



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

Distribución y concentración de cadmio, plomo, cobre y zinc en los tejidos del pez vela (*Istiophorus platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California.

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
DALIA MORENO SIERRA

TUTOR
DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM

COMITÉ TUTOR
DRA. LILIANA VIRGINIA RAQUEL SALDÍVAR Y OSORIO
FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM
DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
DRA. LÍA CELINA MÉNDEZ RODRÍGUEZ
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, D. F. Noviembre 2015



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



Distribución y concentración de cadmio, plomo, cobre y zinc en los tejidos del pez vela (*Istiophorus platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California.

T E S I S

que para obtener el grado académico de

Maestro en Ciencias
(Química Acuática)

p r e s e n t a:

DALIA MORENO SIERRA

Director de tesis:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

Comité Tutorial:

DRA. LILIANA VIRGINIA RAQUEL SALDÍVAR Y OSORIO

DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA

DRA. LÍA CELINA MÉNDEZ RODRÍGUEZ

DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS

México, D. F. Noviembre 2015

Agradecimientos

Este proyecto de investigación involucró la participación de siguientes instituciones y personas, por tal motivo quiero agradecer:

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México que me acepto como un estudiante más y por ayudarme a superarme profesionalmente.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por proporcionarme una beca para llevar a cabo mis estudios de maestría.

Al Dr. Federico Páez Osuna por la confianza, apoyo, asesorías, disposición y la oportunidad de trabajar con él.

Al comité tutorial:

Dra. Liliana Virginia Raquel Saldívar y Osorio

Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez

Dr. Yassir Edén Torres Rojas

por las recomendaciones, sugerencias, correcciones y contribuciones al desarrollo de este proyecto.

A todos los profesores y doctores con los que tuve el gusto de tomar clases y fortalecer mi formación académica

Al Químico Humberto Bojórquez Leyva por la ayuda en la determinación de las técnicas analíticas, análisis químicos y por su disposición mostrada en todo momento.

A Daniel Oviedo Juárez, responsable de la biblioteca, por el material bibliográfico prestado para la elaboración de la tesis.

A Margarita Cordero Ruiz, Diana Juárez, Chantal Ruiz Guerrero y Gabriela Almaraz, por ayudarme en todo momento con información, formatos y solicitudes correspondientes a trámites escolares.

A Germán Ramírez Reséndiz y Carlos Suarez por el apoyo técnico en el centro de cómputo y enlaces con videoconferencias.

A mis compañeros y amigos de la Unidad Académica Mazatlán y del Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología: Magdalena Bergés, José Yacomelo, Kathia Bergés, Juan Pablo Mora, Suammy Gabriela Alarcón, Jesús Armando León, Juan Fierro, Marcela Fregoso, Javier Rochin y Gladys Valencia, por brindarme ayuda, enseñanzas y amistad.

Por último a cada persona que de diferente manera ha dejado huella en mi vida durante esta etapa.

Dedicatoria

A Dios por haberme permitido llegar hasta este punto y haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía durante todo el periodo de estudio.

A mis padres y hermanos por ser el pilar fundamental en todo lo que soy, por el amor, comprensión y apoyo incondicional que siempre me han brindado para llegar a ser una persona de bien y una profesionalista.

El éxito en la vida consiste en seguir siempre adelante.

Samuel Johnson

Índice

	Página
1. Introducción.....	1
2. Antecedentes	5
2.1. Descripción general del pez vela (<i>Istiophorus platypterus</i>).....	5
2.2. Metales pesados	6
Cd	6
Pb	7
Cu	8
Zn.....	9
2.3. Tejidos de estudio, función fisiológica y composición química	10
Músculo	10
Hígado	11
Gónada.....	11
2.4. Índices de riesgo por consumo de alimentos	12
2.5 Límites máximos permisibles	12
2.6. Concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en peces picudos	13
3. Justificación e importancia	16
4. Hipótesis y preguntas	17
5. Objetivos	18
5.1. Objetivo General	18
5.2. Objetivos Particulares	18
6. Área de estudio	19
7. Materiales y métodos	20
7.1. Muestreos	20
7.2. Recolección e identificación de presas principales	20

7.3. Preparación y digestión de los órganos de estudio	23
7.4. Determinación de elementos.....	23
7.5. Biomagnificación o biodisminución	25
7.6. Evaluación de riesgos para la salud.....	25
7.7. Tratamiento estadístico de datos	28
8. Resultados	30
8.1. Biometría.....	30
8.1.1. General	30
8.1.2. Variación anual	31
8.1.3. Tejidos analizados	36
8.1.4. Contenido estomacal	36
8.2. Control de calidad en la cuantificación de metales pesados	41
8.2.1. Cuantificación en tejidos	41
8.2.1.1. Concentración promedio general.....	41
Cd.....	41
Pb.....	44
Cu.....	46
Zn.....	49
Correlaciones generales entre tejidos y metales	51
8.2.1.2. Concentración promedio por año de captura.....	53
Cd.....	53
Pb.....	54
Cu.....	56
Zn.....	57
8.2.1.3. Concentración promedio por sexo y año de captura	59

Cd.....	59
Pb.....	61
Cu.....	62
Zn.....	64
8.2.2. Cuantificación en el contenido estomacal.....	66
8.2.2.1. Concentración promedio general.....	66
Cd.....	66
Pb.....	67
Cu.....	68
Zn.....	69
8.2.2.2. Concentración promedio por año de captura.....	70
Cd.....	70
Pb.....	71
Cu.....	73
Zn.....	74
8.2.2.3. Concentración promedio por sexo.....	75
Cd.....	75
Pb.....	76
Cu.....	77
Zn.....	78
8.3. Factor de biomagnificación o biodisminución.....	79
8.4. Evaluación de riesgos para la salud.....	86
8.4.1. Nivel de exposición estimado.....	86
Cd.....	86
Pb.....	87

Cu.....	87
Zn.....	88
8.4.2. Cociente de peligrosidad objetivo (THQ)	89
8.4.3. Tasa máxima de consumo permisible de pez vela (<i>I. platypterus</i>).....	92
8.4.4. Contrastación con normas nacionales e internacionales	93
9. Discusión.....	97
9.1. Biometría.....	97
9.2. Contenido estomacal	98
9.3. Cuantificación de metales pesados.....	99
9.3.1. Cuantificación de metales pesados en tejidos	99
Concentración promedio general.....	99
Concentración promedio por año de captura.....	103
Concentración promedio por sexo y año de captura	103
Influencia del peso, talla y metales de estudio	105
9.3.2. Cuantificación de metales en el contenido estomacal	106
Concentración promedio general.....	106
Concentración promedio por año de captura.....	108
Concentración promedio por sexo	108
9.4. Factor de biomagnificación o biodisminución.....	109
9.5. Evaluación de riesgos para la salud.....	111
9.5.1. Nivel de exposición estimado.....	111
9.5.2. Cociente de peligrosidad objetivo (THQ)	112
9.5.3. Tasa máxima de consumo permisible de pez vela (<i>I. platypterus</i>).....	113
9.5.4. Contrastación con normas nacionales e internacionales	113
10. Conclusiones.....	115

11. Referencias	118
Anexo I	138

Índice de Figuras

	Página
Figura 1. <i>Istiophorus platypterus</i>	5
Figura 2. Localización aproximada de la zona de captura del pez vela en el Sureste del Golfo de California.....	19
Figura 3. Medida estándar para la talla del pez vela.....	20
Figura 4. Ejemplos de estado de digestión de los organismos presa observados en el presente estudio.....	21
Figura 5. Espectrofotómetro de absorción atómica (Varian SpectrAA 220).....	24
Figura 6. Promedio general \pm error estándar de <i>I. platypterus</i> machos y hembras.....	30
Figura 7. Frecuencia general de <i>I. platypterus</i> machos y hembras.....	31
Figura 8. Frecuencia de <i>I. platypterus</i> machos y hembras del año de captura 2011.....	32
Figura 9. Frecuencia de <i>I. platypterus</i> machos y hembras del año de captura 2012.....	33
Figura 10. Frecuencia de <i>I. platypterus</i> machos y hembras del año de captura 2013.....	34
Figura 11. Promedios por años de captura (2011, 2012 y 2013) \pm error estándar de <i>I. platypterus</i> machos y hembras.....	35
Figura 12. Índice de importancia relativa (% IIR) general de la dieta de <i>I. platypterus</i>	37
Figura 13. Índice de importancia relativa (% IIR) de la dieta de <i>I. platypterus</i> para los tres años de estudio.....	39
Figura 14. Índice de importancia relativa (% IIR) por sexo de la dieta de <i>I. platypterus</i>	40
Figura 15. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	42
Figura 16. Concentración de Cd en el músculo con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	42

Figura 17. Concentración de Cd en el hígado con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	43
Figura 18. Concentración de Cd en la gónada con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	43
Figura 19. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	44
Figura 20. Concentración de Pb en el músculo con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	45
Figura 21. Concentración de Pb en el hígado con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	45
Figura 22. Concentración de Pb en la gónada con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	46
Figura 23. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	47
Figura 24. Concentración de Cu en el músculo con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	47
Figura 25. Concentración de Cu en el hígado con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	48
Figura 26. Concentración de Cu en la gónada con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	48
Figura 27. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	49
Figura 28. Concentración de Zn en el músculo con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	50
Figura 29. Concentración de Zn en el hígado con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	50
Figura 30. Concentración de Zn en la gónada con respecto al peso y a la talla de <i>I. platypterus</i>	51

Figura 31. Promedios por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	54
Figura 32. Promedios por año de captura \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	55
Figura 33. Promedios por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	57
Figura 34. Promedios por año de captura \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	58
Figura 35. Promedios por sexo y año de captura \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i> ..	60
Figura 36. Promedios por sexo y año de captura \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i> ..	62
Figura 37. Promedios por sexo y año de captura \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i>	64
Figura 38. Promedios por sexo y año de captura \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de <i>I. platypterus</i> ..	66
Figura 39. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	67
Figura 40. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	68

Figura 41. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	69
Figura 42. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	70
Figura 43. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	71
Figura 44. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	72
Figura 45. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	73
Figura 46. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	74
Figura 47. Promedio por sexo \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	75
Figura 48. Promedios por sexo \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	76
Figura 49. Promedios por sexo \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	77
Figura 50. Promedios por sexo \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	78

Figura 51. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Cd en la trama alimenticia del pez vela (<i>I. platypterus</i>), usando la fórmula de Gray (2002).....	80
Figura 52. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Pb en la trama alimenticia del pez vela (<i>I. platypterus</i>), usando la fórmula de Gray (2002).....	81
Figura 53. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Cu en la trama alimenticia del pez vela (<i>I. platypterus</i>), usando la fórmula de Gray (2002).....	82
Figura 54. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Zn en la trama alimenticia del pez vela (<i>I. platypterus</i>), usando la fórmula de Gray (2002).....	83
Figura 55. Cociente de peligrosidad objetivo total (TTHQ).....	91
Figura 56. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Cd (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (<i>I. platypterus</i>) y los límites máximos permisibles nacionales.....	93
Figura 57. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Pb (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (<i>I. platypterus</i>) y los límites máximos permisibles nacionales.....	93
Figura 58. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Cu (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (<i>I. platypterus</i>) y los límites máximos permisibles internacionales.....	94
Figura 59. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Zn (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (<i>I. platypterus</i>) y los límites máximos permisibles internacionales.....	94
Figura 60. Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Cd (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (<i>I. platypterus</i>) y los límites máximos permisibles nacionales e internacionales.....	95
Figura 61. Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Pb (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (<i>I. platypterus</i>) y los límites máximos permisibles nacionales e internacionales.....	95

- Figura 62.** Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Cu (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles internacionales..... 96
- Figura 63.** Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Zn (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles internacionales..... 96

Índice de Tablas

	Página
Tabla 1. Porcentajes promedio de humedad (\pm error estándar) en los tejidos liofilizados de <i>I. platypterus</i>	36
Tabla 2. Biometría del contenido estomacal de <i>I. platypterus</i>	36
Tabla 3. Concentraciones certificadas, encontradas y porcentajes de recuperación de las muestras del material de referencia DOLT-4 (mg kg^{-1} , con base a peso seco) y límite de detección del espectrofotómetro de absorción atómica (mg kg^{-1}).....	41
Tabla 4. Correlaciones generales (R Spearman) entre Cd, Pb, Cu y Zn en músculo, hígado y gónada.....	52
Tabla 5. Factor de biomagnificación de Cd, Pb, Cu y Zn en la trama alimenticia del pez vela (<i>I. platypterus</i>), usando la fórmula de Lavoie et al. (2010).	84
Tabla 6. Factor de biomagnificación promedio \pm error estándar (mínimo - máximo) de Cd, Pb, Cu y Zn por estómago de <i>I. platypterus</i> , usando la fórmula de Gray (2002)	85
Tabla 7. Nivel de exposición estimado de Cd (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PTMI de Cd.	86
Tabla 8. Nivel de exposición estimado de Pb (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PTWI de Pb.	87
Tabla 9. Nivel de exposición estimado de Cu (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PMTDI de Cu..	88
Tabla 10. Nivel de exposición estimado de Zn (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PMTDI de Zn. .	88
Tabla 11. Cocientes de peligrosidad objetivo (THQ) correspondiente a Cd y Pb.	89
Tabla 12. Cocientes de peligrosidad objetivo (THQ) correspondiente a Cu y Zn..	89
Tabla 13. Cociente de peligrosidad objetivo total (TTHQ) correspondiente a la sumatoria de los THQ de Cd, Pb, Cu y Zn	90
Tabla 14. Tasa máxima de consumo permisible de pez vela (g día^{-1})	92
Tabla 15. Biometrías de <i>I. platypterus</i> capturados en el año 2011, 2012, 2013.	138

Tabla 16. Espectro trófico general del pez vela (<i>I. platypterus</i>) procedente del sureste del Golfo de California.	139
Tabla 17. Espectro trófico del pez vela (<i>I. platypterus</i>) para los tres años de estudio (noviembre 2011, noviembre 2012 y noviembre 2013) procedente del Sureste del Golfo de California.	141
Tabla 18. Espectro trófico por sexo del pez vela (<i>I. platypterus</i>) procedente del Sureste del Golfo de California.	144
Tabla 19. Factor de biomagnificación promedio de Cd, Pb, Cu y Zn por estómago del pez vela (<i>I. platypterus</i>), usando la fórmula de Gray (2002).	147

Resumen

En el presente estudio se determinaron las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en muestras de músculo dorsal, hígado, gónada y contenido estomacal del pez vela *Istiophorus platypterus* procedente del Sureste del Golfo de California; se estimó el factor de biomagnificación utilizando las concentraciones de estos cuatro metales presentes en el músculo y en el contenido estomacal, posteriormente se evaluaron los análisis de riesgo por el consumo humano. Se muestrearon un total de 67 ejemplares, los cuales de manera general presentaron el siguiente orden de acumulación de metales en los tejidos: hígado>gónada>músculo. En el hígado y la gónada el orden de concentración de metales fue: Zn>Cd>Cu>Pb, mientras que en el músculo las concentraciones de metales fueron Zn>Cu>Cd>Pb. Los resultados del factor de biomagnificación evidenciaron una biodisminución para Cd, Cu y Zn; mientras que Pb se biomagnificó, obteniéndose para este último un $FB_G=1.85$ (69.6% del total de las presas del contenido estomacal exhibieron biomagnificación) y un $FB_L= 1.09$. De acuerdo a los análisis de riesgo, los valores del nivel de exposición estimado de Cd, Pb, Cu y Zn indican que no representan riesgos a la salud de las personas debido a que las concentraciones presentes en el músculo se encuentran por debajo de la ingesta mensual tolerable provisional (PTMI) de Cd, ingesta semanal tolerable provisional (PTWI) de Pb y la ingesta provisional máxima diaria tolerable (PMTDI) de Cu y Zn. Los valores obtenidos de TTHQ revelan que no es probable que se desarrollen efectos nocivos para la salud en hombres, mujeres, adultos y adultas mayores que consumen como mínimo 6.2 kg año^{-1} y como máximo 43.6 kg año^{-1} , sin embargo, los niños podrían desarrollar efectos adversos para la salud si consumen de 17 kg año^{-1} a 30 kg año^{-1} . El consumo máximo diario de este pez indica que debe ser de 162 g para hombres, 145 g para mujeres, 178 g para adultos mayores, 166 g para adultas mayores y 37 g para niños. Las concentraciones de Pb, Cu, Zn en el músculo de *I. platypterus* no excedieron los límites máximos permisibles nacionales e internacionales (UE, OMS, FDA, Australia, India y Nueva Zelanda), únicamente las concentraciones de Cd en el músculo excedieron el 28.0% y el 40.0% los límites máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana (OMS y FDA) y Unión Europea, respectivamente.

Abstract

In the present study the concentrations of Cd, Pb, Cu and Zn were determined in dorsal muscle, liver, gonad and stomach contents of sailfish *Istiophorus platypterus* from the southeastern Gulf of California; biomagnification was also estimated using concentrations of these metals contained in muscle and prey species found in the stomach contents, finally the risk assessment for human consumption were performed. A total of 67 specimens were sampled, which generally showed the following order of metal accumulation in tissues: liver>gonad>muscle. In the liver and gonad, the order of metal concentration was: Zn>Cd>Cu>Pb, while in the muscle it was: Zn>Cu>Cd>Pb. The biomagnification factor showed a biodiminution for Cd, Cu and Zn; while Pb was biomagnified, obtaining a $FB_G=1.85$ (69.6% of the total prey of stomach contents exhibited biomagnification) and a $FB_L=1.09$. According to the risk assessment, the values of the exposure level of Cd, Pb, Cu and Zn indicated that not represent risks to the health of population because the concentrations present in the muscle of Cd, Pb, Cu and Zn are below the provisional tolerable monthly intake (PTMI of Cd), provisional tolerable weekly intake (PTWI of Pb) and provisional maximum tolerable daily intake (PMTDI of Cu and Zn). The TTHQ values show that it is unlikely to develop adverse effects on health of men, women, elderly men and elderly women who consume at least 6.2 kg year⁻¹ and a maximum of 43.6 kg year⁻¹, however, the children could develop adverse effects on health if consumed 17 kg year⁻¹ to 30 kg year⁻¹. The sailfish consumption limit considering the average body weight of the Mexican population, the concentrations of Cd, Pb, Cu and Zn from the muscle found in this study, and their RfD, suggest a maximum daily consumption rate of muscle sailfish 162 g for men, 145 g for women, 178 g for elderly men, 166 g for elderly women and 37 g for children. The concentrations of Pb, Cu, Zn in muscle of *I. platypterus* not exceed the maximum allowable limit of the Official Mexican Standard, European Union, OMS, FDA and international maximum permissible limits (Australia, India and New Zealand), only Cd concentrations in the muscle exceeded the 28.0% and 40.0% of the maximum permissible limits of the Official Mexican Standard (OMS and FDA) and European Union, respectively.

1. Introducción

El Golfo de California se ubica en el noroeste de México delimitado por la Península de Baja California y la costa continental de los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit (SEMARNAT, 2013). Este es considerado uno de los mares con mayor productividad primaria en el mundo (Barjau *et al.*, 2012), además registra una amplia diversidad de ecosistemas con características distintivas entre sí (bosques de manglar, marismas, lagunas intermareales, pantanos, lagunas interiores de agua dulce, sistemas marinos y salobres), lo cual hace que albergue una amplia diversidad de especies (mamíferos marinos, tortugas, aves, crustáceos, peces y macroalgas) que favorecen una rica y compleja trama alimenticia (Páez-Osuna *et al.*, 2003; Lluch-Cota *et al.*, 2007).

Dentro de la gran diversidad de especies presentes en el bajo Golfo de California, podemos encontrar a los peces de pico o picudos (grupo de peces pelágicos que tienen la mandíbula superior más larga que la inferior, como un pico). Los picudos representativos del bajo golfo son el marlín rayado (*Kajikia audax*), marlín azul (*Makaira nigricans*), marlín negro (*Istiompax indica*), pez espada (*Xiphias gladius*) y pez vela (*Istiophorus platypterus*) (Lluch-Cota *et al.*, 2007). El pez vela (*I. platypterus*) se considera la especie más abundante entre los peces de pico del Pacífico mexicano por sus altas capturas (INAPESCA, 2012). El Instituto Nacional de Pesca ha registrado capturas de más de 5000 peces picudos cada año en las aguas de Mazatlán, donde el 80 % son de *I. platypterus* (INAPESCA, 2002; Soto-Jiménez *et al.*, 2010). La Comisión Interamericana del Atún Tropical (2012) indica que las capturas en el año 2010 fueron de alrededor de 500 toneladas métricas (t) de pez vela en la parte oriental del Pacífico, significativamente menos que el promedio registrado entre 1993 y 2007 que fue de 2,100 t (CIAT, 2012). Mundialmente, para el año 2012 se tiene registrado capturas para pez vela de 32,072 t (FAO, 2015a).

Los peces de pico constituyen una importante fuente para la pesca deportiva en los puertos de Mazatlán, La Paz, Los Cabos y a lo largo de las costas del Pacífico mexicano. Aunque muchos peces picudos son capturados y liberados, otros son consumidos localmente y otros se exportan (Rosas-Alayola *et al.*, 2002).

La carne de los picudos se consume ampliamente por la influencia benéfica de los distintos nutrientes que poseen: proteínas de alta calidad, ácidos grasos, vitaminas y minerales. Entre los beneficios para la salud que se han registrado por el consumo de estos nutrientes contenidos en los picudos están la reducción de enfermedades del corazón, derrames cerebrales y partos prematuros (Burger *et al.*, 2005). *I. platypterus* es comercializado principalmente fresco, congelado, y en forma de tortas de pescado y sashimi (pescado crudo fileteado). A pesar de que la carne de pescado es benéfica para la salud, estudios mencionan que depredadores de gran tamaño (e.g., tiburones, pez espada, pez vela, marlín, y atún), pueden colocar al individuo en riesgo de una enfermedad grave debido a la posibilidad de presentar altas concentraciones de metales pesados (Fischer *et al.*, 1995; Soto-Jiménez *et al.*, 2010).

Los metales pesados constituyen un riesgo de contaminación al medio ambiente. Cuando estos son dispersados y liberados por las actividades humanas pueden llegar a convertirse en contaminantes del aire, del suelo y del agua (Nordberg *et al.*, 2007). Estos elementos presentan una gran estabilidad química ante procesos de degradación, provocando que cambien de estado o se combinen con otras sustancias para dar lugar a formas más tóxicas del metal (Svobodova *et al.*, 1993).

Las fuentes de contaminación por metales se pueden dividir en naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales más relevantes son las derivadas de procesos volcánicos, intemperismo y erosión de rocas, restos de animales y plantas en descomposición, incendios forestales, evaporación de las superficies de suelo y agua e hidrotermalismo (He *et al.*, 2013). Las fuentes antropogénicas están relacionadas con numerosas y distintas actividades económicas como la minería, la fundición de minerales, refinado y manufactura de metales utilizados para producir utensilios, herramientas, armas y ornamentos (Santiago, 2007). También implican el vertido de aguas residuales de la industria siderúrgica, de actividades domésticas o las relacionadas con la agricultura; el uso de químicos para combatir plagas y fertilizar los suelos aportan grandes cantidades de cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), cromo (Cr), arsénico (As), entre otros.

Además, la combustión de fósiles, combustión de carbón así como la fabricación de plásticos, recubrimientos anticorrosivos, manufactura de plaguicidas, baterías, soldaduras, pigmentos, producción de acero, entre otras, contribuyen a la contaminación por metales (Barrenetxea *et al.*, 2003; Connell, 2005).

Las diferentes vías de entrada de los metales en los organismos acuáticos se basa en la absorción. Entre las vías de absorción están la ruta dermal, alimenticia y respiratoria (branquias). Los organismos son capaces de absorber metales más rápidamente de lo que sus cuerpos pueden eliminarlos por la orina y las heces (Newman y Unger, 2003), por lo que en algunos casos, los metales se bioacumulan en sus tejidos u órganos y son transferidos a través de la cadena trófica provocando un incremento de su concentración. Esto es referido como una biomagnificación en los niveles bióticos superiores, es decir, la concentración de metales en el pez es mayor a la concentración de la dieta (Rand, 1995).

Algunos metales pesados se encuentran dentro de los organismos vivos, realizando funciones como elementos estructurales, estabilizadores de estructuras biológicas, componentes de mecanismos de control y activadores de los sistemas redox. Estos metales son los llamados metales esenciales o de función conocida y su deficiencia afecta a las funciones biológicas, las cuales pueden ser reversibles al introducir el elemento en particular (Nordberg *et al.*, 2007). Sin embargo, cuando se encuentran en exceso pueden llegar a ser tóxicos. Ejemplo de estos metales son el Cu y el Zn. El Cu se encuentra en la hemocianina y en la hemoglobina de crustáceos, moluscos y peces, respectivamente, mientras que el Zn es requerido para el correcto funcionamiento de numerosas enzimas. Cuando ambos elementos superan el límite de concentración necesario, estos pasan a tener un efecto tóxico sobre el organismo (Iyengar, 1989; Walker *et al.*, 2012).

Existen otros metales que no tienen una función conocida para el perfecto desarrollo del organismo, los llamados no esenciales, cuya absorción provoca efectos tóxicos tanto en concentraciones bajas como altas (límite de tolerancia del organismo). Ejemplo de estos son el Cd y el Pb entre otros. Tanto el Cd como el Pb provocan daños en el sistema nervioso central. El daño en los órganos reproductivos está asociado al Cd, mientras que el Pb provoca cambios

degenerativos en los órganos parenquimatosos (hígado, bazo y riñones), además de que daña al epitelio branquial; los peces afectados mueren por asfixia (Authman *et al.*, 2015). Otro efecto de toxicidad por Pb es que provoca cambios en los parámetros de la sangre: daños en los eritrocitos y leucocitos (Svobodova *et al.*, 1993).

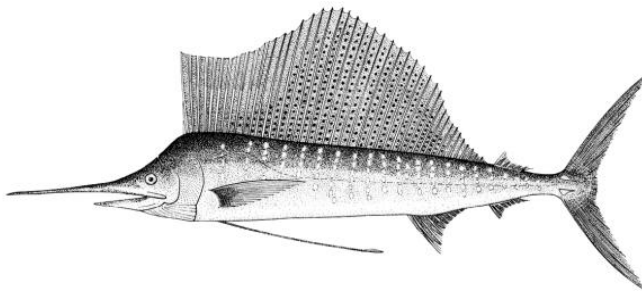
De acuerdo a la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), metales como Cd, Pb, Cu y Zn son considerados como contaminantes tóxicos prioritarios en el agua. La Organización Mundial de la Salud (OMS) considera al Cd y al Pb como metales tóxicos para el medio ambiente (Salas *et al.*, 2001), es debido a ello que existen organizaciones que se encargan de monitorear las emisiones de estos metales. En México, el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC), reportó que en el estado de Sinaloa en el año 2013, se emitieron 0.138 toneladas de Cd donde el 98.66 % corresponde a las emisiones realizadas al agua y el 1.34 % al suelo. Siendo las principales fuentes de emisión de Cd en Sinaloa las industrias relacionadas con la generación de energía eléctrica, petróleo y petroquímica, alimenticio y/o de consumo humano, celulosa-papel y la metalúrgica (incluye la siderúrgica). En ese mismo año se reportó 44.68 toneladas de Pb, donde el 0.46 %, 99.53 % y 0.01 % corresponden a las emisiones realizadas al aire, agua y suelo respectivamente (RETC, 2015). Las fuentes de emisión de este último metal fueron las relacionadas al sector de artículos electrónicos, eléctricos y domésticos, generación de energía eléctrica, petróleo y petroquímica, alimenticio y/o de consumo humano, celulosa-papel, metalúrgica (incluye la siderúrgica) y la del aeropuerto. Estas emisiones al llegar a los ecosistemas afectan a los organismos y, en consecuencia, a los consumidores de estos.

Por lo tanto, dado los porcentajes de emisiones reportados hacia el agua y que *I. platypterus* es considerado un depredador de gran tamaño, existen la posibilidad de riesgos para la salud al consumir esta especie, por lo que el presente trabajo tiene como objetivo establecer las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en los tejidos del pez vela, además de estimar la biomagnificación o biodisminución en relación a su dieta y evaluar el riesgo potencial de estos

metales en las personas consumidoras de pez vela (*I. platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California.

2. Antecedentes

2.1. Descripción general del pez vela (*Istiophorus platypterus*)



Familia: Istiophoridae

Género: *Istiophorus*

Especie: *Istiophorus platypterus*

Figura 1. *Istiophorus platypterus* (Fischer *et al.*, 1995).

El pez vela (*I. platypterus*) posee un cuerpo alargado y muy comprimido, con una mandíbula superior prolongada en un pico largo y delgado. Se reconoce fácilmente por tener la primera aleta dorsal en forma de vela. Posee un color azul oscuro en el dorso, azul claro salpicado de marrón lateralmente y blanco plateado ventralmente. La talla máxima registrada es de 3.2 m de longitud total; lo común es hasta 2.7 m (Nakamura, 1985; Fischer *et al.*, 1995). Esta especie migratoria, se encuentra ampliamente distribuida en las aguas tropicales y templadas de los océanos Pacífico e Índico. En el Pacífico oriental se encuentra distribuido desde México hasta Perú y prefiere los hábitats con temperaturas de entre 28°C a 30°C (Nakamura, 1985; Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2006).

En México, en invierno el centro de abundancia del pez vela está localizado fuera de las costas de Acapulco, de donde migra hacia el norte para llegar a la Península de Baja California, coincidiendo con el movimiento de las aguas cálidas de verano y otoño y su periodo reproductivo (Ramírez-Pérez *et al.*, 2011). Eldridge y Wares (1974) usando datos de la zona de Buenavista, Baja California Sur; Mazatlán, Sinaloa y San Diego, California registraron que el pez vela empieza a madurar durante el periodo de Mayo a Junio y en Julio desova.

Los hábitos alimenticios de *I. platypterus* incluyen una variedad de peces (Bramidae, Stromateidae, Carangidae, Ostracion spp., Gempylidae, *Auxis* spp., *Trachipterus* spp., Belonidae, Balistidae, *Coryphaena* spp., *Lagocephalus* spp, etc.), crustáceos y cefalópodos (Fischer *et al.*, 1995; FAO, 2015a).

2.2. Metales pesados

Existen varias definiciones del término “metales pesados”. Por lo general, se refiere al grupo de metales y metaloides con densidades mayores a 5 g cm^{-3} . Pueden ser brillantes, dúctiles y maleables, tener un punto de fusión alto, ser buenos conductores del calor y electricidad y además ser constituyentes naturales de la corteza terrestre, rocas, suelos, sedimentos, erupciones volcánicas y del agua (Alloway, 2013). Entre los metales y metaloides de mayor preocupación ambiental están el Cd, Pb, Cu y Zn entre otros, los cuales se presentan en muy bajas concentraciones en el agua de mar pero las distintas actividades humanas están incrementando estos niveles, provocando que se conviertan eventualmente en contaminantes cuando se elevan sus concentraciones por encima de los niveles naturales (Athar *et al.*, 1995). Estos elementos poseen la habilidad de concentrarse en los ambientes acuáticos provocando daños a los organismos marinos y a los humanos que ingieren estos organismos (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2010).

Cd

Es un elemento que se encuentra en forma natural en la corteza terrestre, ocupa el lugar número 63 del elemento más abundante sobre ésta (0.000016 %). Es un metal suave y de color blanco plateado. En el medio ambiente no se encuentra como un metal puro, sino como un mineral combinado con otros elementos como el oxígeno (óxido de cadmio), el cloro (cloruro de cadmio) o el sulfuro (sulfato o sulfuro de cadmio) (ATSDR, 1999; NRC *et al.*, 2005). En el agua de mar el Cd puede estar como la siguiente forma: CdCl_2 , CdCl_3^- , CdCl^+ , Cd^{2+} (Ansari *et al.*, 2004).

El Cd es liberado al medio ambiente a través de la descomposición de rocas, incendios forestales y volcanismo. Antropogénicamente se produce fundamentalmente como un subproducto de la minería (fundición y refinación de minerales). Se encuentra principalmente en baterías de níquel-cadmio, pigmentos para telas, cerámica y esmaltados de vidrio, plásticos, fungicidas, aleaciones de metales, recubrimientos anticorrosivos para metales; tornillos, tuercas de seguridad, partes de los aviones, vehículos de motor, cacerolas, sartenes y máquinas expendedoras de bebidas (Hutton *et al.*, 1987; ATSDR, 1999).

El consumo de alimentos con niveles altos de Cd produce síntomas de intoxicación alimentaria en las personas, estos síntomas son: irritación grave del estómago, vómitos, dolor abdominal, diarrea (daño al intestino) y a veces la muerte. La acumulación de Cd en los riñones provoca daños renales y debilitamiento de los huesos, haciéndolos más vulnerables a las fracturas (osteoporosis) (ATSDR, 1999; FEMA, 2006).

Pb

Representa aproximadamente el 0.002 % de la corteza terrestre. Es un metal de color gris-azulado que por lo general se encuentra combinado con otros dos o más elementos formando compuestos. Dentro de los minerales de Pb se encuentra la galena (sulfuro de plomo) que constituye la fuente principal de producción comercial de este metal; la cerusita (carbonato), la anglesita (sulfato), la corcoita (cromato), la wulfenita (molibdato), la piromorfita (fosfato), la mutlockita (cloruro) y la vanadinita (vanadato). (Nordberg, 1998; NRC *et al.*, 2005; ATSDR, 2007). En el agua de mar el Pb se encuentra como la siguiente especiación: PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ y PbCl^+ (Ansari *et al.*, 2004).

Las principales causas naturales de movilización de Pb la constituyen las erupciones volcánicas y la meteorización de las rocas. Antropogénicamente el Pb entra al medio ambiente a través de las minas, fábricas que manufacturan o usan Pb, aleaciones de Pb o compuestos de Pb, plantas de energía, vertederos y sitios de desechos peligrosos. El Pb es liberado al aire cuando se quema carbón, petróleo o desechos y este es removido del aire por la lluvia y por las partículas

que caen al suelo o a aguas de superficie. El Pb y las aleaciones de Pb son componentes comunes de cañerías, baterías, pesas, proyectiles y municiones, revestimientos de cables, láminas, baterías para automóviles, pigmentos en pinturas y barnices para cerámicas (Hutton *et al.*, 1987; ATSDR, 2007).

Este metal afecta principalmente al sistema nervioso de los seres humanos, produce debilidad en los dedos, las muñecas o los tobillos, causa problemas en la síntesis de hemoglobina, produciendo anemia, daña los riñones y el tracto gastrointestinal, produce cólicos (dolor severo de estómago) y eventualmente puede causar la muerte. En mujeres embarazadas, los niveles de exposición altos puede producir abortos y en hombres puede alterar la producción de espermatozoides (FEMA, 2006; ATSDR, 2007).

Cu

Es un elemento esencial para las plantas y animales, presenta una abundancia en la corteza terrestre tal que ocupa el lugar 26 del elemento más abundante (0.0058%). Es un metal rojizo que se encuentra naturalmente en las rocas, en el agua, en los sedimentos y en bajos niveles en el aire. Las propiedades más distintivas es que es un metal maleable y dúctil, un excelente conductor del calor y electricidad. El Cu aparece en una gran variedad de formas: sulfuros, sulfatos, carbonatos, y también como cobre elemental. El mineral más abundante de Cu es la calcopirita (CuFeS_2) (NRC *et al.*, 2005; Pipkin, 2010). En el agua de mar se encuentra como: Cu_2^+ , CuCO_3 y CuOH^+ (Ansari *et al.*, 2004).

Entra al medio ambiente a través de liberaciones de minas de Cu y otros metales, de fábricas que manufacturan o usan Cu metálico o compuestos de Cu, basurales, agua residual doméstica, combustión de desperdicios y combustibles fósiles, producción de madera, producción de abonos de fosfato y de fuentes naturales (polvo en el aire, suelo, volcanes, vegetación en descomposición, incendios forestales y espuma del mar) (ATSDR, 2004). Es usado principalmente en aleaciones de alambre, láminas de metal, cañerías, material para techumbres, baterías de cocina, equipos químicos y farmacéuticos, pinturas para fondos de embarcaciones, pigmento para vidrio, cerámica, esmaltes, vitrificado de

porcelanas y gemas artificiales, teñidura de textiles, fungicidas e insecticidas vegetales, tratamiento de suelos y de aguas, preservativo para madera, cuero y telas, en compuestos pirotécnicos, fabricación del rayón, tratamiento y coloración del papel, entre otros (Nordberg, 1998).

El Cu es esencial para la vida humana, sin embargo, la exposición a dosis por arriba de las requeridas para efectuar las funciones metabólicas, puede causar náuseas, vómitos, calambres estomacales, dolor epigástrico, diarrea, anemia, daño en el hígado, riñón, estómago, irritación del intestino, reducir crecimiento del feto y la muerte (ATSDR, 2004; FEMA, 2006). Concentraciones normales de Cu en el suero humano son de 0.7 a 1.6 mg L⁻¹, no obstante, en condiciones de envenenamiento agudo las concentraciones son superiores a 5 mg L⁻¹ (WHO, 1995). Además, se tiene registrado que cuando las concentraciones de Cu son mayores a 5 mg L⁻¹ causan problemas gustativos, mientras que los efectos gastrointestinales suelen suceder cuando se ingieren más de 2 o 3 mg al día (OMS, 2003).

Zn

Es un elemento esencial y es requerido para una amplia variedad de funciones metabólicas. Se encuentra ampliamente distribuido en el medio ambiente, ocupa el número 24 entre los elementos más abundantes de la corteza terrestre (0.00829%). Se encuentra en el aire, suelo, agua y en todos los alimentos. En su forma pura elemental es un metal brillante de color blanco azulado. Adopta la forma de sulfuro (esfalerita), carbonato, óxido o silicato (calamina) de Zn, combinado con muchos minerales. La esfalerita es el principal mineral de Zn (Nordberg, 1998; ATSDR, 2005; NRC *et al.*, 2005; Pipkin, 2010). En el agua de mar la especiación de Zn es: ZnOH⁺, Zn²⁺ y ZnCO₃ (Ansari *et al.*, 2004).

El Zn entra al aire, agua y suelo como resultado de los procesos naturales y las actividades humanas. La mayor parte del Zn que entra al ambiente es el resultado de la minería (refinación), la producción de acero, la incineración de carbón y de desperdicios, los desagües de industrias químicas y domésticas (ATSDR, 2005). Es usado en la fabricación de monedas, pintura blanca, barnices,

cerámicas, manufactura de caucho, plástico y colorantes para telas, preservativo de madera, en bombas de humo, suplementos vitamínicos, bloqueadores de sol, ungüentos para salpullidos, desodorantes, preparaciones para curar el pie de atleta, caspa y acné, fabricación de piezas de automóviles, equipos eléctricos e informáticos, juguetes, artículos ornamentales, planchas destinadas a tejados y cubiertas, forros de pilas secas, placas de fotograbado, fabricación de cosméticos, vidrio, pegamento blanco y tintas para imprenta. Además, puede alearse con Cu, níquel (Ni), aluminio (Al) y magnesio (Mg) obteniéndose aleaciones denominadas bronces (Nordberg, 1998).

Dosis por arriba de las requeridas de Zn por las personas en un corto período pueden causar calambres estomacales, náuseas y vómito. Si estas altas dosis son ingeridas durante meses puede provocar anemia, desórdenes en el sistema nervioso, daños al páncreas y disminución del tipo de colesterol benéfico (HDL) en la sangre (FEMA, 2006). Se han reportado muertes después de la administración intravenosa de 7.4 g de Zn (WHO, 1995)

2.3. Tejidos de estudio, función fisiológica y composición química

La composición química de los tejidos y órganos de los peces varía considerablemente de una especie a otra o incluso de un pez de la misma especie a otro (FAO, 2001). Esta variación está relacionada a factores como la edad, el sexo, el medio ambiente, el consumo de alimento, el comportamiento migratorio, la maduración sexual y los períodos de desove (FAO, 1995a).

Músculo

La función muscular puede variar entre las especies de peces, sin embargo, éste tejido da la forma del cuerpo del pez, el modo de natación y la velocidad de natación, entre otras funciones (Altringham *et al.*, 1999; FAO, 1999).

Los principales componentes del músculo son: el agua, las proteínas y los lípidos (FAO, 2001). Las proteínas se pueden dividir en estructurales (actina, miosina, tropomiosina y actomiosina), sarcoplásmicas (mioalbúmina, globulina y enzimas) y del tejido conectivo (colágeno), estas están compuestas por

aminoácidos, de los cuales se encuentran presentes la lisina, la metionina, el triptófano, la histidina, la fenilalanina, la leucina, la isoleucina, la treonina, la cistina y la valina (FAO, 1995a). Los lípidos presentes pueden dividirse en ácidos grasos (linoleico, linolénico, eicosapentaenoico, araquidónico), fosfolípidos y triglicéridos (FAO, 1995a).

Los componentes que se encuentran en menor proporción en el músculo son: los carbohidratos, las vitaminas (A, D, E, K, B y C), los azúcares, los aminoácidos libres, las bases nitrogenadas y los minerales (sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), fósforo (P), azufre (S), hierro (Fe), cloro (Cl) , silicio (Si), manganeso (Mn), yodo (I), Mg, Zn y Cu) (FAO, 2001).

Hígado

El hígado es un órgano que desarrolla funciones como el almacenamiento (lípidos, carbohidratos, vitamina A, hierro), la desintoxicación (toxinas, contaminantes), la síntesis de proteínas (e.g. vitelogenina), la digestión (bilis) y el catabolismo (nitrógeno, glucogenólisis), entre otras funciones (Datta-Munshi *et al.*, 1996).

En este órgano se encuentran presentes ácidos grasos (oleico, margárico, valérico), fosfolípidos, colesterol, agua, Ca, Fe, Cu, vitaminas (B2, A, D, niacina y ácido pantoténico) (Jafri *et al.*, 1964; Lambertsen *et al.*, 1965; FAO, 1995a; Sen, 2005).

Gónada

Es un importante órgano endocrino, especializado en la síntesis de hormonas esteroides sexuales, cuya función es la regulación del desarrollo gonadal y la liberación de las hormonas gonadotropinas que son secretadas por la glándula pituitaria localizada en el cerebro, además en este órgano se sintetizan los gametos (Cabrita *et al.*, 2008).

La gónada está compuesta por lípidos (triglicéridos, colesterol, fosfolípidos), carbohidratos, proteínas, enzimas, hormonas y ácidos nucleicos (El-Sayed *et al.*, 1984; Snehalata *et al.*, 2001; Melamed *et al.*, 2005; Sen, 2005).

2.4. Índices de riesgo por consumo de alimentos

Los índices de riesgo por consumo de alimentos tienen como objetivo estimar la probabilidad o posibilidad de ocurrencia de efectos adversos resultantes de la exposición a agentes químicos, físicos y biológicos presentes en los productos alimenticios y agua potable (Newman y Unger, 2003; Leeuwen y Vermeire, 2007). Este proceso comprende una evaluación de todos los factores de riesgo significativos asociados con todos los escenarios de exposición viables e identificables, por ejemplo el impacto que tienen los humanos que están expuestos a sustancias químicas encontradas en productos de consumo, como lo es la ingesta de pescado o moluscos de áreas contaminadas (Asante-Duah, 2002).

Dentro de los índices se encuentra el riesgo potencial y el cociente de peligrosidad objetivo. El riesgo potencial implica determinar si un producto químico puede causar efectos adversos a la salud en los seres humanos (Lee, 2005). Éste compara los niveles de exposición real o previsible como consecuencia de la ingesta de productos alimenticios contaminados con el nivel de ingesta admisible sin afecto adverso (PTWI, PTMI, PMTDI o llamados también ingesta semanal tolerable provisional, ingesta mensual tolerable provisional e ingesta provisional máxima diaria tolerable, respectivamente) (Camean y Repetto, 2006). El cociente de peligrosidad objetivo (Target Hazard Quotient o THQ, por sus siglas en inglés) es una estimación del nivel de riesgo o peligrosidad para el desarrollo de efectos en la salud no cancerosos como resultado de la exposición a contaminantes, es decir, es la relación entre la exposición y la dosis de referencia (RfD). Valores de THQ por debajo de 1 significa que el nivel de exposición es menor que la dosis de referencia, el cual supone que una exposición diaria a este nivel no es probable que cause efectos nocivos durante el tiempo de vida de la población humana. En otras palabras, un THQ por debajo de 1 significa que los efectos adversos son insignificantes (Chien *et al.*, 2002).

2.5 Límites máximos permisibles

En el caso de los productos acuáticos se han generado diversas normas para la protección de los seres humanos, dentro de estas normas se encuentran: La

Norma Oficial NOM-242-SSA1-2009 de México la cual establece que la parte comestible de los productos de la pesca frescos, refrigerados y congelados deben tener una concentración menor de 0.5 mg kg^{-1} (peso húmedo) para Cd y Pb (SEGOB, 2011). La Organización Mundial de la Salud (OMS) limita la concentración de Cd a $0.5 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb a $0.3 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ (FAO/WHO, 1972). La Food and Drug Administration (FDA) indica que la concentración límite de Cd es de $0.5 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ y de Pb $1.3 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ (FDA, 1993a-b). Los límites máximos de residuos permitidos en el pescado por la Unión Europea (UE) para Cd y Pb es de 0.30 mg kg^{-1} (peso húmedo) (CREC, 2006).

Para los límites máximos de las concentraciones de Cu y Zn en pescados no existe información en las normas de México, la OMS y la UE, probablemente porque estos metales se consideran micronutrientes esenciales (FAO, 2013). Sin embargo otros países han determinado los límites máximos permisibles en Cu y Zn para pescados y productos elaborados con pescado como lo es Australia, el cual fijó la concentración límite de Cu en 10 mg kg^{-1} y Zn en 150 mg kg^{-1} , la India determinó la concentración límite en 10 mg kg^{-1} para Cu y 50 mg kg^{-1} para Zn y Nueva Zelanda indica que la concentración límite de Cu debe ser de 30 mg kg^{-1} y 40 mg kg^{-1} (peso húmedo) para Zn (Nauen, 1983).

2.6. Concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en peces picudos

La cuantificación de metales como Cd, Pb, Cu y Zn en peces picudos ha sido poco estudiada a nivel internacional. Algunas de las investigaciones sobre los peces picudos como el marlín rayado (*Kajikia audax*), marlín azul (*Makaira nigricans*), marlín negro (*Istiompax indica*), pez espada (*Xiphias gladius*) y pez vela (*Istiophorus platypterus*) se resumen a continuación.

En el noreste de Australia fueron capturados y analizados 42 marlines negros (*I. indica*) para evaluar su contenido de Cd, Pb, Cu y Zn en hígado y músculo. Las concentraciones encontradas para Cd en músculo fueron de 0.05 a 0.40 ppm y en el hígado 0.2 a 83.0 ppm; para Zn se encontraron concentraciones en el músculo de 5.8 a 14.6 ppm y en el hígado 4.0 a 375 ppm; el Cu en el músculo obtuvo niveles de 0.3 a 1.2 ppm y en el hígado 0.5 a 22.0 ppm y el Pb en el músculo

osciló de 0.1 a 0.9 ppm, y en el hígado de 0.4 a 1.1 ppm. Los resultados de este estudio indican que debe existir una prohibición temporal en el uso de esta especie para el consumo humano, además concluyeron que las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn no están correlacionadas ni con la longitud ni con el peso del pez (Mackay *et al.*, 1975).

En el Mediterráneo, en el área del estrecho de Messina, Sicilia, Italia se capturaron 192 ejemplares de pez espada (*X. gladius*) en el periodo de Junio a Agosto de 1999, 2000, 2001 y 2002, esto con el fin de evaluar los efectos ecotoxicológicos causados por alteradores endocrinos. Dentro de los análisis realizados a estos ejemplares fue la determinación de las concentraciones de Cd y Pb presentes en el hígado, obteniendo como resultado concentraciones con rangos para Cd de 1 a 28 ppm y Pb menores a 1.6 ppm. Esto mostró la variabilidad que existe entre los años de captura, por lo cual se sugirió vigilar continuamente esta especie ya que tiene alto interés comercial y ecológico (Fossi *et al.*, 2004).

Para el área del Océano Índico Occidental se realizó una comparación entre las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en hígado y músculo del pez espada (*X. gladius*) proveniente del Canal de Mozambique y las aguas que rodean la isla Reunión. En el Canal de Mozambique se capturaron 42 ejemplares, siendo el promedio de las concentraciones expresadas en $\mu\text{g g}^{-1}$ como sigue: hígado, Cd 163, Pb 0.18, Cu 54.7 y Zn 213; músculo, Cd 1.04, Pb 0.12, Cu 0.64 y Zn 41.7. En las aguas que rodean la isla Reunión se capturaron 14 individuos, obteniéndose concentraciones promedio expresadas en $\mu\text{g g}^{-1}$ como se muestra a continuación: hígado, Cd 169, Pb 0.09, Cu 65.4 y Zn 239; músculo, Cd 0.60, Pb 0.01, Cu 0.65 y Zn 73.5. El patrón de acumulación de metales en el hígado fue igual en los ejemplares procedentes del Canal de Mozambique y la isla Reunión, este patrón fue: Zn>Cd>Cu>Pb. En el músculo los ejemplares del Canal de Mozambique acumularon metales en el siguiente orden: Zn>Cd>Cu>Pb, mientras que los ejemplares de la isla Reunión el orden fue: Zn>Cd=Cu>Pb. La conclusión a la que se llegó con este estudio fue que ciertos valores de Cd, Pb y Zn muscular estuvieron por encima de los umbrales para el consumo humano ($0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ para

Cd, $0.4 \mu\text{g g}^{-1}$ para Pb y $50 \mu\text{g g}^{-1}$ para Zn). Además de que los niveles de concentraciones de metales varían entre los tejidos, la longitud de los peces y las dietas, rara vez estuvieron influenciados por el sexo y el estado reproductivo (Kojadinovic *et al.*, 2007).

En Madrid, España se efectuó un estudio para evaluar el riesgo en la salud de mujeres de edad fértil (de 25 a 44 años de edad) por el consumo de pez espada (*X. gladius*). Este estudio consistió en la detección de Cd y Pb en muestras de músculo, además de la estimación provisional de ingesta semanal tolerable (PTWI) de estos dos metales. Para ello, se tomaron 37 muestras de músculo procedentes de comercios pequeños, en las cuales se encontró niveles de Pb menores a $0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ en todas las muestras, Cd osciló en un rango de 0.02 a $0.25 \mu\text{g g}^{-1}$, con un promedio de $0.08 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$. La ingesta tolerable para las mujeres en edad fértil de Pb no pudo ser calculada debido a que las concentraciones presentes en el músculo se situaron por debajo del límite de detección ($0.1 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que para Cd se estimó en un rango de entre 401.80 y $422.80 \mu\text{g semana}^{-1}$, por lo tanto una ración de 150 g contendría una concentración de $12 \mu\text{g}$ de Cd, que es alrededor del 3% de PTWI. La conclusión que se obtuvo en este estudio fue que el comer músculo de *X. gladius* no representa riesgos para la salud en mujeres de edad fértil considerando a Cd y Pb (Herrerros *et al.*, 2008).

Damiano *et al.* (2011) realizaron un análisis comparativo sobre la acumulación de Cd y Pb en el pez espada de las áreas Mediterráneas y Atlánticas. Para ello, analizaron 10 g de músculo de 56 especies de *X. gladius*. 12 eran procedentes del mar Jónico, 10 del sur del mar Tirreno, 12 del centro del mar Tirreno, 11 del Atlántico Noroccidental y 11 del Atlántico Centro-Norte. Los resultados de las concentraciones promedio de los ejemplares fueron las siguientes: procedentes del mar Jónico, Cd fue de $0.158 \pm 0.080 \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb $1.049 \pm 0.358 \mu\text{g g}^{-1}$; procedentes del sur del mar Tirreno, Cd fue de $0.101 \pm 0.054 \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb $1.160 \pm 0.747 \mu\text{g g}^{-1}$; procedentes del centro del mar Tirreno, Cd fue de $0.116 \pm 0.134 \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb $1.358 \pm 0.916 \mu\text{g g}^{-1}$; procedentes del Atlántico Noroccidental, Cd fue de $0.045 \pm 0.032 \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb $1.078 \pm 0.495 \mu\text{g g}^{-1}$; procedentes del

Atlántico Centro-Norte, Cd fue de $0.042 \pm 0.041 \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb $0.968 \pm 0.646 \mu\text{g g}^{-1}$. Estas concentraciones indicaron diferencias entre las áreas Mediterráneas y Atlánticas, siendo las áreas Mediterráneas las que presentaron las mayores concentraciones, debido a la presencia de fuentes antropogénicas (industrias). Las concentraciones promedio de Cd en las dos áreas no excedieron el límite máximo permisible de la Comisión Europea ($0.30 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que para Pb todos los ejemplares analizados excedieron este límite máximo permisible. Se encontró correlación significativa entre la talla y la concentración de Cd y Pb en el músculo.

En México se han registrado escasos estudios de peces picudos con bioacumulación de metales, dentro de estos estudios se encuentran algunos para *K. audax* e *I. platypterus*.

Soto-Jiménez et al. (2010) analizaron las concentraciones de Cd y Pb en músculo comestible de 17 peces vela (*I. platypterus*) y 13 marlín rayado (*K. audax*) capturados cerca de la zona costera de Mazatlán (sureste del Golfo de California) encontrando las siguientes concentraciones: Para *I. platypterus*, el Cd fluctuó de 0.26 a $1.55 \mu\text{g g}^{-1}$ y el Pb de 0.16 a $1.50 \mu\text{g g}^{-1}$. Mientras que en *K. audax*, el Cd varió de 0.12 a $1.38 \mu\text{g g}^{-1}$ y el Pb de 0.18 a $0.49 \mu\text{g g}^{-1}$. De acuerdo a los cálculos realizados de la tasa de ingesta semanal de metales se obtuvo que las concentraciones de Cd y Pb de las muestras de ambos peces (*I. platypterus* y *K. audax*) no representan ningún riesgo para los consumidores.

3. Justificación e importancia

Determinadas concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en las aguas de cualquier ambiente acuático suelen resultar tóxicas para los diferentes organismos, así como para las personas que los consumen. Debido a las diversas fuentes antropogénicas y naturales que aportan estos metales al Golfo de California, surge la necesidad de generar información que contribuya a conocer el impacto que tienen Cd, Pb, Cu y Zn en los organismos acuáticos, como lo es el pez vela (*I. platypterus*). En este pez existe un número muy limitado de estudios en relación a la acumulación de metales, factor de biomagnificación y riesgos a la salud.

Por lo tanto, considerando que el pez vela acumula metales debido a que consume altas cantidades de alimento por sus elevadas tasas metabólicas se pretende conocer como es el orden de bioacumulación de Cd, Pb, Cu y Zn en sus tejidos (músculo, hígado y gónada). Además, determinar si estos metales que principalmente provienen de la dieta o las presas que se encuentran presentes en el contenido estomacal de *I. platypterus* se están biomagnificando.

Adicional a esto, se conoce que *I. platypterus* es consumido por la población de lugares como Mazatlán y otras comunidades del sur de Sinaloa y la Península de Baja California, es por ello que se necesita saber el riesgo potencial de cada uno de los metales en las personas que son consumidoras de este pez.

4. Hipótesis y preguntas

Las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en el músculo, hígado y gónada de los organismos capturados de *I. platypterus* en las aguas del sureste del Golfo de California no están influenciados por factores como tamaño, peso, sexo de los individuos y año de captura. Se espera que la acumulación de estos metales sea mayor en el hígado que en el músculo y la gónada y que las concentraciones promedio sean mayores en los metales esenciales (Zn, Cu) que en los metales no esenciales (Cd, Pb).

Investigaciones previas (e.g., Szefer, 1991; Gray, 2002) indican que Cd, Pb, Cu y Zn no se biomagnifican, por lo cual mediante los factores de transferencia correspondientes se espera que ocurra una biodisminución de estos cuatro metales.

Se espera que las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn de los ejemplares capturados en noviembre 2011, noviembre 2012 y noviembre 2013 no pongan en riesgo la salud humana por el consumo de este pez en las raciones típicas de consumo.

Por lo tanto, este trabajo pretende contestar preguntas como:

1. ¿Existen niveles de concentración detectables de Cd, Pb, Cu y Zn en muestras de hígado, músculo, gónada y contenido estomacal del pez vela?

2. ¿Existe variabilidad de cada uno de los elementos en función del sexo, talla, peso y año de captura?
3. ¿Cuál es el factor de transferencia de Cd, Pb, Cu y Zn en el pez vela que habita las aguas de la región Sureste del Golfo de California?
4. Considerando los cocientes de peligrosidad, los niveles de Cd, Pb, Cu y Zn en el músculo del pez vela, ¿podrían constituir un riesgo para la salud humana al consumir éste? y ¿cuál es la ración que se recomienda consumir de este pez por las personas que acostumbran incluirlo en su dieta?

5. Objetivos

5.1. Objetivo General

Determinar la concentración de Cd, Pb, Cu y Zn en los tejidos del pez vela (*I. platypterus*) capturado en la región sureste del Golfo de California y evaluar el riesgo para el consumo humano.

5.2. Objetivos Particulares

1. Cuantificar los niveles de Cd, Pb, Cu y Zn en el hígado, músculo, gónada y contenido estomacal de *I. platypterus*.
2. Determinar la posible biomagnificación o biodisminución de los cuatro metales presentes en el pez vela con relación al contenido estomacal.
3. Evaluar el riesgo potencial de cada metal estudiado en personas que son consumidoras de pez vela mediante los índices apropiados.
4. Contrastar las concentraciones obtenidas en el músculo del pez vela versus los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Mexicana y en regulaciones de otros países.

6. Área de estudio

La zona de captura se ubica en las aguas adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, sobre el Golfo de California, la cual comprende una zona de transición donde la corriente de California, la Norecuatorial y la de la Costa Mexicana convergen (Torres-Rojas *et al.*, 2010). La corriente de California viaja hacia el sureste y se caracteriza por transportar aguas frías ($12-18\text{ }^{\circ}\text{C}$) con salinidad <34.5 , mientras que la corriente Norecuatorial que proviene del sur de México, conduce hacia el noroeste aguas cálidas ($\geq 18\text{ }^{\circ}\text{C}$) con salinidad <35.0 . Estas dos corrientes al mezclarse con el flujo saliente de la Corriente del Golfo de California que acarrea aguas cálidas ($\geq 12\text{ }^{\circ}\text{C}$) con salinidad ≥ 35.0 hacia el sur propicia condiciones muy particulares, como frentes, remolinos e intrusiones, además de que en ésta zona se presentan las salinidades más bajas de todo el Golfo (De La Lanza-Espino, 1991; Torres-Orozco, 1993; Lavin y Marinone, 2003).

El semicírculo con un radio de 50 millas indica el área donde opera la flota pesquera deportiva (**Figura 2**) y donde fueron capturados los ejemplares estudiados.

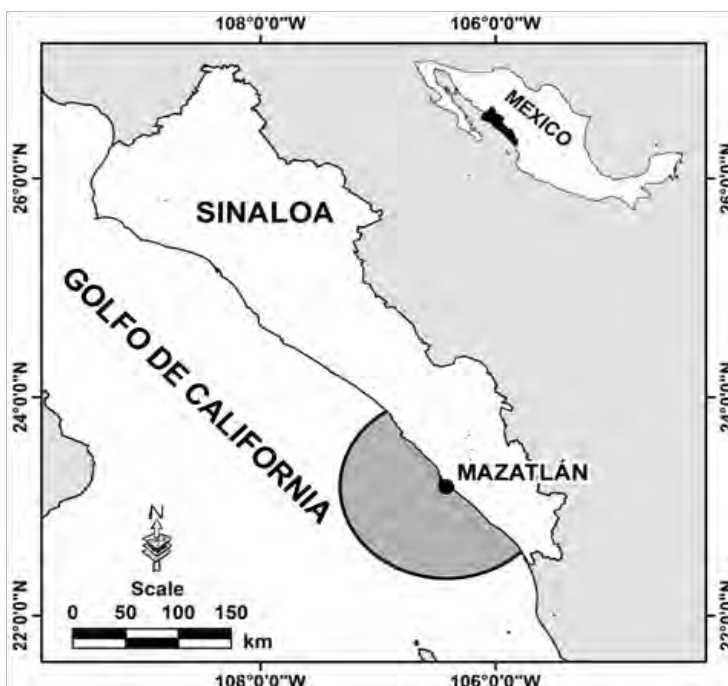


Figura 2. Localización aproximada de la zona de captura del pez vela en el Sureste del Golfo de California.

7. Materiales y métodos

7.1. Muestreos

La recolección de muestras de pez vela se realizó los días 19 y 20 de noviembre de 2011, 17 de noviembre de 2012 y 23 y 24 de noviembre de 2013 en el “11avo Torneo de Pez Vela de El Debate”, “12avo Torneo de Pez Vela de El Debate” y “13avo Torneo de Pez Vela de El Debate” respectivamente, en Mazatlán, Sinaloa. De cada individuo se registraron los parámetros: peso, sexo y talla; la talla correspondió a la longitud maxilar inferior (LMI), es decir, la distancia desde la mandíbula inferior hasta la furca; el sexo se determinó mediante inspección visual de la morfología de las gónadas. **(Figura 3)**.

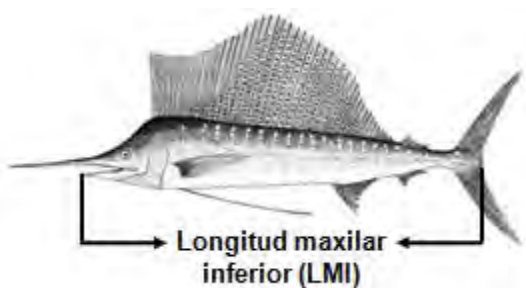


Figura 3. Medida estándar para la talla del pez vela.

De cada espécimen se recolectaron las vísceras y una porción de músculo dorsal anterior (entre 50 y 70 g). Estos tejidos fueron almacenados en bolsas de plástico y depositados temporalmente sobre hielo, para su transporte al laboratorio y su inmediata congelación. El material utilizado para la recolección de las muestras así como para los análisis de éstas se limpió de acuerdo a la técnica descrita por Moody y Lindstrom (1977).

7.2. Recolección e identificación de presas principales

Para obtener las presas de cada espécimen muestreado, se extrajo el estómago a través de una incisión en la parte ventral, el contenido estomacal se colocó en bolsas de plástico y se congeló inmediatamente para detener el proceso de digestión, posteriormente se identificó cada presa en el laboratorio. La identificación de las presas consistió en clasificarlas de acuerdo a su grado de

digestión, para ello se le asignó una numeración (Galván-Magaña, 1999), donde el estado I correspondió a los organismos frescos, es decir, organismos con estado de digestión mínimo; el estado II se asignó a una digestión media, estos fueron organismos con pérdida de alguna estructura corporal, ya sea con ausencia de piel pero con presencia de músculo; el estado de digestión III correspondió a esqueletos, vertebras o partes del cuerpo de los organismos y el estado IV se asignó a las partes duras, como mandíbulas de cefalópodos (**Figura 4**).

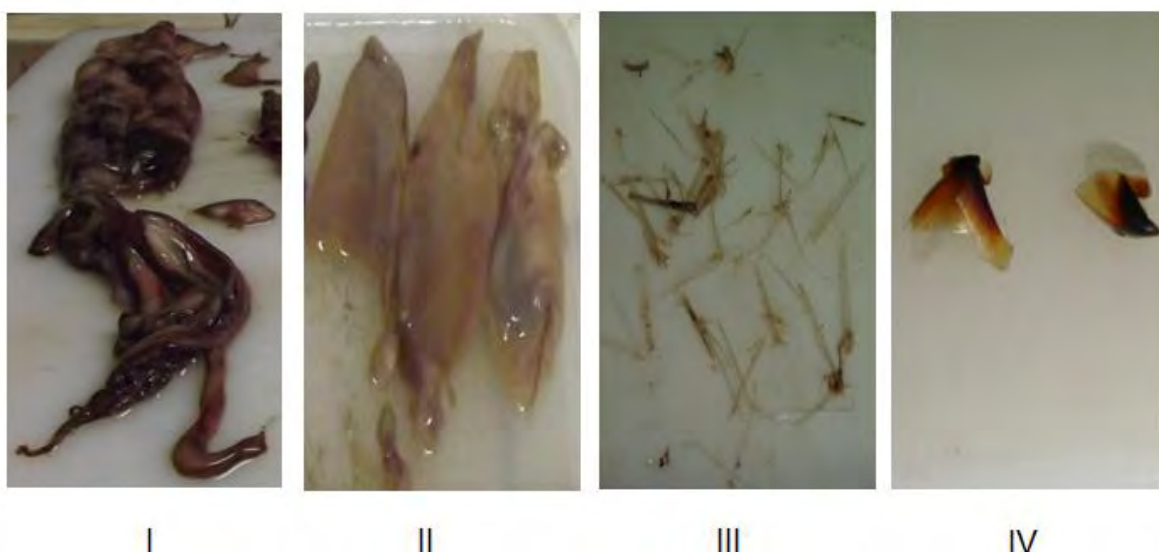


Figura 4. Ejemplos de estado de digestión de los organismos presa observados en el presente estudio.

Posterior a la clasificación de las muestras por el estado de digestión se procedió a la identificación, para el estado de digestión mínimo se utilizó las claves de Allen y Robertson (1994), las de la Guía para la Identificación de Especies para los Fines de la Pesca del Pacífico Centro-Oriental (Fisher *et al.*, 1995) y las de Thomson *et al.* (2000). Para los organismos con estados de digestión más avanzados se utilizaron las claves de Clothier (1950), de Fitch y Brownell (1968) y de Wolff (1984).

La cuantificación de los componentes de la dieta se realizó empleando el método numérico (N), gravimétrico (P) y el de frecuencia de aparición (FA). El método numérico consiste en el conteo de individuos de cada especie en los

estómagos analizados, el cual se expresa en % del total de presas; el método gravimétrico se basa en el peso de cada especie presa, éste es referido en % del peso total de todas las especies presa y el método de frecuencia de aparición refleja la frecuencia con la que se encuentra una determinada especie presa, éste es expresado en % de la totalidad de estómagos con alimento. Estos tres métodos son combinados para formar el índice de importancia relativa (IIR), el cual incorpora todas las medidas estimando y dando importancia general a cada presa en particular. Las fórmulas utilizadas para la cuantificación de los componentes de la dieta fueron las siguientes (Chipps y Garvey, 2007):

$$N = \frac{n_i}{NT} \times 100 \quad P = \frac{p}{PT} \times 100 \quad FA = \frac{n}{NE} \times 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\% \text{ IIR} = (\% N + \% P) \times \% FA \quad (\text{Ec. 2})$$

Dónde:

n_i = Número total de presas de una determinada especie.

NT = Número total de presas de todas las especies.

p = 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.

Después de identificar, cuantificar y pesar cada presa se procedió a limpiarlas completamente con agua purificada milli-Q e inmediatamente fueron llevadas 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 de forma manual, para después realizarles el mismo procesamiento de digestión ácida que el de los órganos de estudio. Las presas pequeñas fueron digeridas en su totalidad mientras que las presas de mayor tamaño se seleccionaron una porción.

7.3. Preparación y digestión de los órganos de estudio

Las muestras recolectadas fueron descongeladas a temperatura ambiente durante la noche, cada tejido de estudio (hígado, músculo y gónada) fue separado y pesado individualmente. Estos fueron limpiados completamente con agua purificada milli-Q e inmediatamente se congelaron durante 2 días. Posterior a la congelación, se liofilizaron durante 72 horas en una liofilizadora Labconco a $-43\text{ }^{\circ}\text{C}$ y 200×10^{-3} mBar para después ser homogeneizados en un mortero semiautomatizado (Reish) de ágata y de forma manual. Una vez homogeneizados se sometieron a una digestión ácida (por triplicado) usando vasos de digestión de teflón con capacidad de 60 mL (Savillex).

Se utilizaron alícuotas de 0.250 ± 0.003 g de tejido seco en cada vaso de digestión. Se adicionaron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3 , grado ultrapuro $> 65\%$). En todas las muestras se llevó a cabo una predigestión de 12 horas, para después ser colocadas en un baño de arena a $120\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 3 horas. Las muestras finalmente digeridas se llevaron a un volumen final de 20 mL con agua purificada milli-Q y fueron almacenadas en frascos de polietileno previamente acondicionados y lavados de acuerdo a la técnica de limpieza de Moody y Lindstrom (1977) (MESL, 1997; Kojadinovic, 2007).

7.4. Determinación de elementos

Para determinar las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn, las muestras fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con un sistema de corrección por efecto Zeeman en horno de grafito y en flama (Varian SpectrAA 220; **Figura 5**). El efecto Zeeman corrige las interferencias espectrales debidas a los componentes de la matriz (todo lo que acompaña al analito), utilizando un campo magnético de manera intermitente, es decir, la absorbancia del analito es igual a la señal con el campo magnético apagado (absorbancia analito más fondo) menos la señal con el campo magnético encendido (absorbancia fondo) (Harris, 2006).

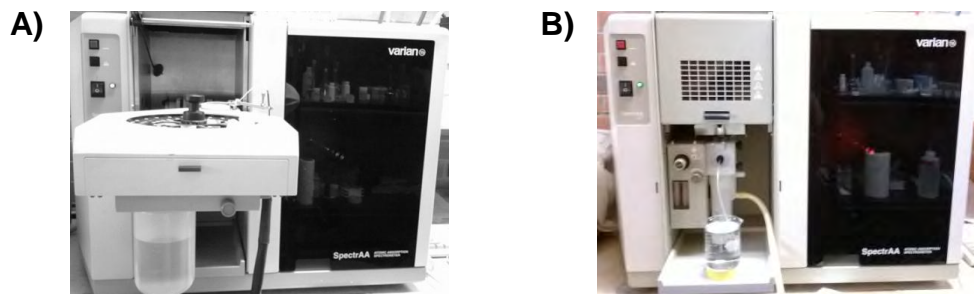


Figura 5. Espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) con un sistema de corrección por efecto Zeeman (Varian SpectrAA 220). A) EAA con horno de grafito, B) EAA con Flama

Los parámetros que se utilizaron en el equipo de AA para la lectura de los metales fueron los siguientes:

- Cd: longitud de onda de 228.8 nm.
- Pb: longitud de onda de 217 nm.
- Cu: longitud de onda de 324.8 nm.
- Zn: longitud de onda de 213.9 nm.

Para la validación de la metodología se empleó un material de referencia apropiado y similar al material que se analizó, en este caso fue el hígado de pez DOLT-4 el cual ha sido certificado por el Consejo Nacional de Investigación de Canadá (CNRC). Para ello se analizó un estándar cada 25 muestras y por medio de los resultados analíticos de cada metal se calcularon los porcentajes de recuperación, de manera tal que la técnica fue aceptada cuando dichos porcentajes produjeron eficiencias entre un 85 y un 115% (FWS, 1985).

Los límites de detección de cada metal en el espectrofotómetro de absorción atómica se determinaron considerando la respuesta del blanco, a partir de la desviación estándar obtenida de al menos 10 lecturas de absorbancia del blanco, y dicha desviación se multiplicó por dos (ya que estadísticamente, la probabilidad que está dentro de 2 desviaciones estándar es del 95.4%) (FWS, 1985).

7.5. Biomagnificación o biodisminución

Para determinar la biomagnificación de Cd, Pb, Cu y Zn, se evaluó la relación de la concentración de cada uno de estos metales entre el depredador *I. platypterus* y sus presas utilizando la fórmula de Gray (2002) y la fórmula de Lavoie et al. (2010), donde establecen el incremento de la concentración entre los niveles tróficos siempre y cuando el factor de biomagnificación sea >1. Se consideró que ocurre una biomagnificación cuando la presa presentó las concentraciones más bajas que el depredador, de lo contrario ocurrió una biodisminución que es cuando la concentración del contaminante decrece conforme el nivel trófico se incrementa.

Fórmula de Gray (2002):

$$FB_G = [\text{metal}] \text{ del depredador} / ([\text{metal}] \text{ de la presa}) \quad (\text{Ec. 3})$$

Fórmula de Lavoie et al. (2010):

$$FB_L = [\text{metal}] \text{ del depredador} / (\sum_{i=1}^n [\text{metal}] \text{ presa}_i * IIR_i) \quad (\text{Ec. 4})$$

Dónde:

FB_G = Factor de Biomagnificación de Gray.

FB_L = Factor de Biomagnificación de Lavoie.

[metal] = [Cd], [Pb], [Cu] o [Zn], respectivamente.

IIR = Índice de importancia relativa /100.

7.6. Evaluación de riesgos para la salud

El riesgo potencial para la salud de las personas por el consumo de *I. platypterus* se estimó a través del cálculo del nivel de exposición utilizando la siguiente fórmula (EPA, 2000b):

$$E_m = \frac{C_m * CR}{BW} \quad (\text{Ec. 5})$$

Dónde:

E_m = nivel de exposición ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$).

C_m = concentración del metal (Cd, Pb, Cu y Zn) en la parte comestible de pescado expresado como peso húmedo (mg kg^{-1} , peso húmedo).

CR = tasa media de consumo diario de pescado (kg día^{-1}).

BW= peso corporal de un consumidor individual (70.43 kg para hombres, 62.90 kg para mujeres, 77.30 kg para adultos mayores, 72.15 kg para adultas mayores y 16 kg para niños) (CANAIVE, 2012).

Los niveles de exposición de consumo de *I. platypterus* fueron comparados con los niveles de Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI), niveles de Ingesta Mensual Tolerable Provisional (PTMI) y los niveles de Ingesta Provisional Máxima Diaria Tolerable (PMTDI) establecidos como seguros por la FAO/OMS (JECFA, 2003; FSA, 2004).

PTWI y PTMI es una cantidad estimada de un contaminante que puede ser ingerido durante la vida sin riesgo apreciable, la ingesta ocasional del metal por encima de PTWI y PTMI no tendría consecuencias para la salud, pero si el consumo promedio supera continuamente estos valores la salud se pone en riesgo. Valor de PTWI para la población en general de Pb es de $25 \mu\text{g semana}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal (JECFA, 2011) y el valor de PTMI para Cd es de $25 \mu\text{g mensual}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal (JECFA, 2013).

PMTDI es una cantidad estimada para contaminantes que no tienen propiedades acumulativas, el valor representa la exposición humana permisible a consecuencia de la presencia natural de la sustancia en los alimentos, en este caso los oligoelementos Cu y Zn. Valores de PMTDI para la población en general de Cu es $500 \mu\text{g día}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal y Zn es de $300 \mu\text{g día}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal (JECFA, 1982a; JECFA, 1982b; FSA, 2004).

Adicionalmente, se calculó el cociente de peligrosidad objetivo (THQ), este fue calculado de acuerdo a la U.S. EPA Región III Tabla de concentraciones en función del riesgo, este se describe por la **Ecuación 6** (EPA, 2000a; Li *et al.*, 2013).

$$\text{THQ} = ([\text{EFr}] [\text{ED}_{\text{tot}}] [\text{FIR}] [\text{MC}] / [\text{RfD}] [\text{BW}_a] [\text{AT}_n]) \quad (\text{Ec. 6})$$

Dónde:

EFr = Frecuencia de exposición ($365 \text{ días año}^{-1}$).

ED_{tot} = Duración de la exposición (equivalente a la vida media de 75 años; INEGI, 2014).

FIR = Tamaño medio de la porción de pescado que cada grupo de la población debe consumir ($g \text{ día}^{-1}$).

MC = Concentración del metal (Cd, Pb, Cu o Zn) en el pescado expresado como peso húmedo ($\mu g \text{ g}^{-1}$, peso húmedo).

RfD = Dosis oral de referencia ($\mu g \text{ kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) que es probable que sea sin riesgo apreciable de efectos perjudiciales durante toda la vida ($1 \times 10^{-3} \mu g \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ para Cd, $4 \times 10^{-3} \mu g \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ para Pb, $4 \times 10^{-2} \mu g \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ para Cu y $3 \times 10^{-1} \mu g \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ para Zn) (EPA, 2000a).

BW_a = Peso corporal medio de la población en general o subpoblación (70.43 kg para hombres, 62.90 kg para mujeres, 77.30 kg para adultos mayores, 72.15 kg para adultas mayores y 16 kg para niños) (CANAIVE, 2012).

AT_n = Tiempo medio de exposición a no carcinógenos ($365 \text{ días año}^{-1} \times ED_{tot}$).

El Total THQ (TTHQ) de los metales estudiados para *I. platypterus* se realizó con la **Ecuación 7** (Chien *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2013).

$$TTHQ = THQ (Cd) + THQ (Pb) + THQ (Cu) + THQ (Zn) \quad (\text{Ec. 7})$$

Dónde:

THQ (Cd) = Cociente de peligrosidad objetivo de Cd.

THQ (Pb) = Cociente de peligrosidad objetivo de Pb.

THQ (Cu) = Cociente de peligrosidad objetivo de Cu.

THQ (Zn) = Cociente de peligrosidad objetivo de Zn.

El cálculo de la tasa máxima de consumo permisible se efectuó con la **Ecuación 8**. Esta ecuación es utilizada cuando una especie de consumo tiene un contaminante que no causa efectos cancerígenos en la salud (EPA, 2000b).

$$CR_{lim} = \frac{RfD * BW}{C_m} \quad (\text{Ec. 8})$$

Dónde:

CR_{lim} = Tasa máxima de consumo permisible ($kg\ día^{-1}$)

RfD = Dosis oral de referencia ($mg\ kg^{-1}\ día^{-1}$) que es probable que sea sin riesgo apreciable de efectos perjudiciales durante toda la vida ($1 \times 10^{-3}\ \mu g\ g^{-1}\ día^{-1}$ para Cd, $4 \times 10^{-3}\ \mu g\ g^{-1}\ día^{-1}$ para Pb, $4 \times 10^{-2}\ \mu g\ g^{-1}\ día^{-1}$ para Cu y $3 \times 10^{-1}\ \mu g\ g^{-1}\ día^{-1}$ para Zn) (EPA, 2000a).

BW = Peso corporal medio de la población en general o subpoblación (70.43 kg para hombres, 62.90 kg para mujeres, 77.30 kg para adultos mayores, 72.15 kg para adultas mayores y 16 kg para niños) (CANAIVE, 2012).

C_m = Concentración del metal (Cd, Pb, Cu o Zn) en una especie de pez ($mg\ kg^{-1}$, peso húmedo).

7.7. Tratamiento estadístico de datos

Con el objetivo de estudiar las diferencias temporales (años de captura), tamaño, peso, sexo y contenido metálico de los tejidos seleccionados y del contenido estomacal de *I. platypterus* se aplicaron las siguientes pruebas estadísticas, mediante el paquete estadístico Statistica 10.0 y Microsoft Office Excel 2007:

Para verificar la hipótesis de normalidad se realizó el test de Kolmogorov-Smirnov el cual es útil en aquellas distribuciones con un gran número de datos ($n > 30$) y el de Shapiro-Wilk que es útil para distribuciones con menor número de datos ($n < 30$). Para verificar la homocedasticidad se utilizó el test de Levene. Si los datos fueron normales y homocedásticos o no normales y homocedásticos se aplicó el test de ANOVA (una vía o factorial) (Underwood, 1997). En los casos en los que no se obtuvo normalidad y homocedasticidad se aplicó las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis que es útil para comparar varias muestras y de Mann-Whitney que es útil para comparar dos muestras. El grado de significación que se empleó en estos análisis fue $p < 0.05$ (Montgomery, 2004; Zar, 2010).

Las correlaciones entre los diferentes niveles de los metales de los tejidos seleccionados así como los factores talla y peso del pez vela fueron realizados con el test de Spearman, el cual es útil cuando los datos no cuentan con una distribución normal y donde el valor de $p < 0.05$ indica que hay correlación

significativa. El coeficiente de correlación de Spearman (R) puede tener valores que varían entre -1 hasta +1, pasando por el cero, cuando el valor resultante es cercano a +1 se dice que ambas variables se asocian directamente de manera muy estrecha, mientras que cuando el valor resultante es cercano a -1 se dice que ambas variables se asocian inversamente de manera muy estrecha y cuando el coeficiente de correlación R de Spearman tiene un valor cercano a cero se dice que ambas variables no presentan asociación (Zar, 2010; Laerd-Statistics, 2013).

Para determinar si existieron diferencias entre las especies presa del contenido estomacal de *I. platypterus* por año de captura y sexo se utilizó el programa estadístico PRIMER 6.1.7. En éste se realizó un análisis de similitud (ANOSIM), el cual utiliza el índice de Bray-Curtis de similitud (éste considera en conjunto la presencia y abundancia de las especies). Los resultados de este análisis muestran un R global que oscila entre 0 y 1 y un valor de p global de significación que se expresa en porcentaje. Valores de R= 0 indican que las similitudes dentro de cada grupo y entre grupos no tienen ninguna separación, mientras que valores de R=1 indican una alta separación dentro de cada grupo y entre grupos, valores de $p < 0.05$ indican diferencias significativas. Posterior a esto, se realizó el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), el cual es útil para identificar las especies presa que contribuyeron más a la similitud y disimilitud entre los factores año y sexo (Clarke y Warwick, 2001).

8. Resultados

8.1. Biometría

8.1.1. General

Los ejemplares analizados de *I. platypterus* capturados en noviembre de 2011, noviembre 2012 y noviembre 2013 fueron en total 67, de los cuales 29 corresponden a machos y 38 a hembras. Los machos presentaban una longitud maxilar inferior (LMI) máxima de 240 cm y mínima 170 cm, teniendo como promedio 191.3 ± 2.6 cm; para las hembras la longitud maxilar inferior (LMI) máxima registrada fue de 228 cm y mínima 163 cm, teniendo como promedio 193.8 ± 2.3 cm (**Figura 6A y 7A**). Con respecto al peso, el máximo registrado para los machos fue de 33.3 kg y mínimo de 19.1 kg, teniendo como peso promedio 25.8 ± 0.7 kg; las hembras registraron un peso máximo de 37.4 kg y mínimo 19.8 kg, pesando en promedio 26.8 ± 0.8 kg (**Figura 6B y 7B**).

Al realizarles el análisis estadístico se encontró que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) en cuanto al tamaño y al peso general de los ejemplares machos y hembras de *I. platypterus* ($F_{(1,65)} = 0.53$; $p = 0.47$ para tallas, $p = 0.32$ para peso).

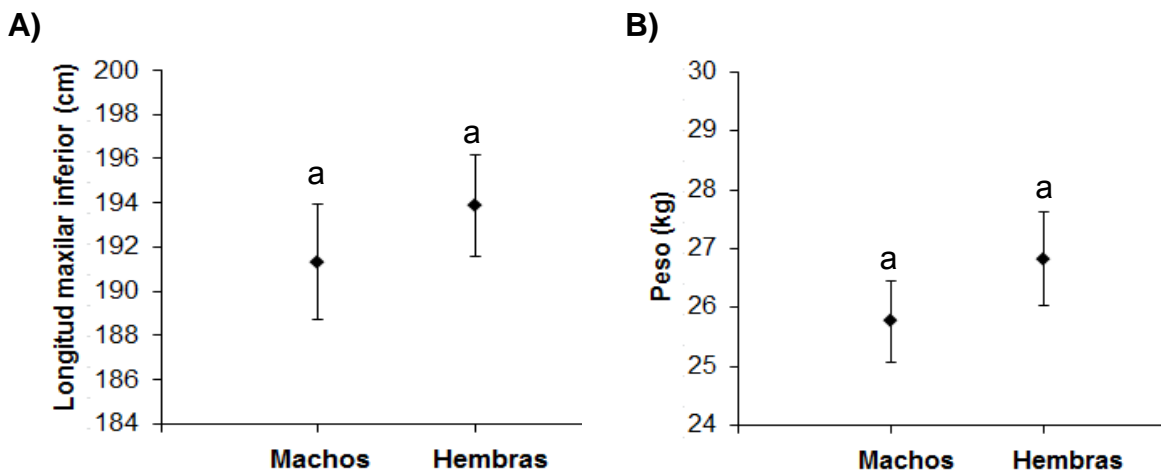


Figura 6. Promedio general \pm error estándar de *I. platypterus* machos y hembras.

A) Longitud maxilar inferior (cm), B) Peso (kg). Letras diferentes indican que son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

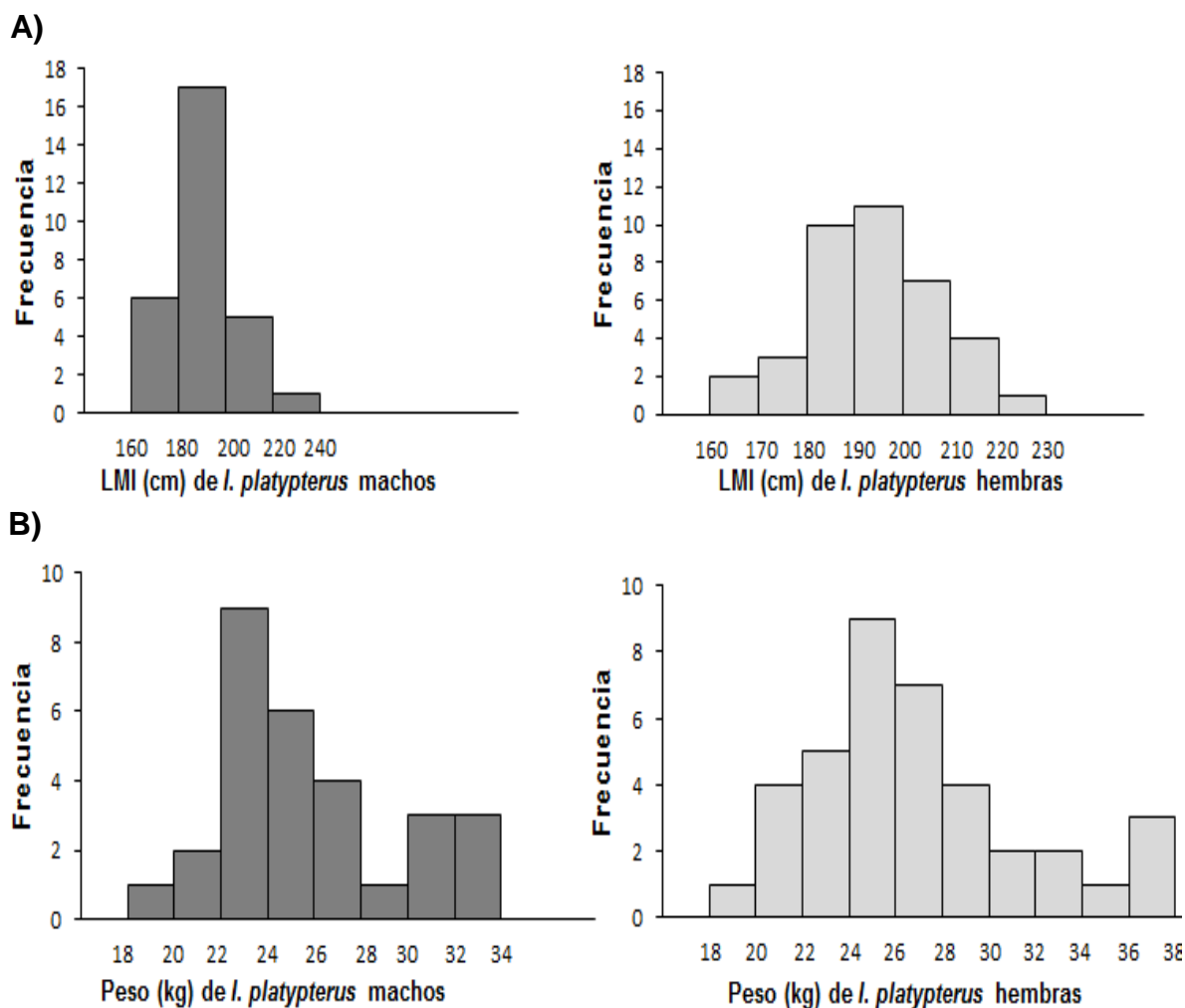


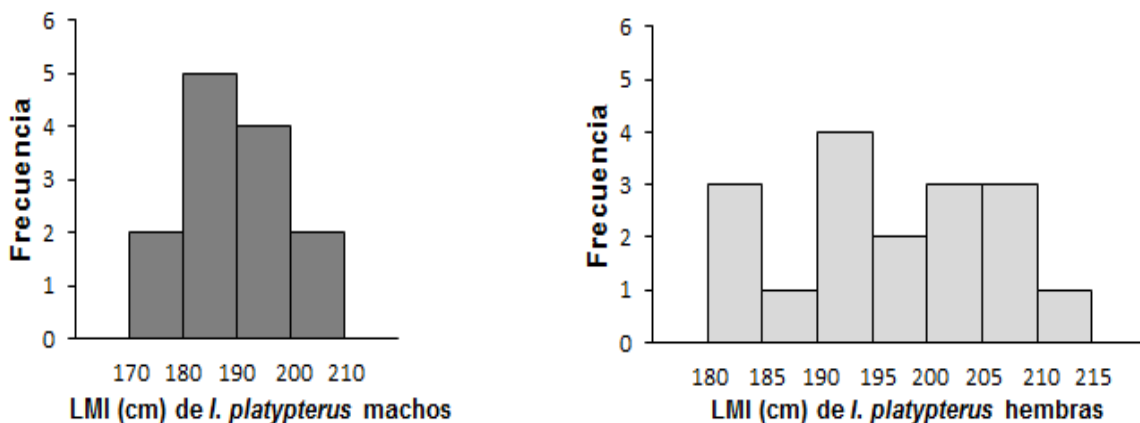
Figura 7. Frecuencia general de *I. platypterus* machos y hembras. A) Longitud maxilar inferior (LMI expresada en cm), B) Peso (kg).

8.1.2. Variación anual

Los ejemplares analizados de *I. platypterus* capturados en noviembre de 2011 fueron en total 30, de los cuales 13 eran machos y 17 hembras. La longitud maxilar inferior (LMI) promedio de los machos fue de 191.3 ± 2.8 cm, estos presentaron como talla (LMI) máxima 210 cm y mínima 178 cm; las hembras registraron en promedio 197.0 ± 2.2 cm y presentaron una talla (LMI) máxima de 211 cm y una mínima de 184 cm (**Figura 8A**). El peso promedio de los machos fue de 25.9 ± 0.9 kg, estos presentaron un máximo de 33.3 kg y un mínimo de 20.8 kg;

las hembras registraron un peso promedio de 29.2 ± 1.1 kg, pesaron como máximo 37.4 kg y como mínimo 23.4 kg (**Figura 8B**).

A)



B)

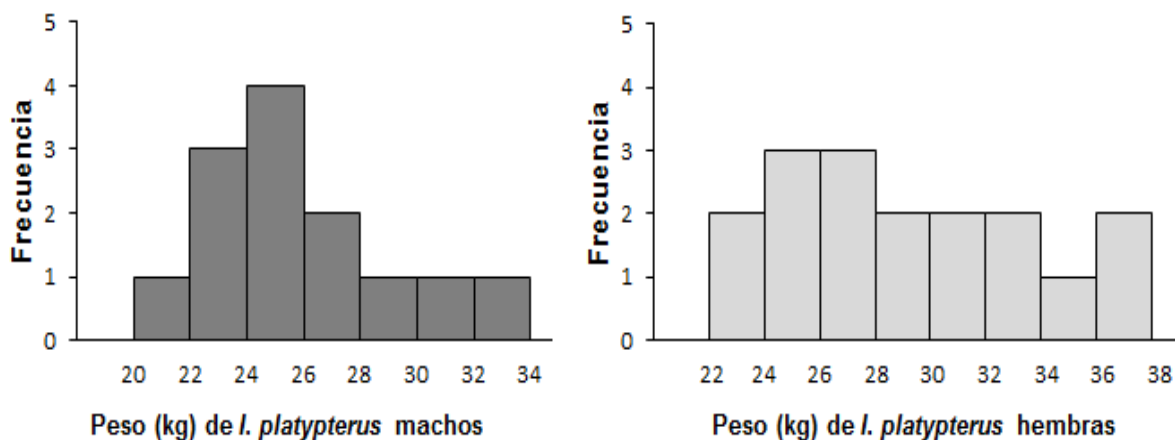


Figura 8. Frecuencia de *I. platypterus* machos y hembras del año de captura 2011. A) Longitud maxilar inferior (LMI expresada en cm), B) Peso (kg).

Los ejemplares analizados de *I. platypterus* correspondientes al año 2012 fueron en total 19, de los cuales 8 eran machos y 11 hembras, el promedio de la longitud maxilar inferior (LMI) para los machos fue de 187.6 ± 4.3 cm, presentando como talla (LMI) máxima 213 cm y mínima 172 cm; las hembras presentaron un promedio de 189.5 ± 5.0 cm y registraron una talla (LMI) máxima de 228 cm y mínima de 163 cm (**Figura 9A**). Con respecto al peso, los machos tenían en

promedio 25.2 ± 1.2 kg, estos pesaron como máximo 33.2 kg y como mínimo 22.7 kg; las hembras pesaron en promedio 24.2 ± 0.8 kg y registraron un peso máximo de 29.5 kg y como mínimo 19.8 kg (**Figura 9B**).

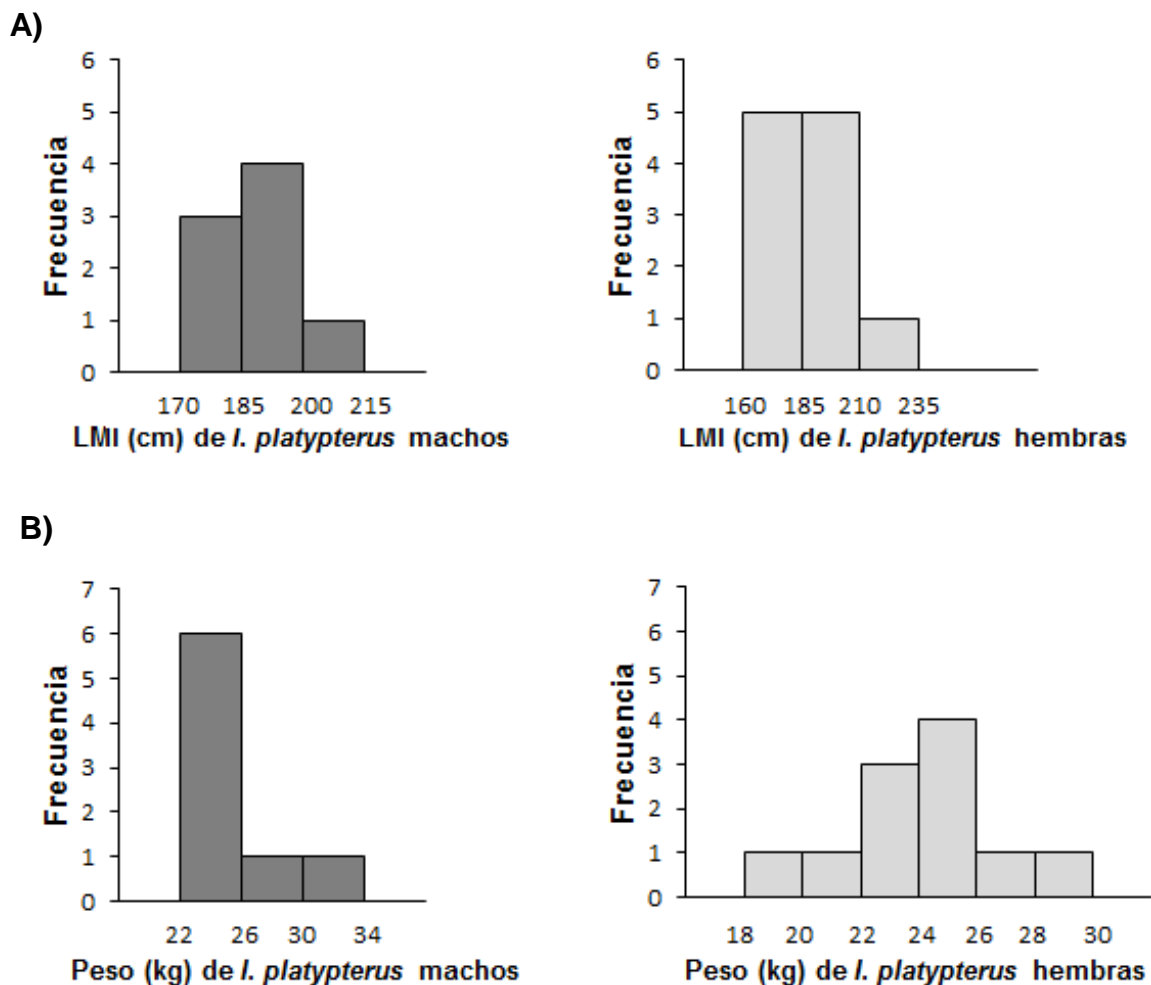
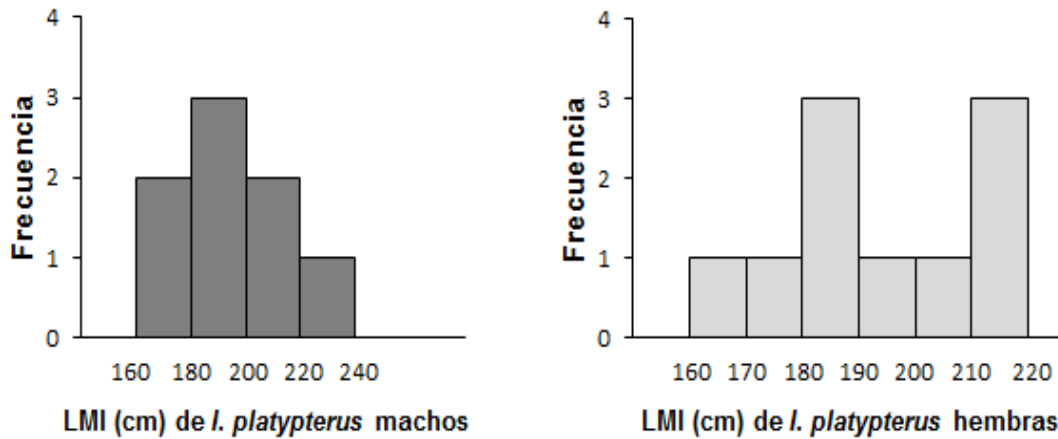


Figura 9. Frecuencia de *I. platypterus* machos y hembras del año de captura 2012. A) Longitud maxilar inferior (LMI expresada en cm), B) Peso (kg).

Los ejemplares correspondientes al año 2013 fueron en total 18, de los cuales 8 eran machos y 10 hembras. El promedio de la longitud maxilar inferior (LMI) en machos fue de 195.0 ± 7.6 cm, estos presentaron una talla (LMI) máxima de 240 cm y una mínima de 170 cm; las hembras registraron como promedio 193.2 ± 5.7 cm y una talla máxima de 220 cm y una mínima de 167 cm (**Figura 10A**). Con respecto al peso, los machos registraron un peso promedio de $26.1 \pm$

2.0 kg, obteniendo como máximo 33.1 kg y como mínimo 19.1 kg; las hembras tuvieron un promedio de 25.6 ± 1.5 kg y presentaron un peso máximo de 36.5 kg y un mínimo de 20.5 kg (**Figura 10B**).

A)



B)

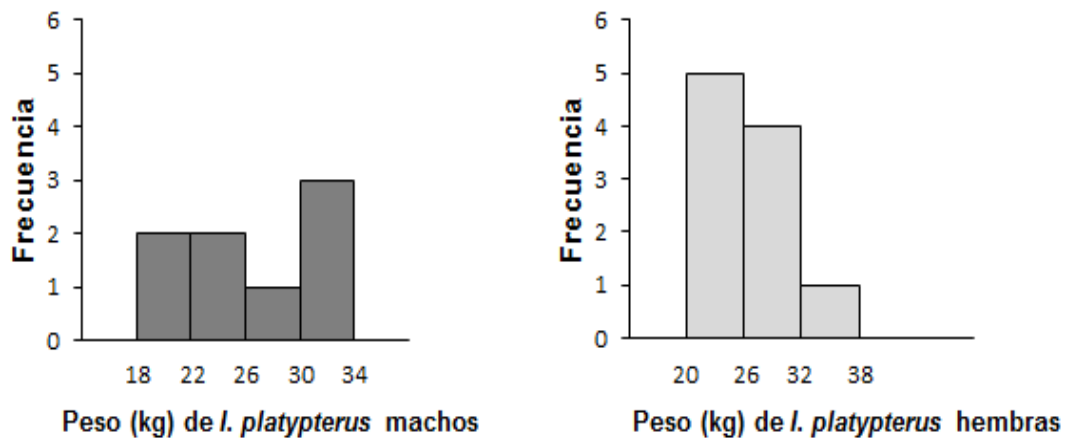


Figura 10. Frecuencia de *I. platypterus* machos y hembras del año de captura 2013. A) Longitud maxilar inferior (LMI expresada en cm), B) Peso (kg).

La **Figura 11A** y **11B** muestra de manera conjunta los promedios y el error estándar de la longitud maxilar inferior (cm) y peso (kg) de *I. platypterus* machos y hembras de los años de estudio 2011, 2012 y 2013.

Al realizar el análisis estadístico se encontró que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) en cuanto al tamaño, al peso y a los años de captura de los

ejemplares machos y hembras de *I. platypterus* ($F_{(2,61)}=0.39$; $p=0.68$ para tallas y $F_{(2,61)}=2.05$; $p=0.14$ para pesos).

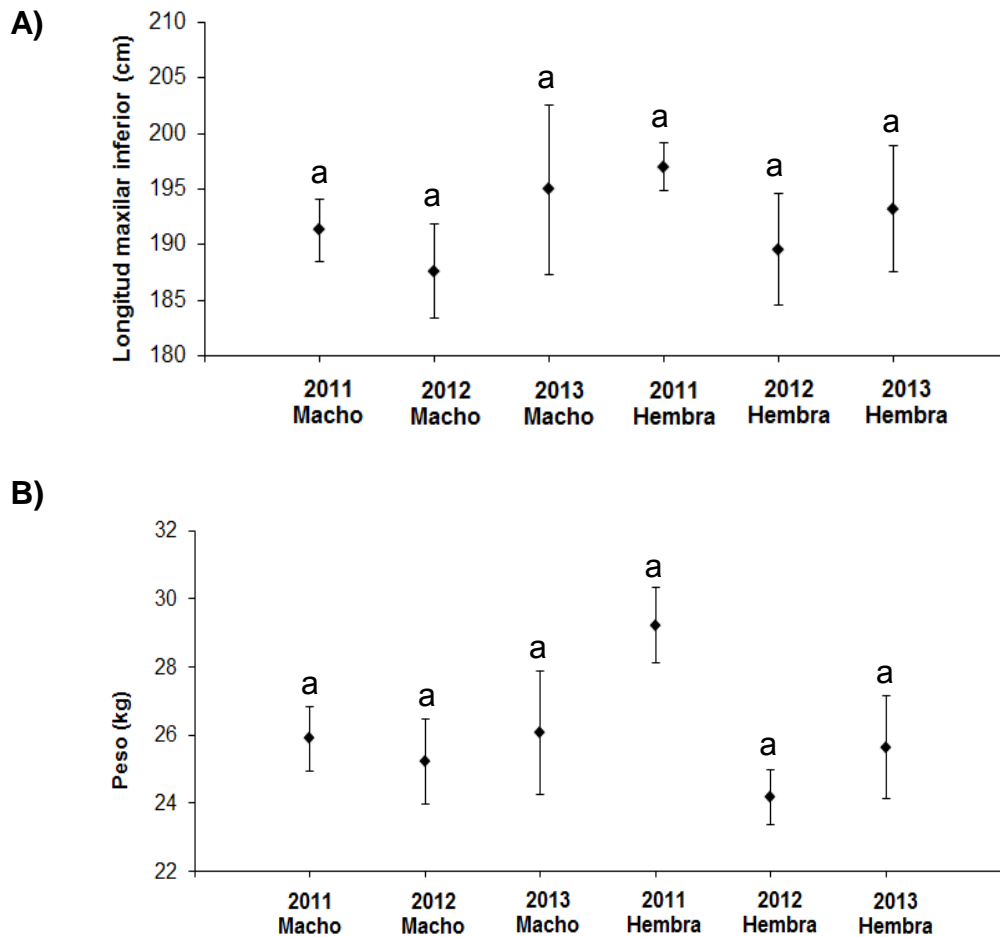


Figura 11. Promedios por años de captura (2011, 2012 y 2013) \pm error estándar de *I. platypterus* machos y hembras. A) Longitud maxilar inferior (LMI, expresada en cm), B) Peso (kg). Letras diferentes indican que son significativamente diferentes ($p<0.05$) entre sí las medias.

En el **Anexo 1 (Tabla 15)** se detallan por año de captura los datos sobre la longitud maxilar inferior (cm) y el peso (kg) de los ejemplares de *I. platypterus* estudiados.

8.1.3. Tejidos analizados

Se analizaron en general un total de 67 músculos, 67 hígados y 63 gónadas de los ejemplares de *I. platypterus*; los cuales para el año 2011 correspondieron 30 músculos, 30 hígados y 29 gónadas; para el año 2012, 19 músculos, 19 hígados y 16 gónadas; y para el 2013, 18 músculos, 18 hígados y 18 gónadas.

El porcentaje promedio general de humedad de los tejidos liofilizados fue como sigue: músculo 76.6 ± 0.4 %, hígado 73.6 ± 0.4 % y gónada 81.3 ± 0.4 %. La **Tabla 1** muestra los porcentajes promedio de humedad de los tejidos liofilizados de *I. platypterus* por año de captura y general.

Tabla 1. Porcentajes promedio de humedad (\pm error estándar) en los tejidos liofilizados de *I. platypterus*. Letras diferentes son aquellas que son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre años para un mismo tejido; y en los promedios generales, entre los tejidos.

Tejido	Años			
	2011	2012	2013	General
Músculo	74.2 ± 0.5^a	79.3 ± 0.5^b	77.7 ± 0.8^b	76.6 ± 0.4^a
Hígado	71.3 ± 0.5^a	76.0 ± 0.4^b	75.0 ± 0.6^b	73.6 ± 0.4^b
Gónada	80.1 ± 0.6^a	82.6 ± 0.9^a	81.9 ± 1.0^a	81.3 ± 0.4^c

8.1.4. Contenido estomacal

De los 67 ejemplares analizados de *I. platypterus* 53 ejemplares presentaban alimento o contenido estomacal de los cuales 25 corresponden al año 2011, 16 al año 2012 y 12 al año 2013. En la **Tabla 2** se detalla para cada año el número de presas correspondientes, el peso expresado en gramos y el número de especies.

Tabla 2. Biometría del contenido estomacal de *I. platypterus*.

Año	Número de estómagos	Número de presas	Peso de las presas (g)	Número de especies
2011	25	507	2727.01	13
2012	16	1061	1634.08	11
2013	12	209	519.70	17
General	53	1777	4880.79	23

En el análisis de la clasificación general del contenido estomacal de los ejemplares de *I. platypterus* se encontró que las presas que presentaron el mayor índice de importancia relativa (% IIR) fueron *Balistes polylepis* (50.52 %), *Fistularia corneta* (14.99 %), *Dosidicus gigas* (13.08 %), *Argonauta* spp. (6.85 %), *Caranx* spp. (6.58 %), diversos individuos de la familia Scombridae (4.36 %) y *Scomber japonicus* (1.48 %). (Figura 12). En el Anexo 1 (Tabla 16) se detalla de manera general el espectro trófico del pez vela (*I. platypterus*) procedente del área del Sureste del Golfo de California, expresado en valores porcentuales los métodos numérico (% N), gravimétrico (% P), frecuencia de aparición (% FA) e índice de importancia relativa (% IIR).

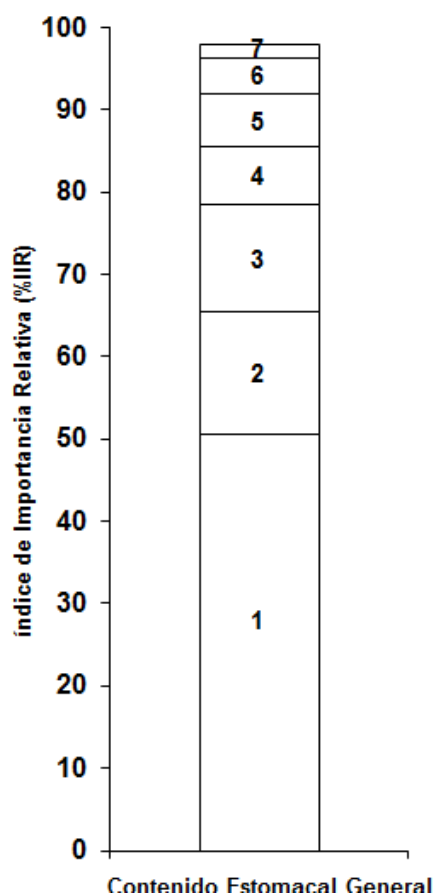


Figura 12. Índice de importancia relativa (% IIR) general de la dieta de *I. platypterus* procedente del Sureste del Golfo de California: 1. *Balistes polylepis*; 2. *Fistularia corneta*; 3. *Dosidicus gigas*; 4. *Argonauta* spp.; 5. *Caranx* spp.; 6. Familia Scombridae; 7. *Scomber japonicus*.

En el análisis de la clasificación del contenido estomacal de los ejemplares de *I. platypterus* por años se encontró que en los ejemplares del año 2011 las presas que presentaron el mayor índice de importancia relativa (% IIR) fueron *Balistes polylepis* (26.19 %), *Caranx* spp. (25.80 %), *Dosidicus gigas* (19.56 %), familia Scombridae (17.11 %) y *Argonauta* spp. (6.24 %). Mientras que para los ejemplares de *I. platypterus* del año 2012 las presas que presentaron el mayor índice de importancia relativa (% IIR) fueron *Balistes polylepis* (47.81 %), *Fistularia corneta* (43.39 %), *Argonauta* spp. (5.54 %) y *Caranx caballus* (2.03 %). Para el año 2013, las presas que presentaron el mayor índice de importancia relativa (% IIR) fueron *Dosidicus gigas* (66.01 %), *Balistes polylepis* (12.49 %), *Scomber japonicus* (9.22 %), *Tylosurus crocodilus fodiator* (3.21 %) y familia Exocoetidae (2.95 %). (**Figura 13**).

Al realizar un análisis estadístico entre los años de captura y los contenidos estomacales de los ejemplares de *I. platypterus* se determinó que existe diferencias significativas entre las especies presa presentes en los tres años ($R=0.302$; $p=0.001$). Al comparar los años 2011 y 2012 se obtuvo un valor de $R=0.232$, $p=0.001$ y un promedio de disimilitud = 89.17 %, en estos dos años la mayor disimilitud es generada por los peces *Balistes polylepis* que contribuyen con un 25.95 % de la disimilitud total, seguido por *Fistularia corneta* (20.32 %), familia Scombridae (8.76%), *Caranx* spp. (8.67 %), *Dosidicus gigas* (8.59 %), *Caranx caballus* (7.48 %), *Argonauta* spp. (4.20 %), *Scomber japonicus* (4.16 %) y *Coryphaena hippurus* (3.70 %). Al comparar los años 2011 y 2013 se obtuvo un valor de $R=0.182$, $p=0.02$ y un promedio de disimilitud = 90.59 %, en estos dos años la mayor disimilitud es generada por los calamares *Dosidicus gigas* que contribuyen con un 25.35 % de la disimilitud total, seguido por *Caranx* spp. (15.60 %), familia Scombridae (12.91 %), *Scomber japonicus* (11.50 %), *Balistes polylepis* (9.22 %), *Coryphaena hippurus* (3.81 %), *Decapterus* spp. (2.89 %), *Caranx caballus* (2.56 %), *Hemiramphus saltator* (2.53 %), *Argonauta* spp. (2.31 %) y *Auxis* spp. (2.26 %). La comparación entre los años 2012 y 2013 mostró un valor de $R= 0.662$, $p=0.001$ y un promedio de disimilitud = 96.05 %, en estos dos años la mayor disimilitud es generada por los peces *Balistes polylepis* que contribuyen

con un 31.32 % de la disimilitud total, seguido por *Fistularia corneta* (22.58 %), *Dosidicus gigas* (15.07 %), *Caranx caballus* (8.22 %), *Scomber japonicus* (5.25 %), *Argonauta* spp. (4.50 %) y *Hemiramphus saltator* (3.15 %).

En el **Anexo 1 (Tabla 17)** se detalla el espectro trófico del pez vela (*I. platypterus*) para los tres años de estudio.

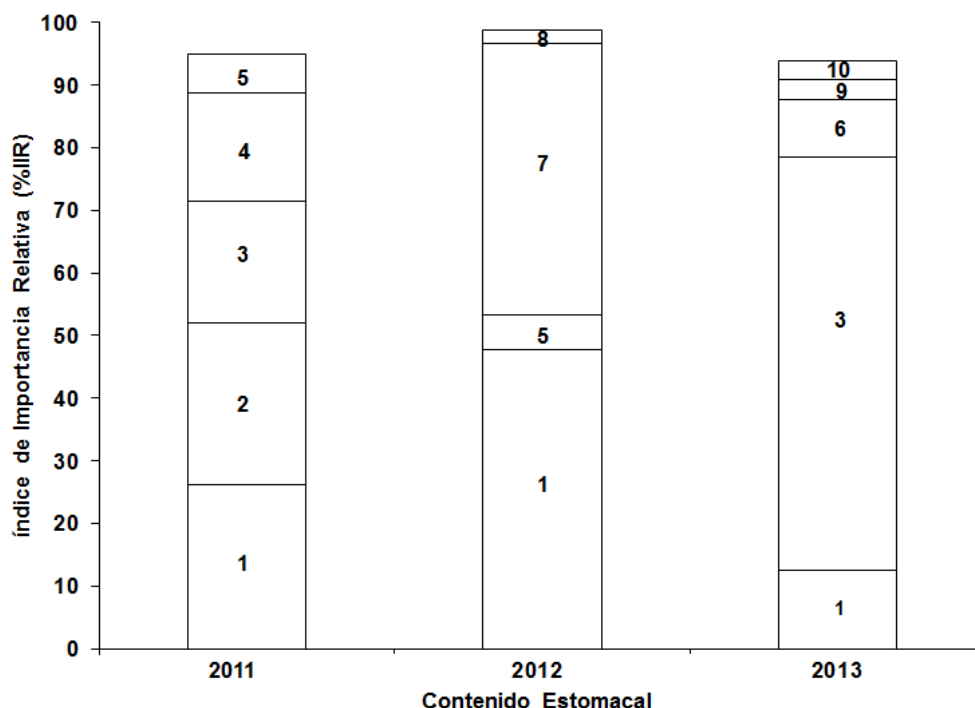


Figura 13. Índice de importancia relativa (% IIR) de la dieta de *I. platypterus* para los tres años de estudio: 1. *Balistes polylepis*; 2. *Caranx* spp.; 3. *Dosidicus gigas*; 4. Familia Scombridae; 5. *Argonauta* spp.; 6. *Scomber japonicus*; 7. *Fistularia corneta*; 8. *Caranx caballus*; 9. *Tylosurus crocodilus fodiator*; 10. Familia Exocoetidae.

En el análisis de la clasificación del contenido estomacal de los ejemplares de *I. platypterus* por sexo se encontró que en los ejemplares machos las presas que presentaron el mayor índice de importancia relativa (% IIR) fueron *Balistes polylepis* (50.80 %), *Caranx* spp. (15.82 %), *Dosidicus gigas* (11.44 %), *Fistularia corneta* (8.51 %), *Argonauta* spp. (8.17 %), familia Scombridae (1.95 %) y *Hemiramphus saltator* (1.46 %). Para los ejemplares hembras, las presas que

presentaron el mayor índice de importancia relativa (% IIR) fueron *Balistes polylepis* (47.24 %), *Caranx* spp. (2.37 %), *Dosidicus gigas* (13.78 %), *Fistularia corneta* (19.69 %), *Argonauta* spp. (5.74 %), familia Scombridae (6.02 %), *Scomber japonicus* (1.89 %), *Caranx caballus* (1.35 %) y *Coryphaena hippurus* (1.16 %). (**Figura 14**). Al realizar un análisis estadístico entre sexo y contenidos estomacales de los ejemplares de *I. platypterus* se determinó que no existe diferencias significativas entre las especies presa presentes en machos y hembras ($R=0.065$; $p=0.089$). En el **Anexo 1: (Tabla 18)** se detalla el espectro trófico del pez vela (*I. platypterus*) por sexo.

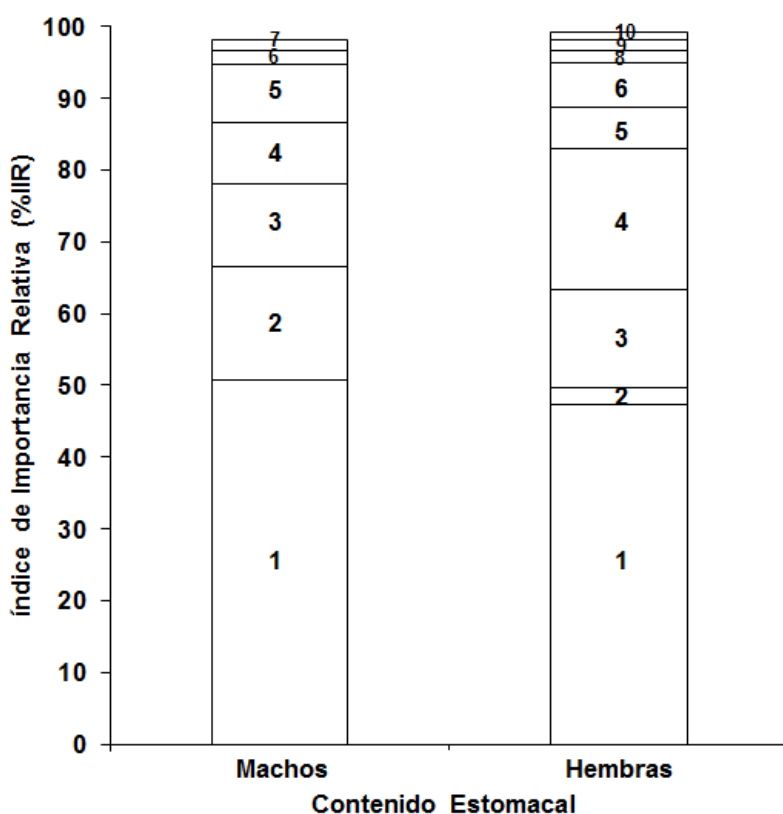


Figura 14. Índice de importancia relativa (% IIR) por sexo de la dieta de *I. platypterus*: 1. *Balistes polylepis*; 2. *Caranx* spp.; 3. *Dosidicus gigas*; 4. *Fistularia corneta*; 5. *Argonauta* spp.; 6. Familia Scombridae; 7. *Hemiramphus saltator*; 8. *Scomber japonicus*; 9. *Caranx caballus*; 10. *Coryphaena hippurus*.

8.2. Control de calidad en la cuantificación de metales pesados

Con el fin de validar la metodología y asegurar la confiabilidad de los resultados se obtuvieron las concentraciones y porcentajes promedio de recuperación para cada uno de los metales analizados de las muestras del material de referencia DOLT-4 (Tabla 3).

Tabla 3. Concentraciones certificadas, encontradas y porcentajes de recuperación de las muestras del material de referencia DOLT-4 (mg kg^{-1} , con base a peso seco) y límite de detección del espectrofotómetro de absorción atómica (mg kg^{-1}).

Metal	Concentración certificada	Concentración promedio encontrada	% promedio de recuperación	Límite de detección
Cd	24.3 \pm 0.8	24.2 \pm 0.3	99.6 \pm 1.2	0.001
Pb	0.16 \pm 0.04	0.15 \pm 0.01	96.6 \pm 6.2	0.002
Cu	31.2 \pm 1.1	30.9 \pm 0.3	99.0 \pm 1.0	0.009
Zn	116 \pm 6	114 \pm 1	98.5 \pm 0.9	0.009

8.2.1. Cuantificación en tejidos

8.2.1.1. Concentración promedio general

Cd

Las concentraciones generales de Cd en el músculo de *I. platypterus* se situaron entre 0.018 y 6.135 mg kg^{-1} (peso húmedo), obteniendo un promedio de 0.434 \pm 0.099 mg kg^{-1} . El hígado presentó concentraciones que van desde los 11.32 a 473.7 mg kg^{-1} (peso húmedo), teniendo como promedio 95.06 \pm 11.01 mg kg^{-1} . En la gónada las concentraciones de Cd fueron de 0.016 a 18.56 mg kg^{-1} (peso húmedo), siendo el promedio de 2.161 \pm 0.383 mg kg^{-1} .

En la **Figura 15** podemos ver que el tejido con las concentraciones más altas de Cd fue el hígado seguido de la gónada y el músculo. Al realizarles un análisis estadístico entre estos tejidos se determinó que existen diferencias significativas ($H_{(2,197)}=146$; $p=0.00$).

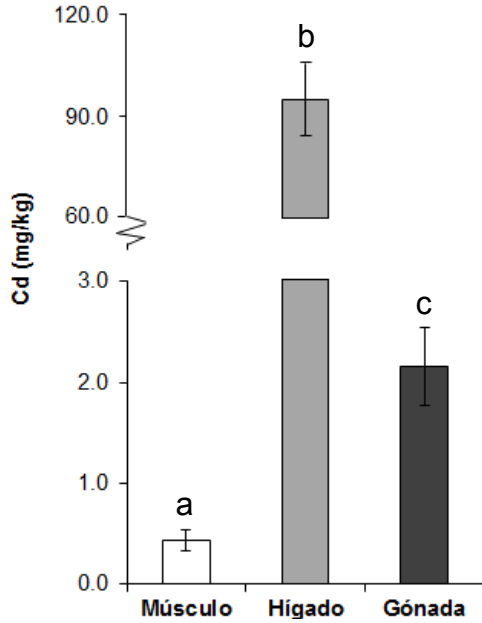


Figura 15. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

La concentración de Cd en el músculo no presentó una correlación significativa con respecto al peso y a la talla (**Figura 16**), mientras que el hígado si mostró una correlación significativa con estos dos factores ($R=0.350$ y $p=0.004$ para el peso; $R=0.368$ y $p=0.002$ para la talla) (**Figura 17**). La gónada solo exhibió una correlación significativa con el peso ($R=0.275$ y $p=0.03$) (**Figura 18**).

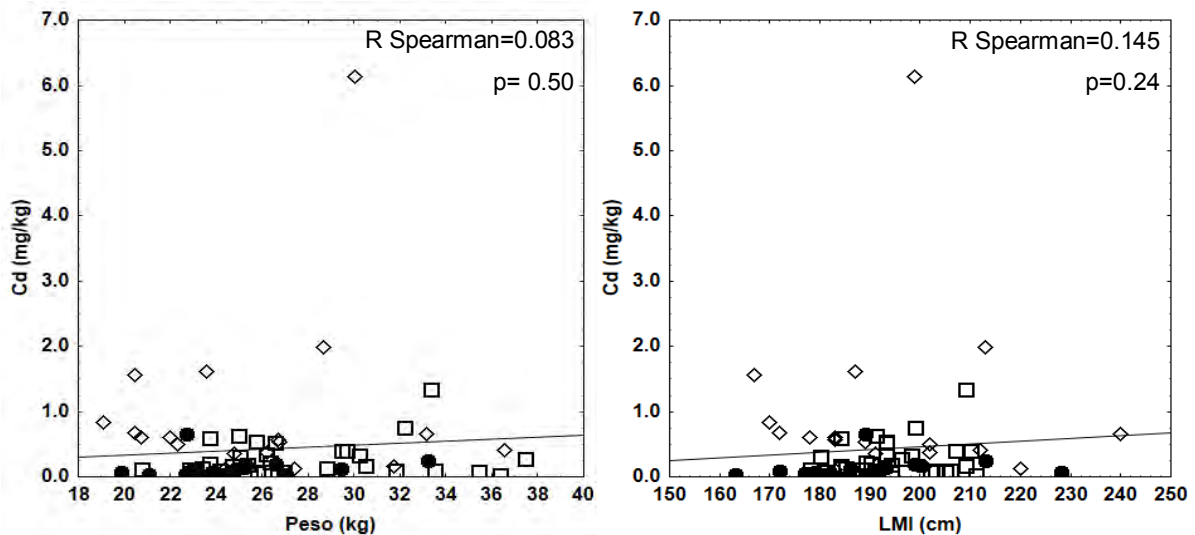


Figura 16. Concentración de Cd en el músculo con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. \square 2011, \bullet 2012, \diamond 2013.

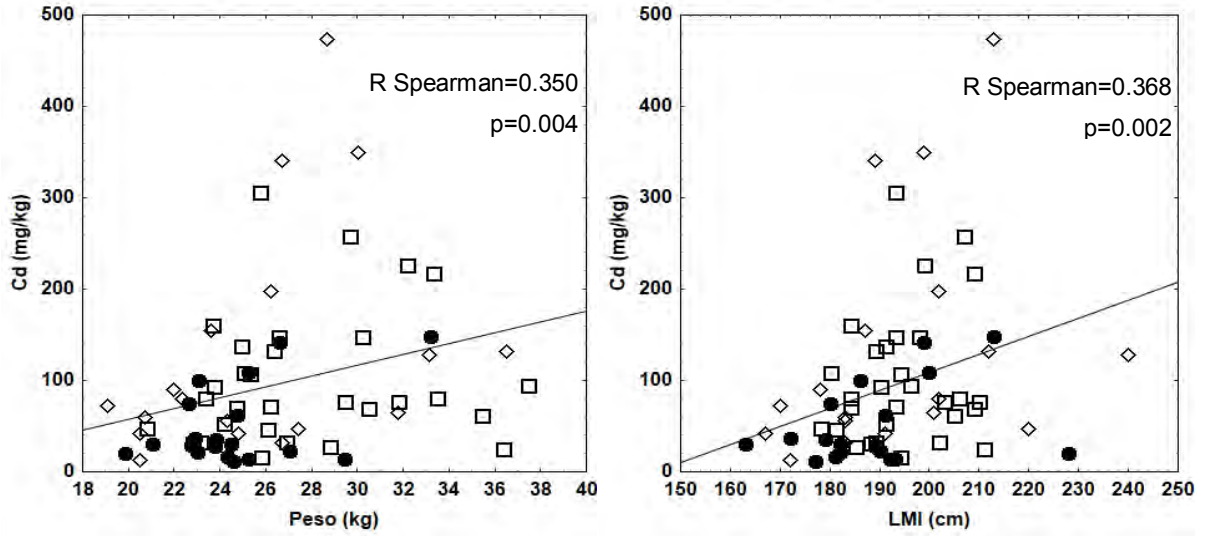


Figura 17. Concentración de Cd en el hígado con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

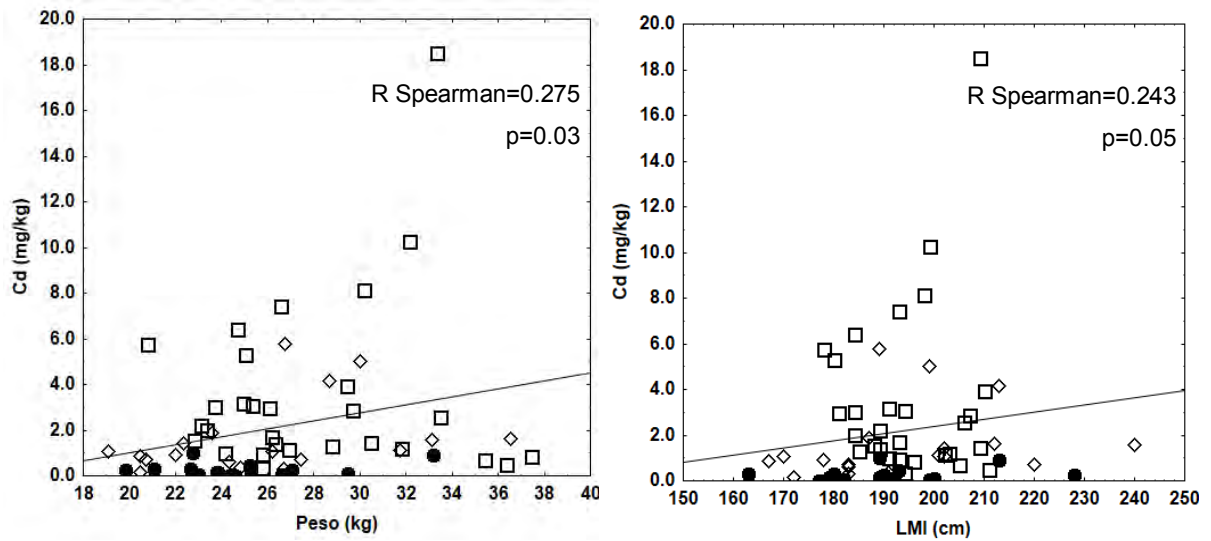


Figura 18. Concentración de Cd en la gónada con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

Pb

El promedio general de las concentraciones de Pb (con base a peso húmedo) en el músculo fue de $0.025 \pm 0.001 \text{ mg kg}^{-1}$, encontrándose en éstas concentraciones mínimas de 0.008 mg kg^{-1} y máximas de 0.050 mg kg^{-1} . En el hígado se presentó un promedio de $0.047 \pm 0.004 \text{ mg kg}^{-1}$, teniendo concentraciones de entre 0.021 a 0.255 mg kg^{-1} . El promedio en la gónada fue de $0.033 \pm 0.003 \text{ mg kg}^{-1}$ con variaciones de entre 0.014 a 0.165 mg kg^{-1} .

El orden de bioacumulación de Pb en los tres tejidos, de mayor a menor fue: hígado, gónada y músculo (**Figura 19**), en los cuales al realizarles un análisis estadístico se encontró que existe diferencia significativa entre estos tejidos ($H_{(2,197)} = 50.5$; $p=0.00$).

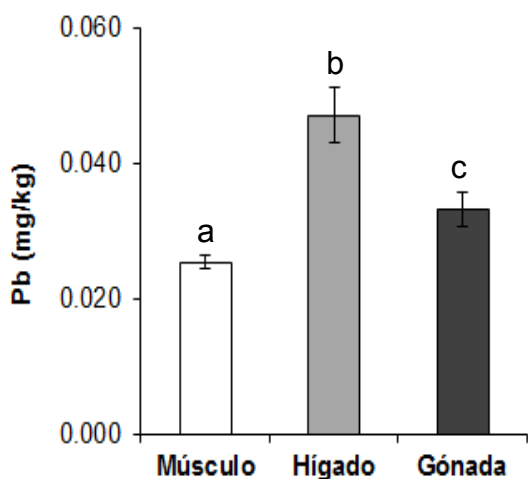


Figura 19. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

La concentración de Pb en el músculo y en el hígado de *I. platypterus* no se encuentra correlacionada significativamente con factores como el peso y la talla (**Figura 20** y **21**) a excepción de la gónada, la cual mostró correlación con estos dos factores ($R=0.307$ y $p=0.01$ para el peso; $R=0.360$ y $p=0.004$ para la talla) (**Figura 22**).

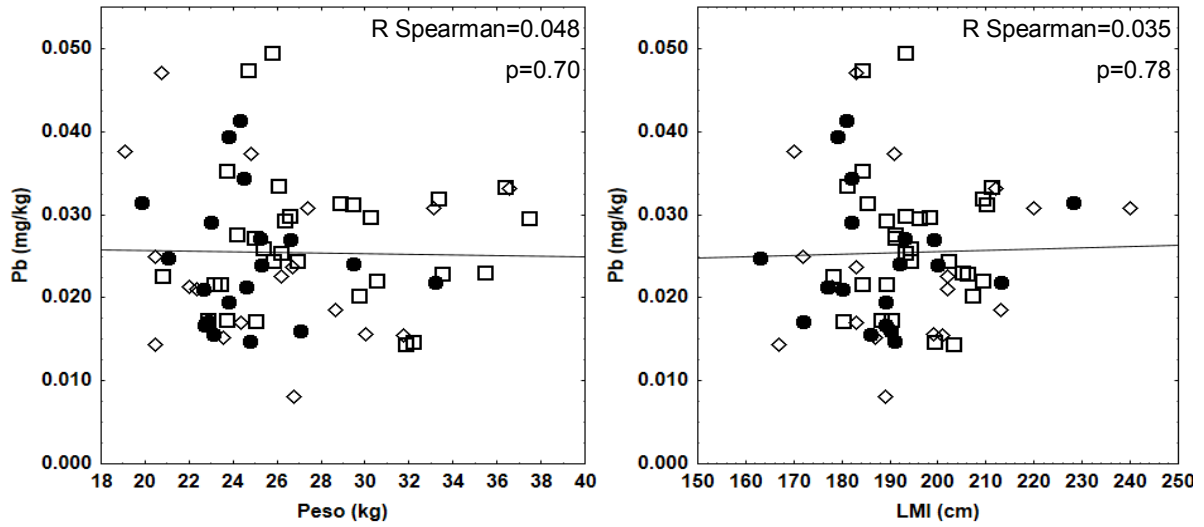


Figura 20. Concentración de Pb en el músculo con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

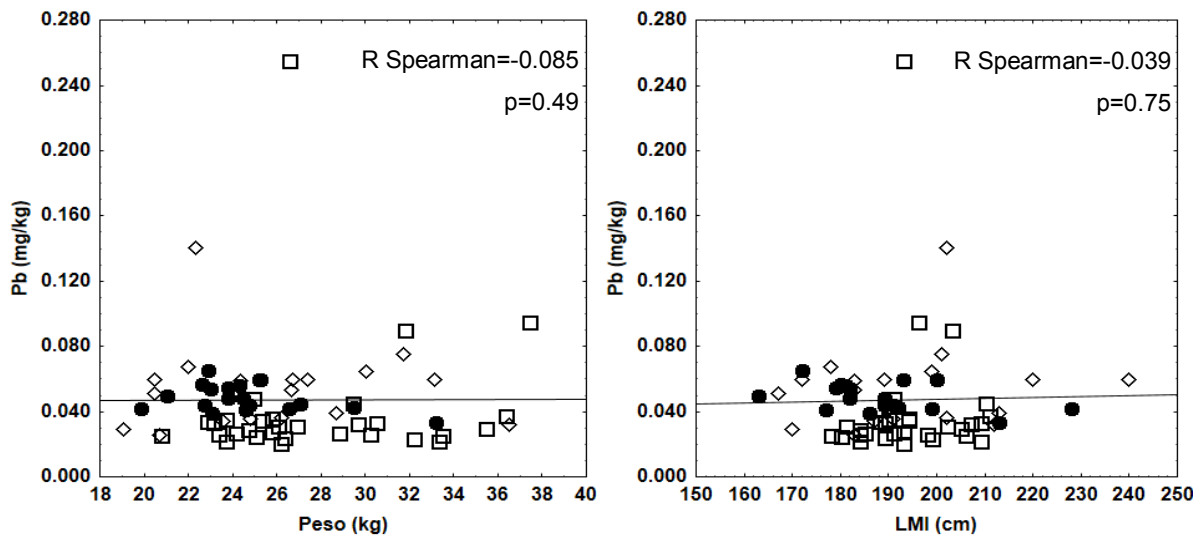


Figura 21. Concentración de Pb en el hígado con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

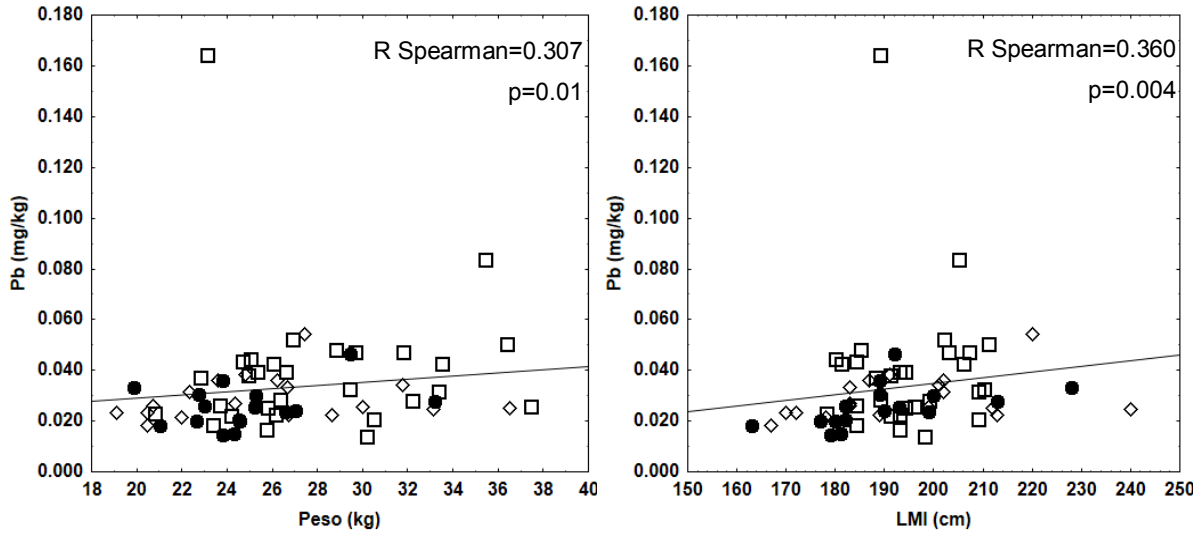


Figura 22. Concentración de Pb en la gónada con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

Cu

El promedio general de la concentración de Cu (con base a peso húmedo) en el músculo fue de $0.461 \pm 0.026 \text{ mg kg}^{-1}$, encontrándose en este tejido concentraciones mínimas de 0.209 mg kg^{-1} y máximas de 1.409 mg kg^{-1} . En el hígado la concentración promedio (con base a peso húmedo) fue de $39.67 \pm 2.63 \text{ mg kg}^{-1}$, teniendo una concentración mínima de 11.74 mg kg^{-1} y una máxima de 109.2 mg kg^{-1} . La gónada presentó una concentración promedio (con base a peso húmedo) de $2.077 \pm 0.147 \text{ mg kg}^{-1}$ y una concentración mínima de 0.463 mg kg^{-1} y una máxima de 6.117 mg kg^{-1} .

El tejido en el cual se bioacumuló principalmente Cu fue el hígado seguido de la gónada y el músculo, al realizarles un análisis estadístico se encontró que existe diferencia significativa entre estos tejidos ($H_{(2,197)}=169$; $p=0.00$) (**Figura 23**).

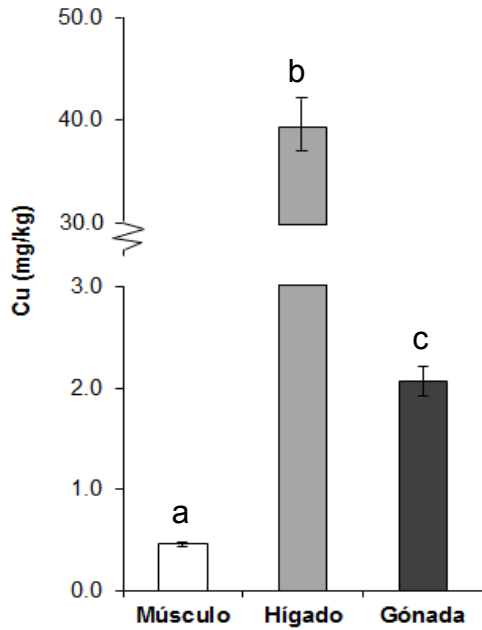


Figura 23. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

La concentración de Cu en el músculo (**Figura 24**), en el hígado (**Figura 25**) y en la gónada (**Figura 26**) de *I. platypterus* no tuvieron una correlación significativa con factores como el peso y la talla.

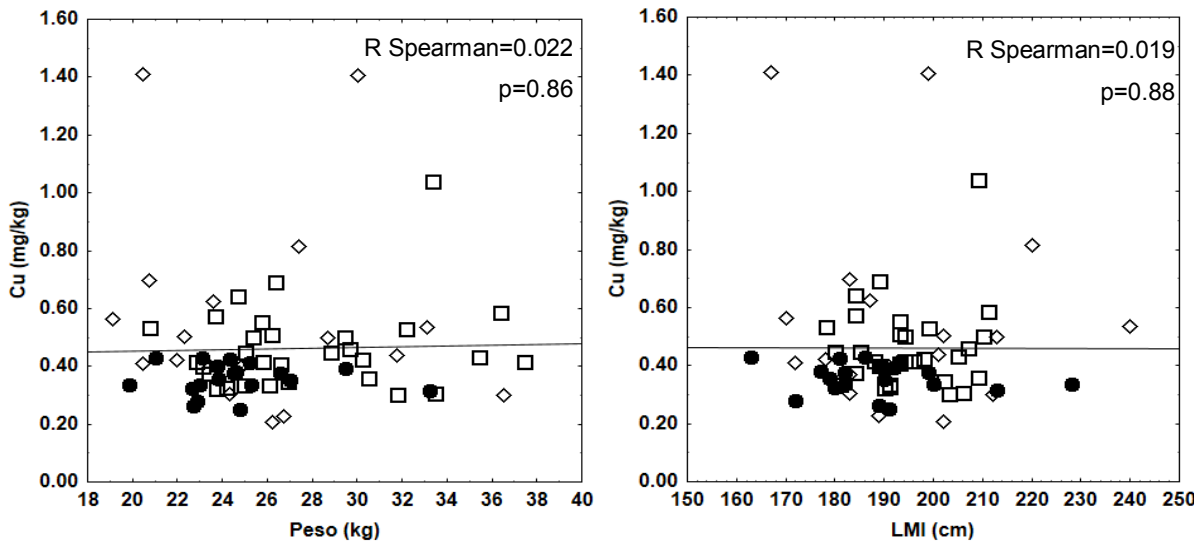


Figura 24. Concentración de Cu en el músculo con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. \square 2011, \bullet 2012, \diamond 2013.

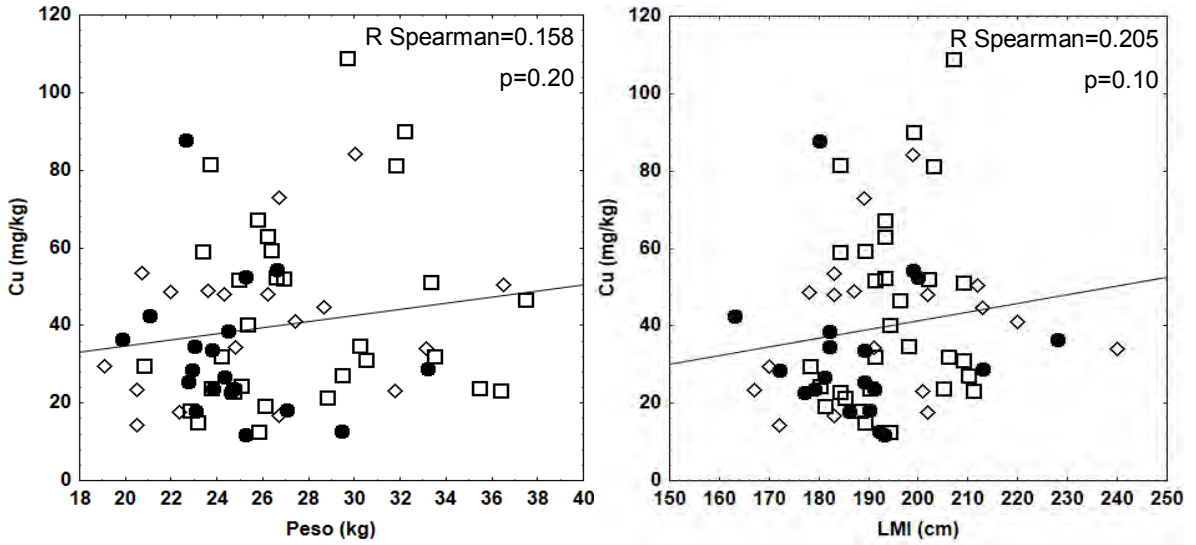


Figura 25. Concentración de Cu en el hígado con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

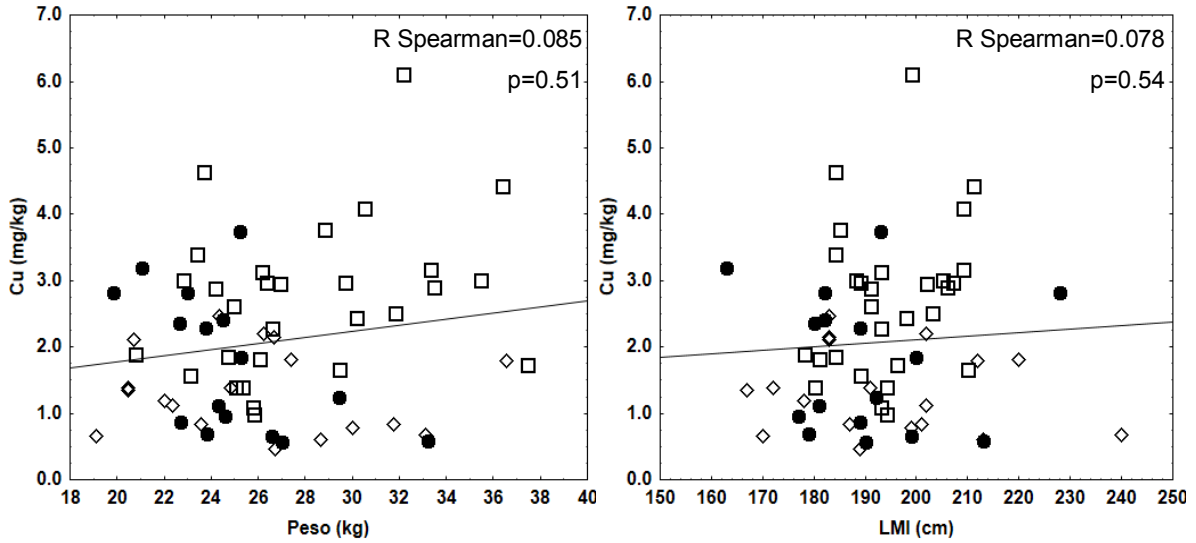


Figura 26. Concentración de Cu en la gónada con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

Zn

El promedio general de las concentraciones de Zn (con base a peso húmedo) en el músculo fueron de $15.05 \pm 1.24 \text{ mg kg}^{-1}$, encontrándose en éste concentraciones mínimas de 6.015 mg kg^{-1} y máximas de 67.66 mg kg^{-1} . En el hígado se presentaron concentraciones de 58.78 a 345.9 mg kg^{-1} , obteniendo un promedio de $119.1 \pm 7.6 \text{ mg kg}^{-1}$. La gónada mostró un promedio de $96.77 \pm 8.07 \text{ mg kg}^{-1}$ y concentraciones que van de 15.97 a 201.1 mg kg^{-1} .

El orden de bioacumulación de Zn en los tres tejidos, de mayor a menor fue: hígado, gónada y músculo (**Figura 27**), en los cuales el músculo presentó diferencia significativa con el hígado y la gónada ($H_{(2,197)}=122$; $p=0.00$).

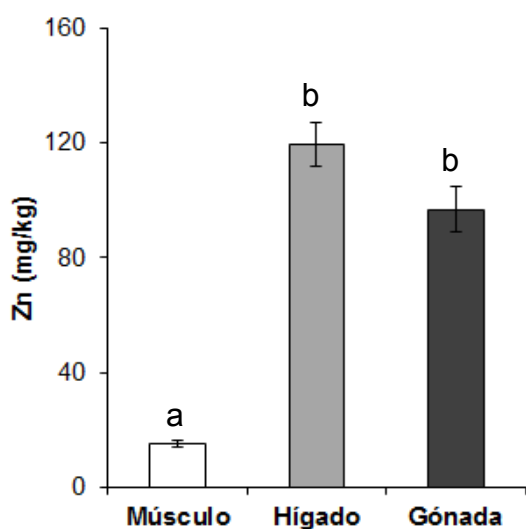


Figura 27. Promedios generales \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en el músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p<0.05$) entre sí las medias.

La concentración de Zn en el músculo de *I. platypterus* presentó una correlación significativa con el peso ($R=0.265$ y $p=0.03$) (**Figura 28**). El hígado solo se correlacionó significativamente con la talla ($R=0.266$ y $p=0.03$) (**Figura 29**). La gónada no presentó una correlación significativa con ninguno de estos dos factores (**Figura 30**).

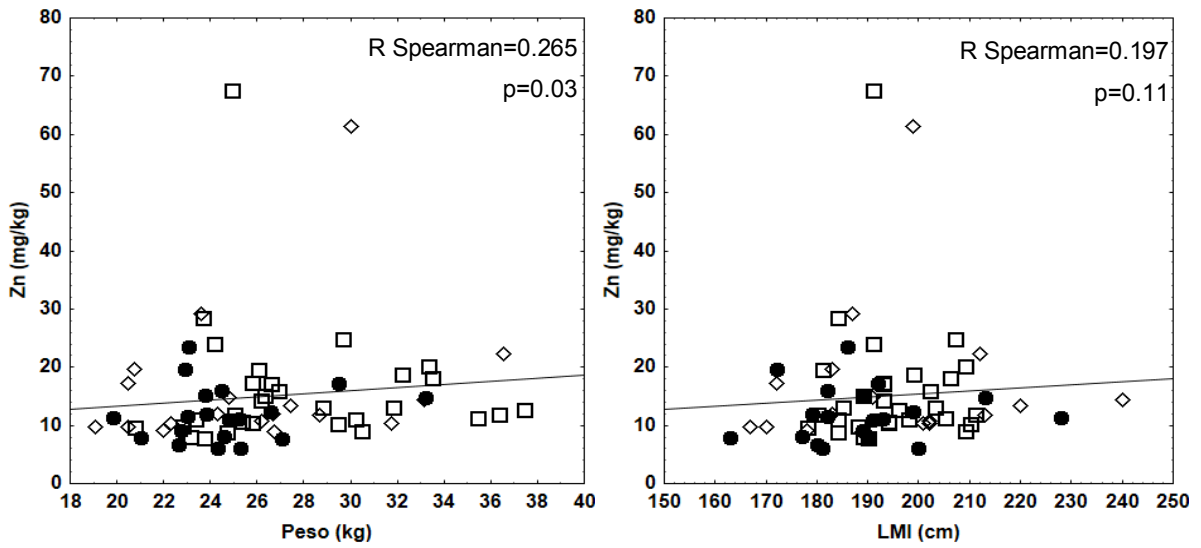


Figura 28. Concentración de Zn en el músculo con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

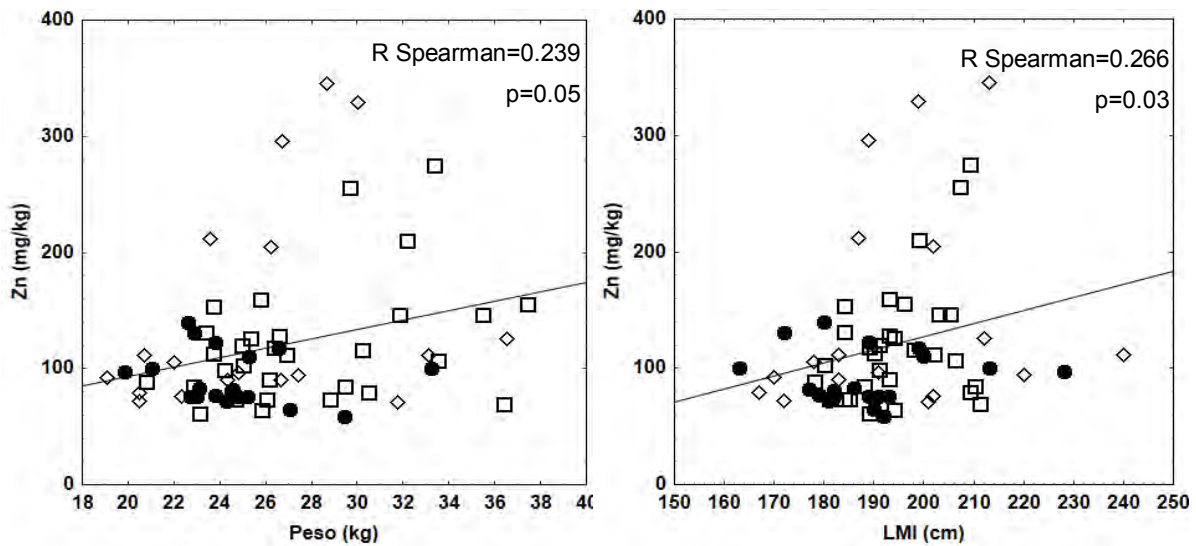


Figura 29. Concentración de Zn en el hígado con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

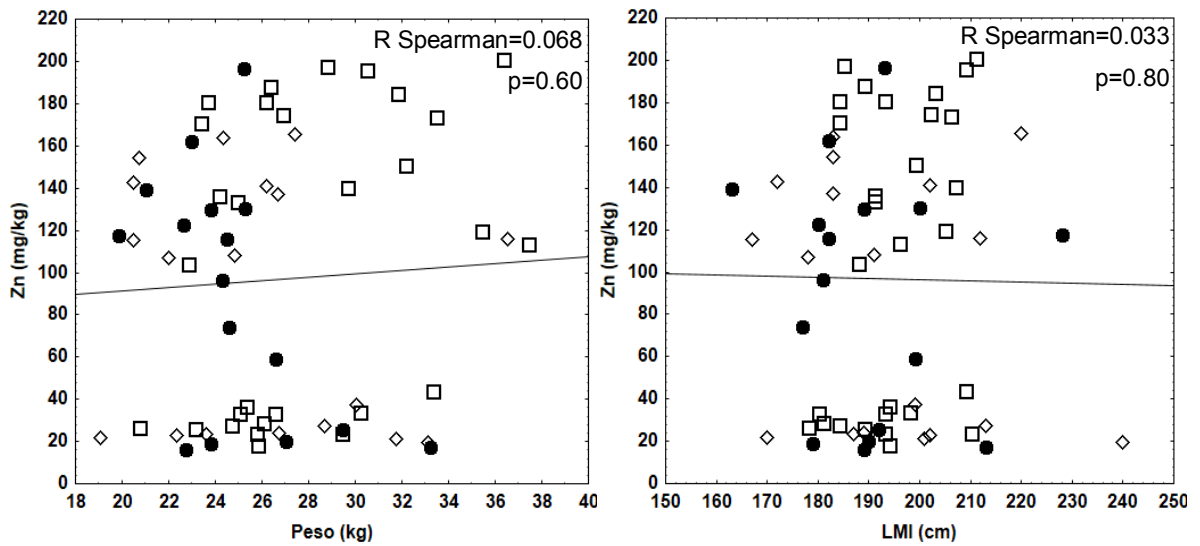


Figura 30. Concentración de Zn en la gónada con respecto al peso y a la talla de *I. platypterus*. □ 2011, ● 2012, ◇ 2013.

Correlaciones generales entre tejidos y metales

Las correlaciones generales entre los metales Cd, Pb, Cu y Zn en el músculo, hígado y gónada se muestran en la **Tabla 4**, en donde se observan los valores de la R de Spearman y de p.

Tabla 4. Correlaciones generales (R Spearman) entre Cd, Pb, Cu y Zn en músculo, hígado y gónada (p<0.05 indica que hay una correlación significativa).

	Cd-M	Cd-H	Cd-G	Pb-M	Pb-H	Pb-G	Cu-M	Cu-H	Cu-G	Zn-M	Zn-H	Zn-G
Cd-M	---	0.633 (p=0.00)	0.519 (p=0.00)	---	---	---	0.385 (p=0.00)	0.294 (p=0.02)	-0.255 (p=0.04)	0.266 (p=0.03)	0.415 (p=0.00)	---
Cd-H	0.633 (p=0.00)	---	0.664 (p=0.00)	---	---	---	---	0.657 (p=0.00)	---	0.305 (p=0.01)	0.767 (p=0.00)	---
Cd-G	0.519 (p=0.00)	0.664 (p=0.00)	---	---	-0.395 (p=0.00)	---	0.295 (p=0.02)	0.293 (p=0.02)	---	---	0.424 (p=0.00)	---
Pb-M	---	---	---	---	-0.244 (p=0.05)	---	0.249 (p=0.04)	---	---	---	---	---
Pb-H	---	---	-0.395 (p=0.00)	-0.244 (p=0.05)	---	---	-0.250 (p=0.04)	---	-0.380 (p=0.00)	---	---	---
Pb-G	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.269 (p=0.03)	---	---
Cu-M	0.385 (p=0.00)	---	0.295 (p=0.02)	0.249 (p=0.04)	-0.250 (p=0.04)	---	---	---	---	---	---	---
Cu-H	0.294 (p=0.02)	0.657 (p=0.00)	0.293 (p=0.02)	---	---	---	---	---	---	0.315 (p=0.01)	0.798 (p=0.00)	0.304 (p=0.02)
Cu-G	-0.255 (p=0.04)	---	---	---	-0.380 (p=0.00)	---	---	---	---	---	---	0.805 (p=0.00)
Zn-M	0.266 (p=0.03)	0.305 (p=0.01)	---	---	---	0.269 (p=0.03)	---	0.315 (p=0.01)	---	---	0.367 (p=0.00)	---
Zn-H	0.415 (p=0.00)	0.767 (p=0.00)	0.424 (p=0.00)	---	---	---	---	0.798 (p=0.00)	---	0.367 (p=0.00)	---	---
Zn-G	---	---	---	---	---	---	---	0.304 (p=0.02)	0.805 (p=0.00)	---	---	---

* M=Músculo; H=Hígado; G=Gónada; ---, no significativas

8.2.1.2. Concentración promedio por año de captura

Cd

En cuanto al año de captura, las concentraciones de Cd en el 2011 en el músculo fueron de 0.032 a 1.346 mg kg⁻¹ (peso húmedo) con un promedio de 0.297 ± 0.051 mg kg⁻¹, en el hígado fueron de 16.41 a 306.0 mg kg⁻¹ (peso húmedo) con promedio de 101.7 ± 13.3 mg kg⁻¹ y en la gónada van de 0.379 a 18.56 mg kg⁻¹ (peso húmedo) teniendo un promedio de 3.531 ± 0.711 mg kg⁻¹.

En el 2012 se encontraron concentraciones en el músculo de 0.018 a 0.652 mg kg⁻¹ (peso húmedo) con un promedio de 0.121 ± 0.033 mg kg⁻¹, en el hígado van de 11.32 a 147.8 mg kg⁻¹ (peso húmedo) teniendo en promedio 49.68 ± 10.04 mg kg⁻¹ y en la gónada las concentraciones fueron de 0.016 a 1.029 mg kg⁻¹ (peso húmedo) con promedio de 0.275 ± 0.076 mg kg⁻¹.

En el 2013 las concentraciones de Cd en el músculo se encontraron entre 0.108 a 6.135 mg kg⁻¹ (peso húmedo) con promedio de 0.991 ± 0.327 mg kg⁻¹, en el hígado fueron de 12.18 a 473.7 mg kg⁻¹ (peso húmedo) teniendo en promedio 131.9 ± 30.5 mg kg⁻¹ y en la gónada las concentraciones se encontraron entre 0.182 a 5.767 mg kg⁻¹ (peso húmedo) con promedio de 1.629 ± 0.385 mg kg⁻¹.

Al realizar un análisis estadístico por año y por tejido se determinó que en el músculo existen diferencias significativas en los tres años ($H_{(2,67)}=26.7$; $p=0.00$). El hígado y la gónada del año 2012 presentaron la menor concentración de Cd, por lo cual tuvieron diferencias significativas con los años 2011 y 2013 ($H_{(2,67)}=11.4$ y $p=0.00$ para hígado; $H_{(2,63)}=33.1$ y $p=0.00$ para gónada) (**Figura 31**).

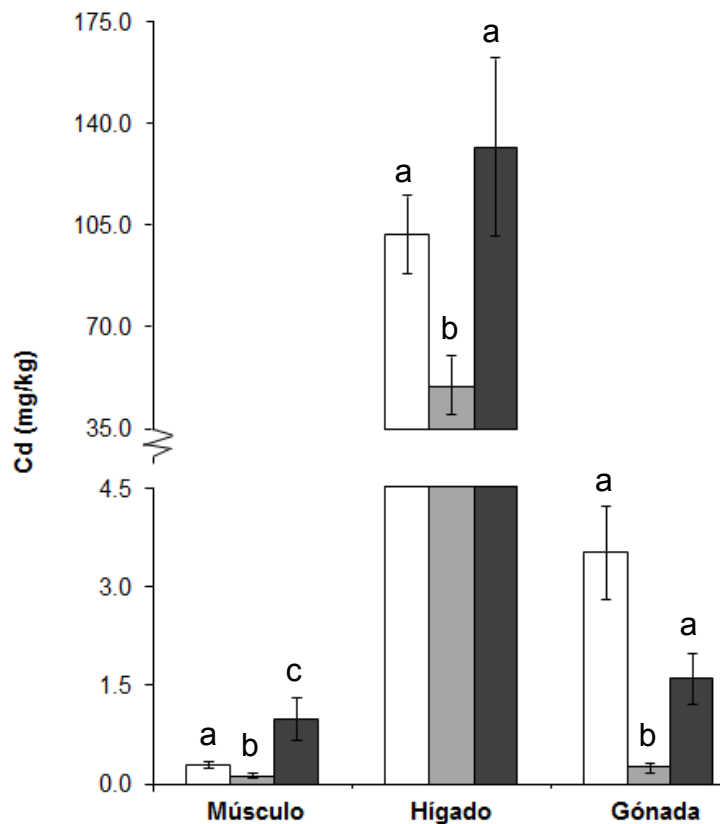


Figura 31. Promedios por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Para un mismo tejido letras diferentes indican que tienen concentraciones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre los años \square 2011, \blacksquare 2012 y \blacksquare 2013.

Pb

La concentración promedio de Pb (con base a peso húmedo) en el 2011, en el músculo fueron de $0.027 \pm 0.001 \text{ mg kg}^{-1}$ con concentraciones que van desde 0.014 a 0.050 mg kg^{-1} , el hígado presentó un promedio de $0.042 \pm 0.008 \text{ mg kg}^{-1}$ con concentraciones de 0.021 a 0.255 mg kg^{-1} , la gónada alcanzó un promedio de $0.040 \pm 0.005 \text{ mg kg}^{-1}$ con concentraciones de 0.014 a 0.165 mg kg^{-1} .

En el 2012 se obtuvieron concentraciones (con base a peso húmedo) en el músculo de 0.015 a 0.041 mg kg^{-1} con un promedio de $0.025 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$, en el hígado las concentraciones fueron de 0.033 a 0.065 mg kg^{-1} con promedio de

$0.049 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$, la gónada presentó concentraciones de 0.015 a 0.046 mg kg^{-1} con promedio de $0.026 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$.

En el 2013 el promedio de la concentración de Pb en el músculo fue de $0.024 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$ con un mínimo de 0.008 mg kg^{-1} y un máximo de 0.047 mg kg^{-1} , en el hígado la concentración promedio fue de $0.055 \pm 0.006 \text{ mg kg}^{-1}$ con un mínimo de 0.025 mg kg^{-1} y un máximo de 0.140 mg kg^{-1} , la gónada adquirió una concentración promedio de $0.029 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$ con un mínimo de 0.018 mg kg^{-1} y un máximo de 0.054 mg kg^{-1} .

En la **Figura 32** se muestra que el tejido en el cual se acumuló principalmente Pb fue el hígado del año 2013 seguido del 2012, los cuales presentaron diferencias significativas con el hígado 2011 ($H_{(2,67)}=20.5$; $p=0.00$). La gónada 2011 fue el segundo tejido en el cual se acumuló Pb, este tejido presentó diferencias significativas con respecto a las demás gónadas ($H_{(2,63)}=7.51$; $p=0.02$). El músculo no difirió en cuanto a la concentración de Pb por año de captura, por lo cual no se presentaron diferencias significativas entre estos ($F_{(2,64)}=0.69$; $p=0.50$).

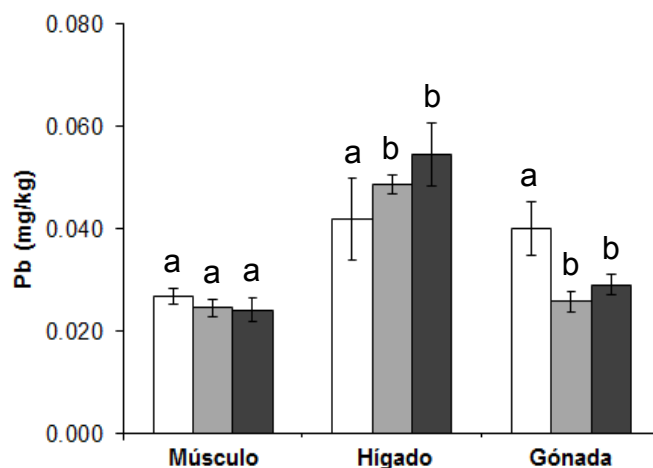


Figura 32. Promedios por año de captura \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Para un mismo tejido letras diferentes indican que tienen concentraciones medias significativamente diferentes ($p<0.05$) entre los años \square 2011, \blacksquare 2012 y \blacksquare 2013.

Cu

La concentración promedio de Cu en el 2011 (con base a peso húmedo) en el músculo fue de $0.466 \pm 0.027 \text{ mg kg}^{-1}$, en el hígado $43.44 \pm 4.48 \text{ mg kg}^{-1}$ y en la gónada $2.718 \pm 0.215 \text{ mg kg}^{-1}$, estas concentraciones fluctuaron de 0.305 a 1.040 mg kg^{-1} en el músculo, 12.90 a 109.2 mg kg^{-1} en el hígado y 0.991 a 6.117 mg kg^{-1} en la gónada.

En el 2012 las concentraciones promedio (con base a peso húmedo) que se encontraron fueron de $0.357 \pm 0.012 \text{ mg kg}^{-1}$, $32.71 \pm 4.08 \text{ mg kg}^{-1}$, $1.762 \pm 0.263 \text{ mg kg}^{-1}$ para el músculo, hígado y gónada, respectivamente. Estos tejidos presentaron concentraciones que oscilaron entre 0.250 a 0.430 mg kg^{-1} para el músculo, 11.74 a 87.83 mg kg^{-1} para el hígado y 0.574 a 3.748 mg kg^{-1} para la gónada.

En el 2013 las concentraciones promedio (con base a peso húmedo) encontradas fueron $0.563 \pm 0.081 \text{ mg kg}^{-1}$ para músculo, $40.75 \pm 4.45 \text{ mg kg}^{-1}$ para hígado y $1.323 \pm 0.149 \text{ mg kg}^{-1}$ para gónada, con concentraciones que van desde 0.209 a 1.409 mg kg^{-1} para el músculo, 14.29 a 84.15 mg kg^{-1} para el hígado y 0.463 a 2.469 mg kg^{-1} para la gónada.

En la **Figura 33** se puede observar que el tejido en el cual se bioacumuló principalmente Cu fue el hígado del año 2011 seguido del 2013 y por último el 2012, no obstante no presentaron diferencias significativas entre los años mencionados ($H_{(2,67)}=2.55$; $p=0.28$).

La gónada fue el segundo tejido en el cual se bioacumuló Cu, este tejido presentó diferencias significativas en el año 2011 con respecto al 2012 y 2013 ($F_{(2,60)}=11.7$; $p=0.00$). Músculo presentó diferencia significativa en el año 2012 con respecto al año 2011 y 2013 ($H_{(2,67)}=10.2$; $p=0.00$).

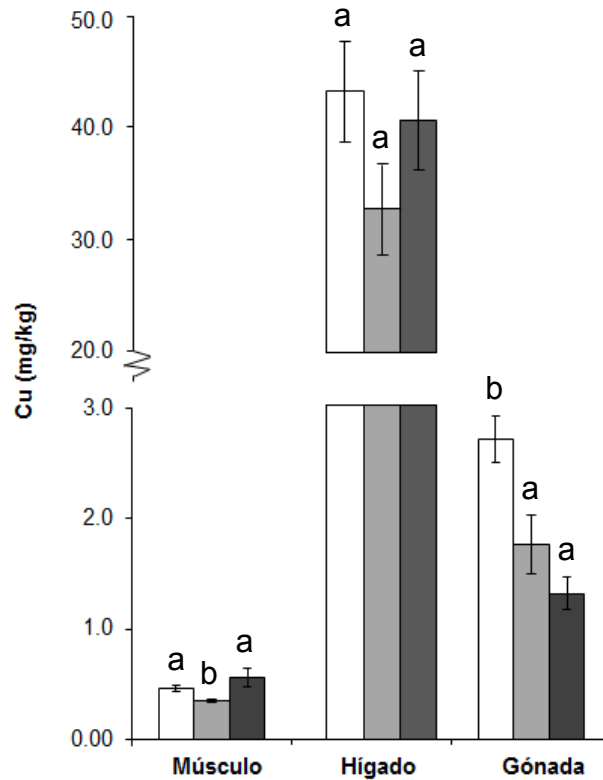


Figura 33. Promedios por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Para un mismo tejido letras diferentes indican que tienen concentraciones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre los años \square 2011, \square 2012 y \blacksquare 2013.

Zn

La concentración promedio de Zn (con base a peso húmedo) en el 2011, en el músculo fue de $16.17 \pm 2.02 \text{ mg kg}^{-1}$ con concentraciones que van desde 7.922 a 67.66 mg kg^{-1} , el hígado presentó una concentración promedio de $121.2 \pm 9.5 \text{ mg kg}^{-1}$ con concentraciones de 61.89 a 275.2 mg kg^{-1} , la gónada mostró un promedio de $107.1 \pm 13.1 \text{ mg kg}^{-1}$ con concentraciones de 18.62 a 201.1 mg kg^{-1} .

En el 2012 se obtuvieron concentraciones (en base a peso húmedo) en el músculo de 6.01 a 23.54 mg kg^{-1} con un promedio de $11.95 \pm 1.10 \text{ mg kg}^{-1}$, en el hígado las concentraciones fueron de 58.78 a 139.8 mg kg^{-1} con promedio de

91.71 ± 5.31 mg kg⁻¹, la gónada presentó concentraciones de 15.97 a 196.4 mg kg⁻¹ con promedio de 90.09 ± 14.54 mg kg⁻¹.

En el 2013 el promedio de la concentración de Zn en el músculo fue de 16.47 ± 2.92 mg kg⁻¹ con un mínimo de 8.852 mg kg⁻¹ y un máximo de 61.36 mg kg⁻¹, en el hígado la concentración promedio fue de 144.5 ± 21.6 mg kg⁻¹ con un mínimo de 71.29 mg kg⁻¹ y un máximo de 345.9 mg kg⁻¹, la gónada obtuvo como concentración promedio 86.00 ± 13.88 mg kg⁻¹ con un mínimo de 19.51 mg kg⁻¹ y un máximo de 165.6 mg kg⁻¹.

En la **Figura 34** se muestra que el tejido en el cual se bioacumuló principalmente Zn fue el hígado del año 2013, no obstante no se presentaron diferencias significativas entre los años de estudio ($H_{(2,67)}=4.83$; $p=0.09$). La gónada 2011 fue el segundo tejido en el cual se bioacumuló Zn, este tejido tampoco presentó diferencia significativas entre los años de estudio ($H_{(2,63)}=3.16$; $p=0.21$). El músculo fue el que acumuló la menor concentración de Zn, este tampoco presentó diferencias significativas entre los años ($H_{(2,67)}=3.11$; $p=0.21$).

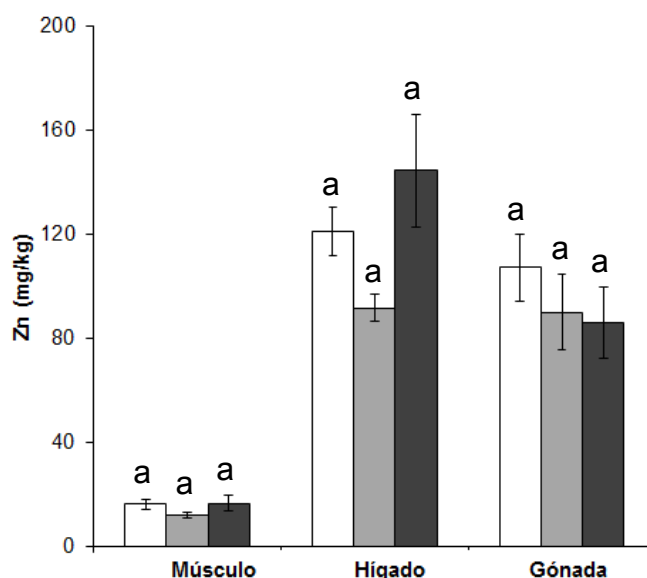


Figura 34. Promedios por año de captura ± error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Para un mismo tejido letras diferentes indican que tienen concentraciones medias significativamente diferentes ($p<0.05$) entre los años □ 2011, ■ 2012 y ■ 2013.

8.2.1.3. Concentración promedio por sexo y año de captura

Cd

Con respecto al sexo y año de captura, las concentraciones de Cd (peso húmedo) en el 2011 en el músculo para machos fueron de 0.099 a 1.346 mg kg⁻¹ obteniendo un promedio de 0.349 ± 0.094 mg kg⁻¹, las hembras alcanzaron concentraciones de 0.032 a 0.768 mg kg⁻¹ teniendo como promedio 0.257 ± 0.054 mg kg⁻¹. En el hígado los machos tuvieron concentraciones mínimas de 32.35 mg kg⁻¹ y máximas de 306.0 mg kg⁻¹ con promedio de 110.7 ± 22.0 mg kg⁻¹, las hembras tuvieron concentraciones mínimas de 16.41 mg kg⁻¹ y máximas de 257.9 mg kg⁻¹ con promedio de 94.82 ± 16.67 mg kg⁻¹. En la gónada los machos presentaron concentraciones de 0.946 a 18.56 mg kg⁻¹ con un promedio de 5.543 ± 1.358 mg kg⁻¹, las hembras presentaron concentraciones de 0.379 a 10.30 mg kg⁻¹ con promedio de 2.110 ± 0.554 mg kg⁻¹. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre los machos y hembras en el músculo (p=0.29) y en el hígado (p=0.56), solo la gónada presentó diferencias significativas entre machos y hembras (p=0.00) (**Figura 35**).

En el 2012 el intervalo de concentraciones de los machos fue de 0.039 a 0.652 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.174 ± 0.072 mg kg⁻¹ y el intervalo de concentraciones para las hembras fue de 0.018 a 0.192 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.083 ± 0.019 mg kg⁻¹ para el músculo. En el hígado los machos y hembras obtuvieron concentraciones promedio de 56.22 ± 16.12 mg kg⁻¹ y 44.93 ± 13.26 mg kg⁻¹ respectivamente, con intervalos que van desde 16.52 a 147.8 mg kg⁻¹ para machos y 11.32 a 142.1 mg kg⁻¹ para hembras. Las muestras de gónada registraron concentraciones de 0.022 a 1.029 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.486 ± 0.206 mg kg⁻¹ para machos y de 0.016 a 0.467 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.179 ± 0.044 mg kg⁻¹ para hembras. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre los machos y hembras en el músculo (p= 0.23), en el hígado (p= 0.26) y en la gónada (p= 0.36) (**Figura 35**).

En el año 2013, en el músculo los machos presentaron concentraciones desde 0.164 a 6.135 mg kg⁻¹ con promedio de 1.389 ± 0.694 mg kg⁻¹, mientras que las concentraciones de las hembras fueron de 0.108 a 1.984 mg kg⁻¹ con promedio

de $0.673 \pm 0.195 \text{ mg kg}^{-1}$. En el hígado los machos alcanzaron concentraciones de 32.16 a 349.7 mg kg^{-1} con promedio de $121.4 \pm 35.3 \text{ mg kg}^{-1}$ y las hembras de 12.18 a 473.7 mg kg^{-1} con promedio de $140.2 \pm 48.6 \text{ mg kg}^{-1}$. En machos, las muestras de gónada tuvieron concentraciones de 0.294 a 5.033 mg kg^{-1} con promedio de $1.666 \pm 0.509 \text{ mg kg}^{-1}$ y en las hembras de 0.182 a 5.767 mg kg^{-1} con promedio de $1.601 \pm 0.585 \text{ mg kg}^{-1}$. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre los machos y hembras en el músculo ($p=0.23$), en el hígado ($p=0.56$) y en la gónada ($p=0.31$) (**Figura 35**).

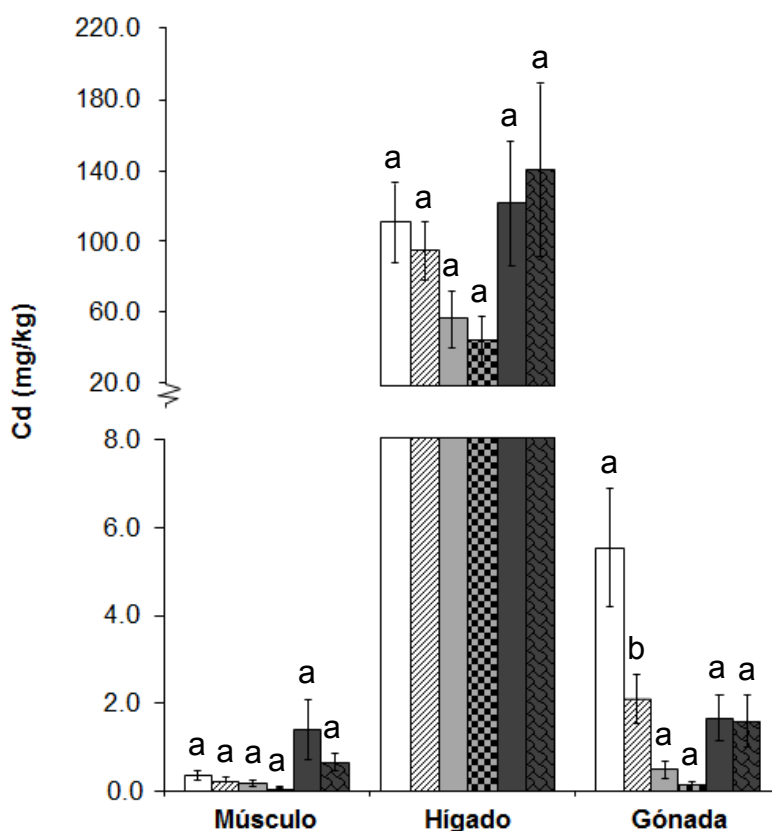


Figura 35. Promedios por sexo y año de captura \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre las medias de \square machos y diagonal lines hembras de 2011, gray machos y checkered hembras de 2012 y black machos y dark gray hembras de 2013 para un mismo tejido.

Pb

Las concentraciones de Pb (peso húmedo) en el 2011 en el músculo de machos fueron de 0.017 a 0.050 mg kg⁻¹ obteniendo un promedio de 0.029 ± 0.003 mg kg⁻¹. Las hembras alcanzaron concentraciones de 0.014 a 0.035 mg kg⁻¹ teniendo como promedio 0.025 ± 0.001 mg kg⁻¹. En el hígado los machos tuvieron concentraciones mínimas de 0.022 mg kg⁻¹ y máximas de 0.255 mg kg⁻¹ con promedio de 0.048 ± 0.013 mg kg⁻¹, las hembras tuvieron concentraciones mínimas de 0.021 mg kg⁻¹ y máximas de 0.095 mg kg⁻¹ con promedio de 0.037 ± 0.009 mg kg⁻¹. En la gónada los machos presentaron concentraciones de 0.014 a 0.165 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.044 ± 0.011 mg kg⁻¹, las hembras presentaron concentraciones de 0.019 a 0.084 mg kg⁻¹ con promedio de 0.037 ± 0.004 mg kg⁻¹. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre los machos y hembras en el músculo (p=0.22), en el hígado (p=0.68) y en la gónada (p=0.98) (**Figura 36**).

En el 2012 el intervalo de concentraciones de los machos fue de 0.015 a 0.041 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.023 ± 0.004 mg kg⁻¹ y el intervalo de concentraciones para las hembras fue de 0.019 a 0.034 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.026 ± 0.001 mg kg⁻¹ para el músculo. En el hígado los machos y hembras obtuvieron concentraciones promedio de 0.048 ± 0.017 mg kg⁻¹ y 0.049 ± 0.015 mg kg⁻¹ respectivamente con intervalos que van desde 0.033 a 0.065 mg kg⁻¹ para machos y 0.041 a 0.060 mg kg⁻¹ para hembras. La gónada alcanzó concentraciones de 0.015 a 0.031 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.023 ± 0.003 mg kg⁻¹ para machos y de 0.018 a 0.046 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.027 ± 0.003 mg kg⁻¹ para hembras. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre los machos y hembras en el músculo (p=0.13), en el hígado (p=0.68) y en la gónada (p=0.30) (**Figura 36**).

En el año 2013 en el músculo los machos presentaron concentraciones desde 0.015 a 0.038 mg kg⁻¹ con promedio de 0.023 ± 0.003 mg kg⁻¹, mientras que las concentraciones de las hembras fueron de 0.008 a 0.047 mg kg⁻¹ con promedio de 0.025 ± 0.004 mg kg⁻¹. En el hígado los machos alcanzaron concentraciones de 0.029 a 0.140 mg kg⁻¹ con promedio de 0.065 ± 0.023 mg kg⁻¹ y las hembras de

0.025 a 0.060 mg kg⁻¹ con promedio de 0.046 ± 0.014 mg kg⁻¹. En la gónada las concentraciones de los machos fueron de 0.021 a 0.036 mg kg⁻¹ con promedio de 0.029 ± 0.002 mg kg⁻¹ y en las hembras de 0.018 a 0.054 mg kg⁻¹ con promedio de 0.029 ± 0.003 mg kg⁻¹. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre los machos y hembras en el músculo (p=0.58), en el hígado (p=0.19) y en la gónada (p=0.89) (**Figura 36**).

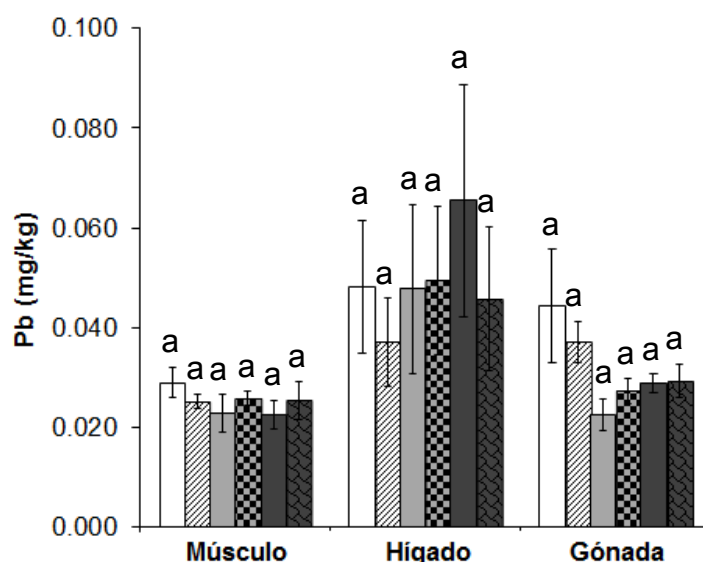


Figura 36. Promedios por sexo y año de captura ± error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes (p<0.05) entre las medias de □ machos y ▨ hembras de 2011, ◻ machos y ◼ hembras de 2012 y ◼ machos y ◼ hembras de 2013 para un mismo tejido.

Cu

Las concentraciones de Cu (peso húmedo) en el 2011 en el músculo para machos fueron de 0.326 a 1.040 mg kg⁻¹ obteniendo un promedio de 0.503 ± 0.051 mg kg⁻¹, las hembras alcanzaron concentraciones de 0.305 a 0.694 mg kg⁻¹ teniendo como promedio 0.438 ± 0.027 mg kg⁻¹. En el hígado los machos tuvieron concentraciones mínimas de 15.26 mg kg⁻¹ y máximas de 67.62 mg kg⁻¹ con

promedio de $33.04 \pm 4.36 \text{ mg kg}^{-1}$, las hembras tuvieron concentraciones mínimas de 12.90 mg kg^{-1} y máximas de 109.2 mg kg^{-1} con promedio de $51.40 \pm 6.65 \text{ mg kg}^{-1}$. En la gónada los machos presentaron concentraciones de 1.093 a 3.170 mg kg^{-1} con un promedio de $1.969 \pm 0.186 \text{ mg kg}^{-1}$, las hembras presentaron concentraciones de 0.991 a 6.117 mg kg^{-1} con promedio de $3.247 \pm 0.281 \text{ mg kg}^{-1}$. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre machos y hembras en el músculo ($p=0.40$) y en el hígado ($p=0.07$), la gónada presentó diferencias significativas entre machos y hembras ($p=0.00$) (**Figura 37**).

En el 2012 el intervalo de concentraciones de los machos fue de 0.250 a 0.430 mg kg^{-1} con un promedio de $0.334 \pm 0.025 \text{ mg kg}^{-1}$ y el intervalo de concentraciones para las hembras fue de 0.325 a 0.429 mg kg^{-1} con un promedio de $0.373 \pm 0.011 \text{ mg kg}^{-1}$ para el músculo. En el hígado los machos y hembras obtuvieron concentraciones promedio de $24.19 \pm 1.50 \text{ mg kg}^{-1}$ y $38.90 \pm 6.44 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente con intervalos que van desde 17.88 a 28.85 mg kg^{-1} para machos y 11.74 a 87.83 mg kg^{-1} para hembras. La gónada alcanzó concentraciones de 0.574 a 1.126 mg kg^{-1} con un promedio de $0.766 \pm 0.104 \text{ mg kg}^{-1}$ para machos y de 0.663 a 3.748 mg kg^{-1} con un promedio de $2.215 \pm 0.288 \text{ mg kg}^{-1}$ para hembras. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre machos y hembras en el músculo ($p=0.23$) y en el hígado ($p=0.08$), la gónada presentó diferencias significativas entre machos y hembras ($p=0.01$) (**Figura 37**).

En el año 2013, en el músculo los machos presentaron concentraciones desde 0.367 a 1.406 mg kg^{-1} con promedio de $0.608 \pm 0.118 \text{ mg kg}^{-1}$, mientras que las concentraciones de las hembras fueron de 0.209 a 1.409 mg kg^{-1} con promedio de $0.527 \pm 0.116 \text{ mg kg}^{-1}$. En el hígado los machos alcanzaron concentraciones de 16.85 a 84.15 mg kg^{-1} con promedio de $37.88 \pm 7.95 \text{ mg kg}^{-1}$ y las hembras de 14.29 a 72.99 mg kg^{-1} con promedio de $43.04 \pm 5.17 \text{ mg kg}^{-1}$. En la gónada las concentraciones de los machos fueron de 0.654 a 2.138 mg kg^{-1} con promedio de $1.028 \pm 0.173 \text{ mg kg}^{-1}$ y en las hembras de 0.463 a 2.469 mg kg^{-1} con promedio de $1.559 \pm 0.207 \text{ mg kg}^{-1}$. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no

existe diferencias significativas entre los machos y las hembras en el músculo ($p=0.27$), en el hígado ($p=0.58$) y en la gónada ($p=0.08$) (**Figura 37**).

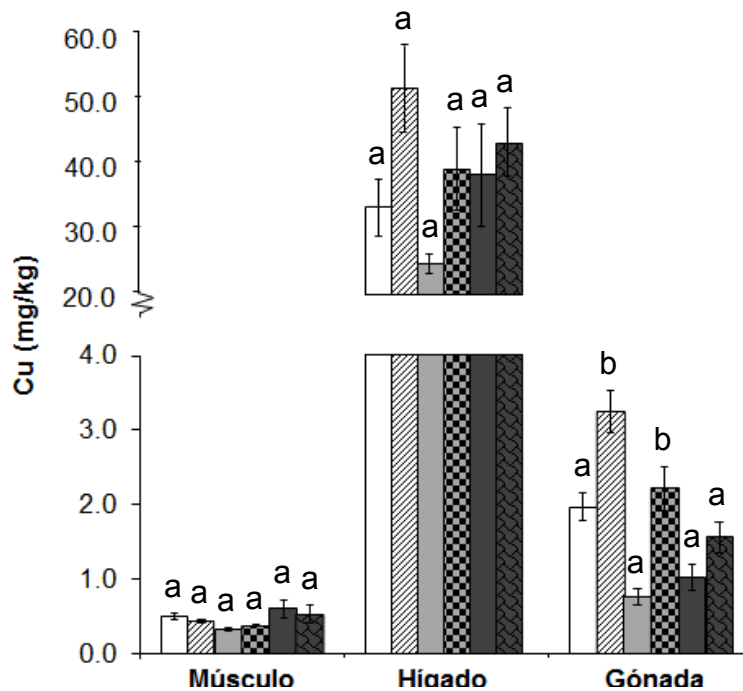


Figura 37. Promedios por sexo y año de captura \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre las medias de \square machos y diagonal lines hembras de 2011, gray machos y checkered hembras de 2012 y solid black machos y solid black hembras de 2013 para un mismo tejido.

Zn

Las concentraciones de Zn (peso húmedo) en el 2011 en el músculo para machos fueron de 7.922 a 20.29 mg kg^{-1} obteniendo un promedio de $12.57 \pm 1.22 \text{ mg kg}^{-1}$, las hembras alcanzaron concentraciones de 9.203 a 67.66 mg kg^{-1} teniendo como promedio $18.92 \pm 3.33 \text{ mg kg}^{-1}$. En el hígado los machos tuvieron concentraciones mínimas de 61.89 mg kg^{-1} y máximas de 275.2 mg kg^{-1} con promedio de $115.0 \pm 15.4 \text{ mg kg}^{-1}$, las hembras tuvieron concentraciones mínimas de 64.83 mg kg^{-1} y máximas de 256.5 mg kg^{-1} con promedio de $125.9 \pm 12.3 \text{ mg kg}^{-1}$. En la gónada

los machos presentaron concentraciones de 23.76 a 104.2 mg kg⁻¹ con un promedio de 36.97 ± 6.34 mg kg⁻¹, las hembras presentaron concentraciones de 18.62 a 201.1 mg kg⁻¹ con promedio de 156.7 ± 10.9 mg kg⁻¹. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre los machos y hembras en el hígado (p=0.45). El músculo y la gónada presentaron diferencias significativas entre machos y hembras (p=0.03 para músculo y p=0.00 para gónada) (**Figura 38**).

En el 2012 el intervalo de concentraciones de los machos fue de 6.03 a 23.54 mg kg⁻¹ con un promedio de 12.96 ± 2.14 mg kg⁻¹ y el intervalo de concentraciones para las hembras fue de 6.015 a 17.17 mg kg⁻¹ con un promedio de 11.22 ± 1.15 mg kg⁻¹ para el músculo. En el hígado los machos y hembras obtuvieron concentraciones promedio de 85.08 ± 7.50 mg kg⁻¹ y 96.52 ± 7.31 mg kg⁻¹ respectivamente, con intervalos que van desde 64.90 a 130.9 mg kg⁻¹ para machos y 58.78 a 139.8 mg kg⁻¹ para hembras. La gónada alcanzó concentraciones de 15.97 a 96.23 mg kg⁻¹ con un promedio de 33.72 ± 15.64 mg kg⁻¹ para machos y de 25.49 a 196.4 mg kg⁻¹ con un promedio de 115.7 ± 14.4 mg kg⁻¹ para hembras. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre machos y hembras en el músculo (p=0.45) y en el hígado (p=0.30). La gónada presentó diferencias significativas entre machos y hembras (p=0.00) (**Figura 38**).

En el año 2013, en el músculo los machos presentaron concentraciones desde 9.12 a 61.36 mg kg⁻¹ con promedio de 19.53 ± 6.41 mg kg⁻¹, mientras que las concentraciones de las hembras fueron de 8.85 a 22.21 mg kg⁻¹ con promedio de 14.02 ± 1.39 mg kg⁻¹. En el hígado los machos alcanzaron concentraciones de 71.29 a 329.0 mg kg⁻¹ con promedio de 135.9 ± 31.7 mg kg⁻¹ y las hembras de 72.33 a 345.9 mg kg⁻¹ con promedio de 151.4 ± 30.8 mg kg⁻¹. En la gónada las concentraciones de los machos fueron de 19.51 a 137.3 mg kg⁻¹ con promedio de 48.76 ± 16.37 mg kg⁻¹ y en las hembras de 23.82 a 165.6 mg kg⁻¹ con promedio de 115.8 ± 16.3 mg kg⁻¹. Al realizarles el análisis estadístico se determinó que no existe diferencias significativas entre machos y hembras en el músculo (p=0.82) y

en el hígado ($p=0.69$). La gónada presentó diferencias significativas entre machos y hembras ($p= 0.00$) (**Figura 38**).

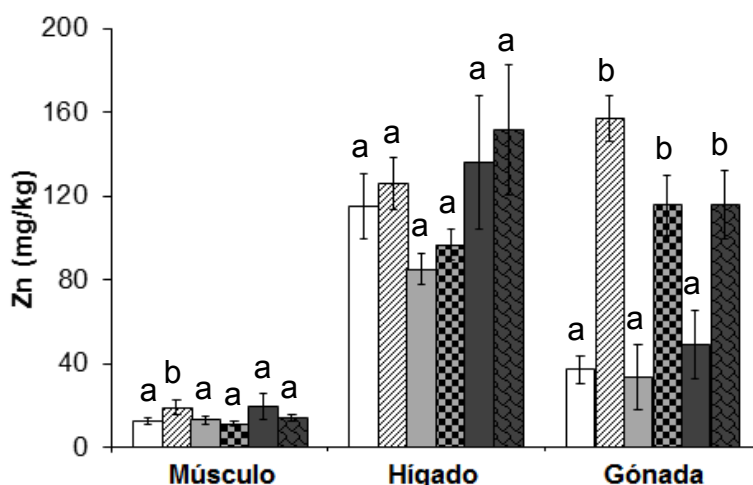


Figura 38. Promedios por sexo y año de captura \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en músculo, hígado y gónada de *I. platypterus*. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre las medias de \square machos y diagonal lines hembras de 2011, \blacksquare machos y checkered hembras de 2012 y \blacksquare machos y cross-hatched hembras de 2013 para un mismo tejido.

8.2.2. Cuantificación en el contenido estomacal

8.2.2.1. Concentración promedio general

Cd

La concentración general de Cd (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $4.972 \pm 0.747 \text{ mg kg}^{-1}$. En este se puede observar que existe una gran variabilidad entre las especies y las concentraciones de este metal (**Figura 39**), puesto que se encontraron altas concentraciones en los pulpos *Argonauta* spp. ($11.41 \pm 0.95 \text{ mg kg}^{-1}$) seguido por peces de la familia Monacanthidae ($8.326 \pm 0.010 \text{ mg kg}^{-1}$) y por los calamares *Dosidicus gigas* ($7.429 \pm 0.753 \text{ mg kg}^{-1}$). Las bajas concentraciones fueron en el pez *Coryphaena hippurus* (0.081 mg kg^{-1}) y en los peces *Mugil cephalus* ($0.204 \pm 0.000 \text{ mg kg}^{-1}$).

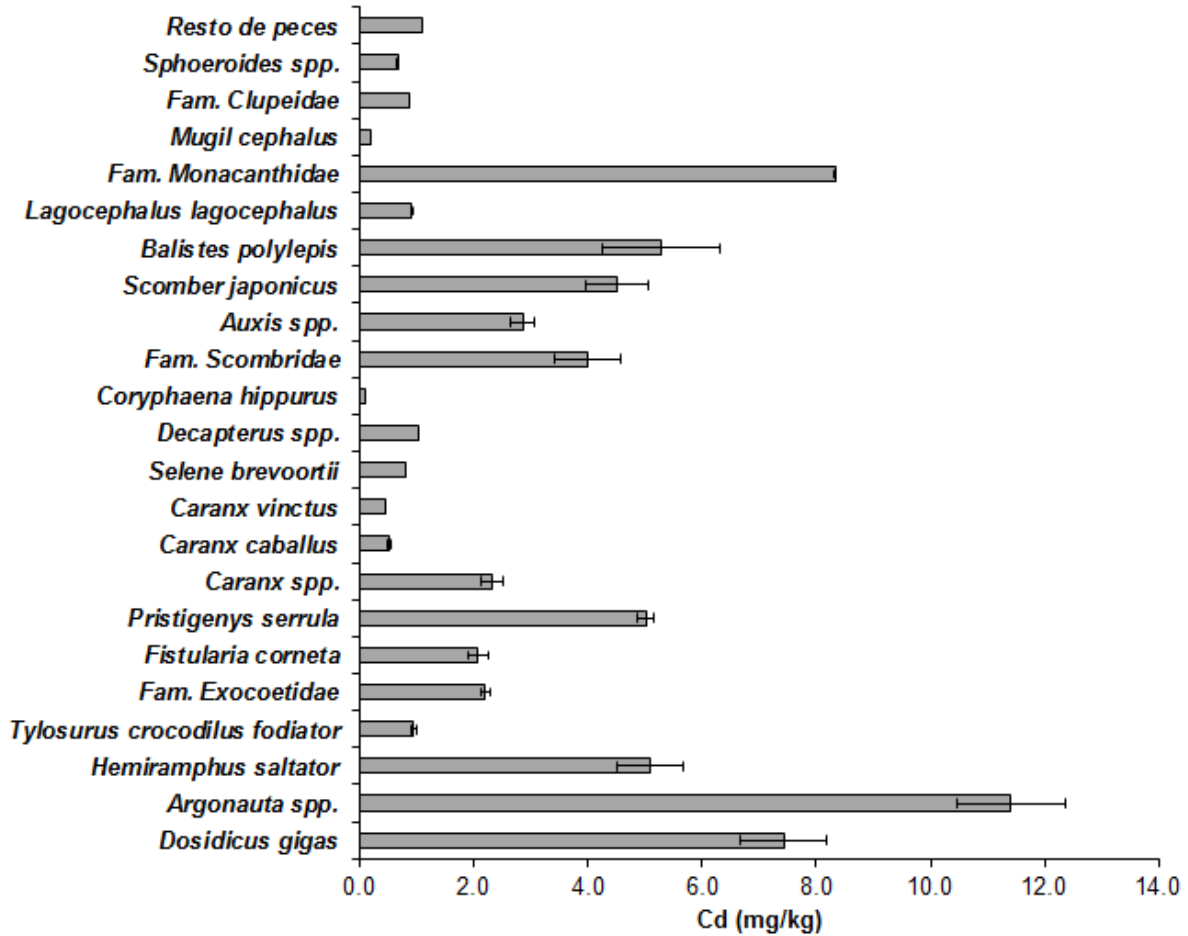


Figura 39. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* procedente del Sureste del Golfo de California.

Pb

La concentración general de Pb (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $0.024 \pm 0.003 \text{ mg kg}^{-1}$. En la **Figura 40** se puede observar las especies que mayormente bioacumulaban este metal, dentro de estas se encuentran los pulpos *Argonauta* spp. ($0.057 \pm 0.006 \text{ mg kg}^{-1}$) y los peces *Tylosurus crocodilus fodiator* ($0.043 \pm 0.003 \text{ mg kg}^{-1}$), familia Monacanthidae ($0.037 \pm 0.000 \text{ mg kg}^{-1}$) y *Mugil cephalus* ($0.032 \pm 0.001 \text{ mg kg}^{-1}$). Las especies que mostraron la menor concentración de Pb fue el pez *Coryphaena hippurus* (0.002 mg kg^{-1}) y los peces *Pristigenys serrula* ($0.008 \pm 0.000 \text{ mg kg}^{-1}$).

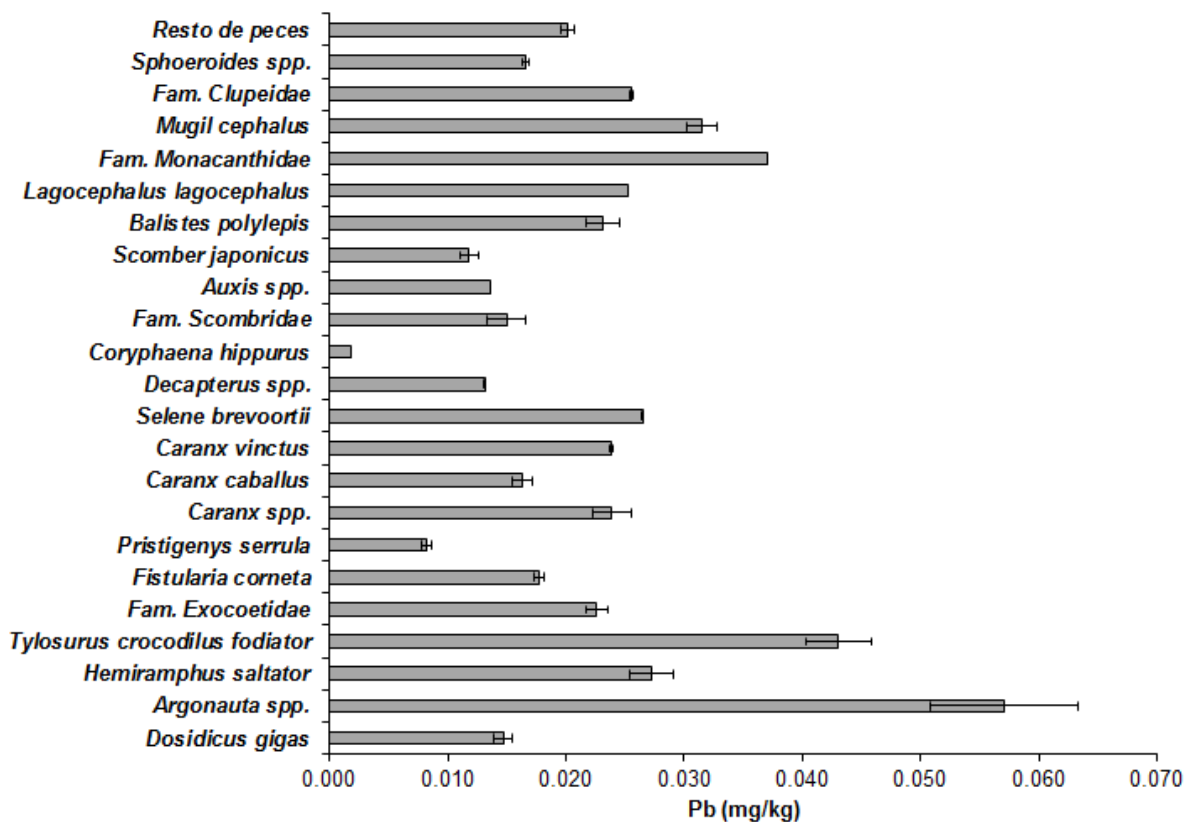


Figura 40. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* procedente del Sureste del Golfo de California.

Cu

La concentración general de Cu (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $2.036 \pm 0.186 \text{ mg kg}^{-1}$. Las especies con mayor contenido de cobre fueron: los moluscos *Dosidicus gigas* ($4.348 \pm 0.341 \text{ mg kg}^{-1}$) y *Argonauta* spp. ($3.127 \pm 0.236 \text{ mg kg}^{-1}$) seguido por los peces *Scomber japonicus* ($2.939 \pm 0.137 \text{ mg kg}^{-1}$), *Hemiramphus saltator* ($2.710 \pm 0.230 \text{ mg kg}^{-1}$) y *Auxis* spp. ($2.685 \pm 0.018 \text{ mg kg}^{-1}$), entre otros. Las especies que presentaron la menor concentración de Cu fueron el pez *Coryphaena hippurus* (0.204 mg kg^{-1}) y los peces *Pristigenys serrula* ($0.623 \pm 0.016 \text{ mg kg}^{-1}$) y *Fistularia corneta* ($0.597 \pm 0.026 \text{ mg kg}^{-1}$) (**Figura 41**).

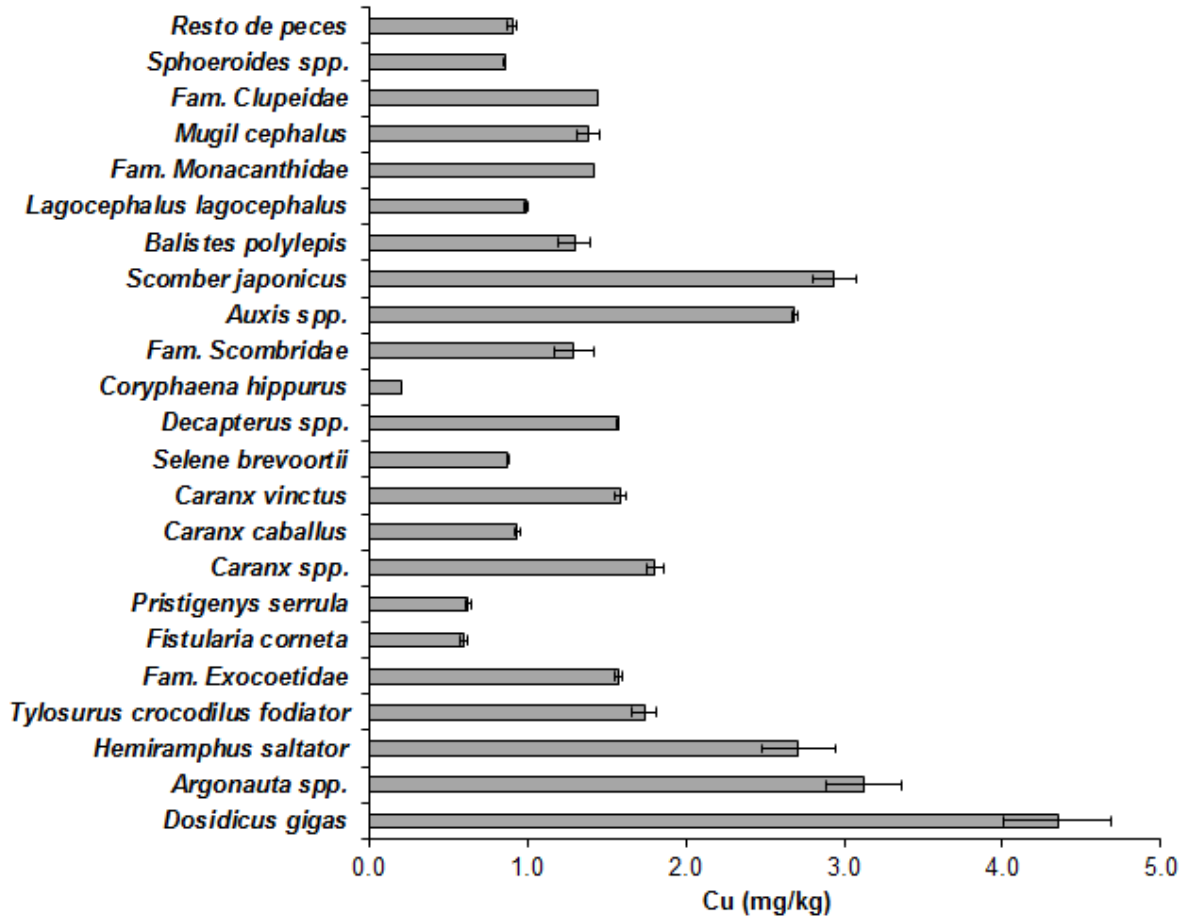


Figura 41. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* procedente del Sureste del Golfo de California.

Zn

La concentración general de Zn (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $44.30 \pm 2.31 \text{ mg kg}^{-1}$. En la **Figura 42** se puede observar que de todas las especies presa del contenido estomacal de *I. platypterus* las familias Clupeidae ($86.61 \pm 0.35 \text{ mg kg}^{-1}$), Exocoetidae ($85.49 \pm 2.92 \text{ mg kg}^{-1}$) y Monacanthidae ($74.44 \pm 0.02 \text{ mg kg}^{-1}$) bioacumulaban mayormente este metal, mientras que la menor concentración de Zn se presentó en el pez *Coryphaena hippurus* ($3.233 \pm 0.036 \text{ mg kg}^{-1}$) y los peces *Pristigenys serrula* ($10.17 \pm 0.29 \text{ mg kg}^{-1}$).

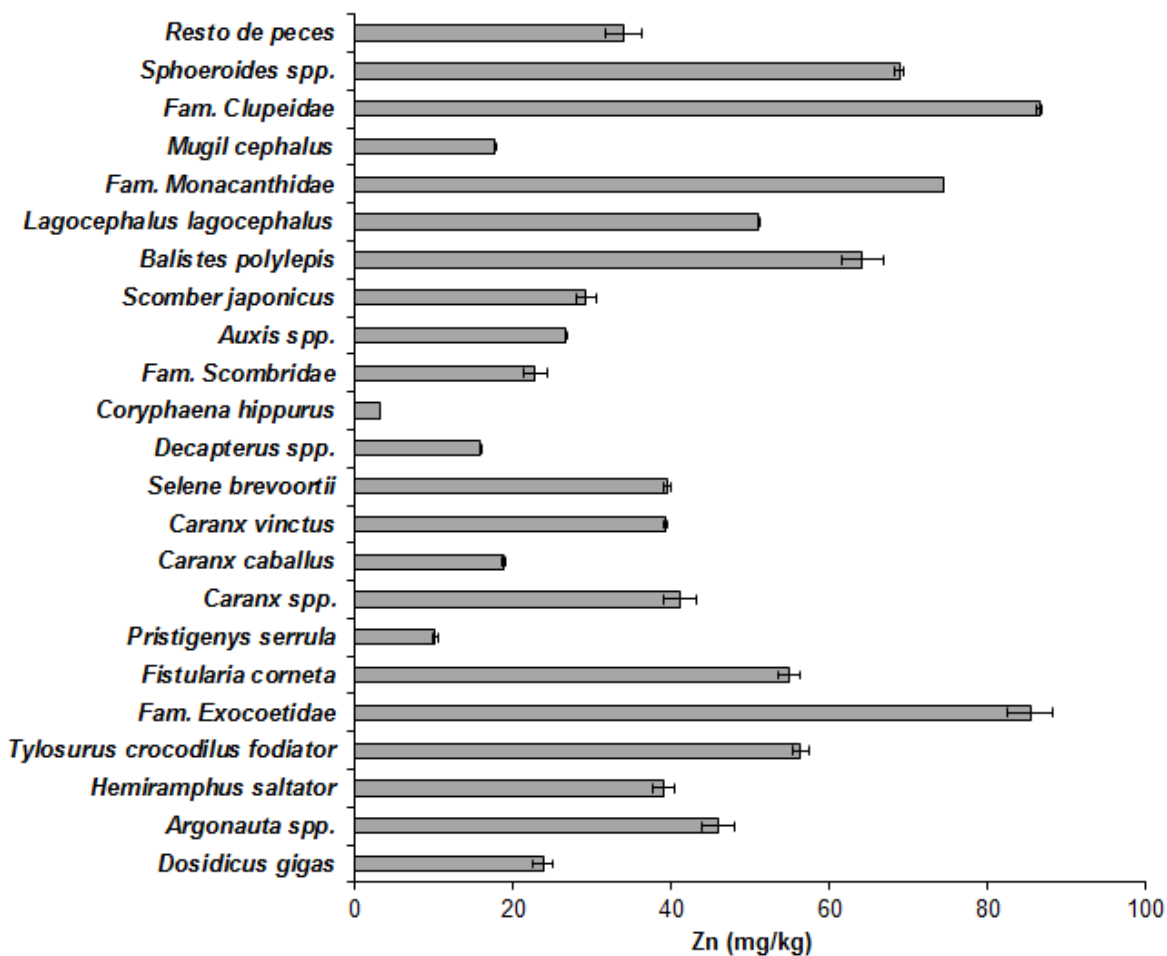


Figura 42. Promedio general \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* procedente del Sureste del Golfo de California.

8.2.2.2. Concentración promedio por año de captura

Cd

Con respecto al año de captura, la concentración de Cd (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $7.154 \pm 1.559 \text{ mg kg}^{-1}$, $1.910 \pm 0.333 \text{ mg kg}^{-1}$ y $5.312 \pm 1.247 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2011, 2012 y 2013, respectivamente. Las especies que mayormente bioacumulaban este metal en el 2011 fueron los peces *Hemiramphus saltator* ($18.43 \pm 0.071 \text{ mg kg}^{-1}$), en el 2012 y 2013 los pulpos *Argonauta* spp. ($5.959 \pm 0.556 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2012; $11.57 \pm 2.333 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2013). Mientras que, las especies que bioacumulaban en menor concentración Cd

en el 2011 fue el pez *Coryphaena hippurus* (0.081 mg kg^{-1}), en el 2012 y 2013 los peces *Mugil cephalus* ($0.207 \pm 0.000 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2012; $0.201 \pm 0.009 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2013). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que el contenido estomacal 2012 fue significativamente menor que el 2011 y 2013 ($H_{(2,188)}=13.3$; $p=0.00$) debido a que no existe uniformidad en las especies presa (**Figura 43**).

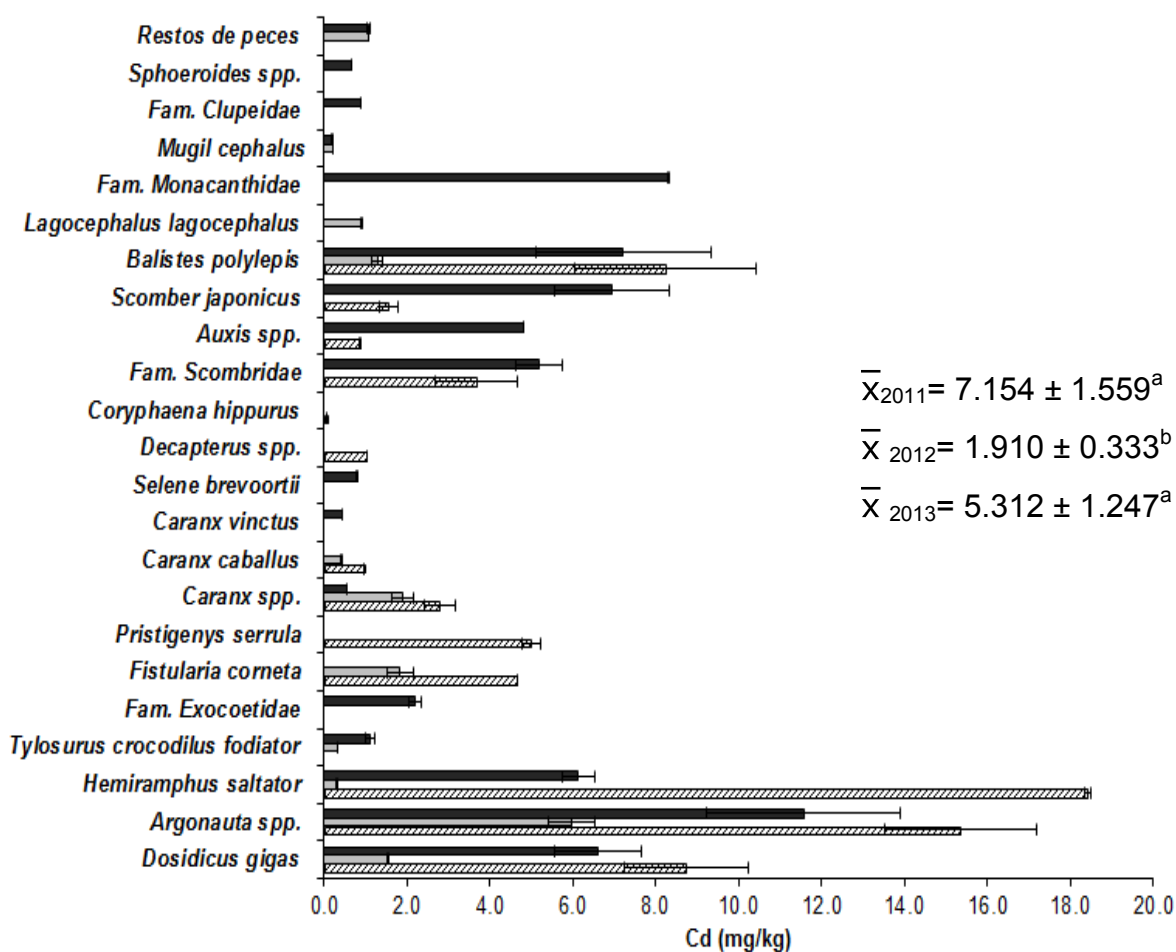


Figura 43. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* del 2011, 2012, 2013. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

Pb

La concentración de Pb (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $0.016 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2011, $0.022 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2012 y $0.040 \pm 0.008 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2013. . Las especies que mayormente bioacumularon Pb en el

2011 y 2013 fueron los pulpos *Argonauta* spp. ($0.042 \pm 0.003 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2012; $0.403 \pm 0.073 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2013), en el 2012 los peces *Mugil cephalus* (0.044 ± 0.000). Mientras que, las especies que tuvieron la menor concentración de Pb fueron en el 2011 el pez *Coryphaena hippurus* (0.002 mg kg^{-1}), en el 2012 los peces *Caranx caballus* ($0.016 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$) y 2013 los peces *Scomber japonicus* ($0.014 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que el contenido estomacal 2011 fue significativamente menor que el 2012 y 2013 ($H_{(2,188)}=27.5$; $p=0.00$) (Figura 44).

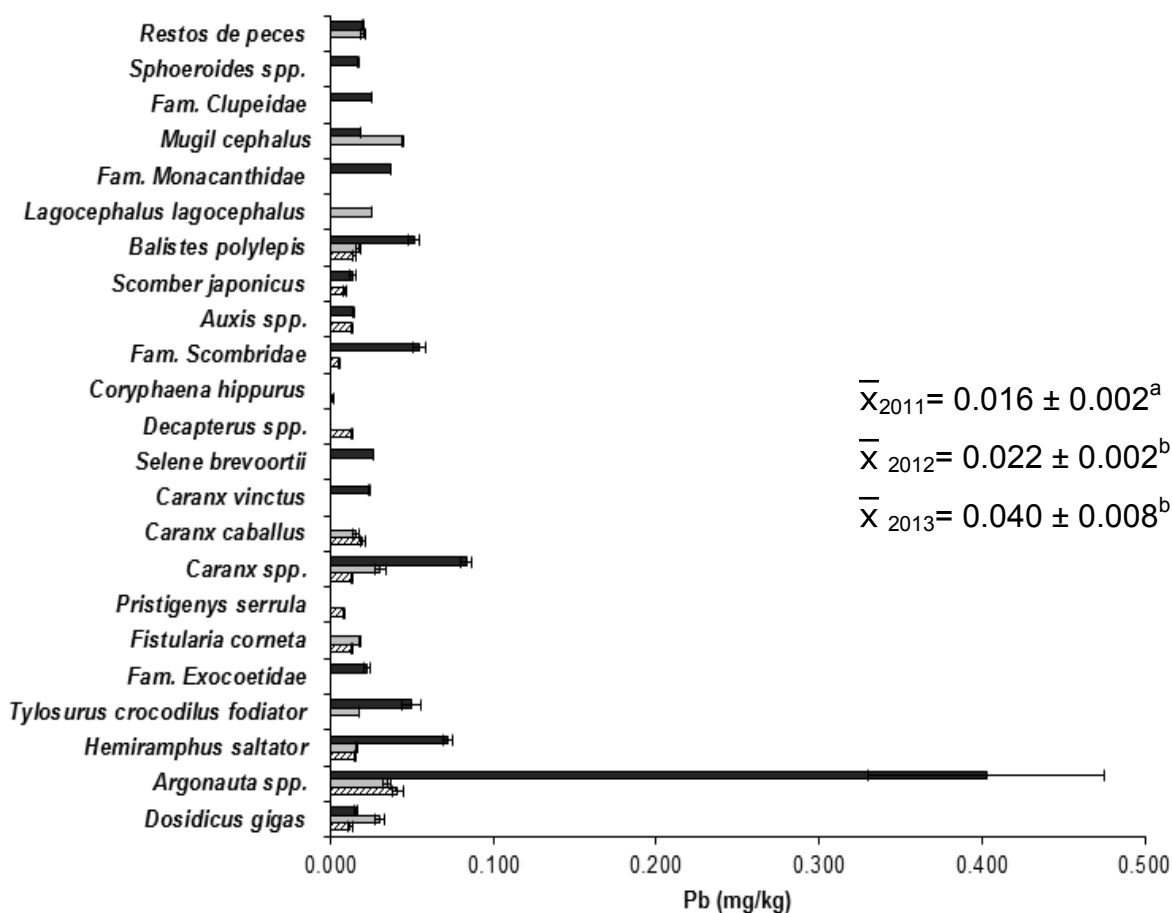


Figura 44. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* del \square 2011, \square 2012, \blacksquare 2013. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

Cu

La concentración de Cu (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $2.467 \pm 0.385 \text{ mg kg}^{-1}$, $1.105 \pm 0.100 \text{ mg kg}^{-1}$ y $2.509 \pm 0.297 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2011, 2012 y 2013 respectivamente. Las especies que presentaron la mayor concentración de Cu fueron en el 2011 los peces *Hemiramphus saltator* ($8.311 \pm 0.104 \text{ mg kg}^{-1}$), en el 2012 y 2013 los pulpos *Argonauta* spp. ($2.190 \pm 0.079 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2012; $9.111 \pm 0.030 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2013). Mientras que, las especies que mostraron la menor concentración de Cu fueron en el 2011 el pez *Coryphaena hippurus* (0.204 mg kg^{-1}), en el 2012 los peces *Tylosurus crocodilus fodiator* ($0.251 \pm 0.000 \text{ mg kg}^{-1}$) y 2013 los peces *Sphoeroides* spp. ($0.852 \pm 0.012 \text{ mg kg}^{-1}$). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que el contenido estomacal 2012 fue significativamente menor que el 2011 y 2013 ($H_{(2,188)}=21.8$; $p=0.00$) (**Figura 45**).

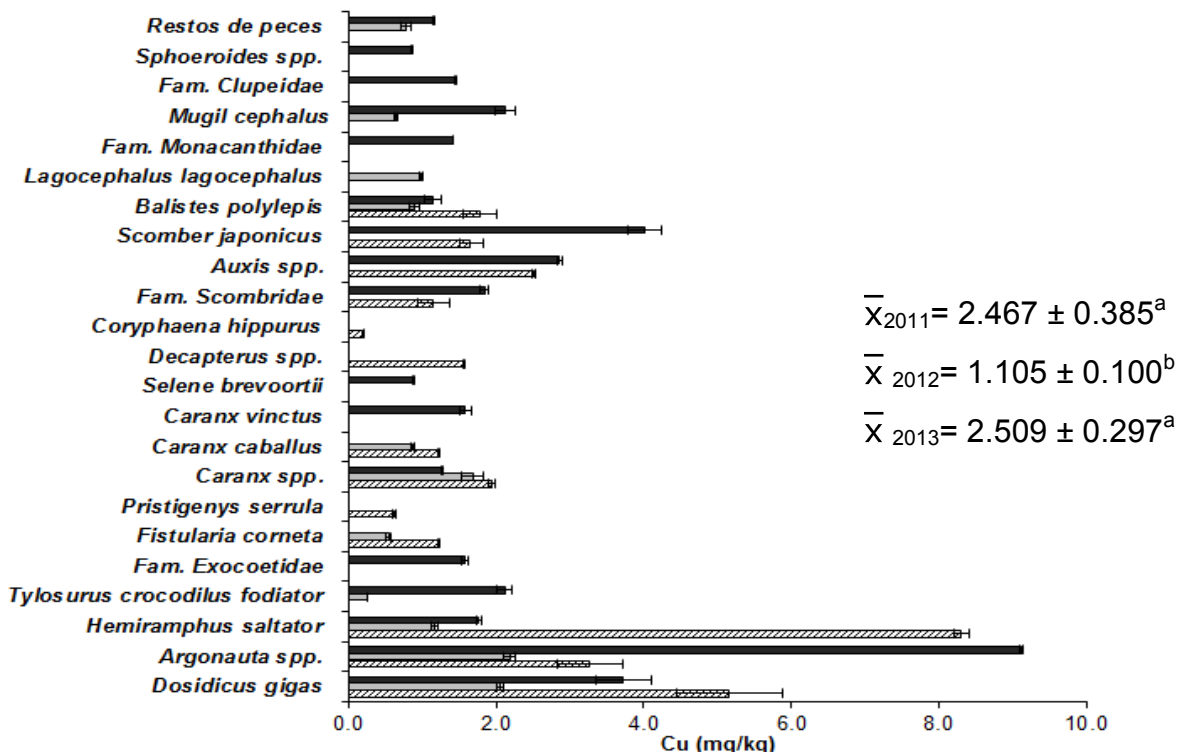


Figura 45. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* del 2011, 2012, 2013. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

Zn

La concentración de Zn (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal fue de $31.97 \pm 3.067 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2011, $56.17 \pm 4.695 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2012 y $49.15 \pm 3.506 \text{ mg kg}^{-1}$ en el 2013. Las especies que mayormente bioacumularon este metal fueron los peces en el 2011 *Fistularia corneta* ($64.08 \pm 0.275 \text{ mg kg}^{-1}$), en el 2012 *Balistes polylepis* ($80.38 \pm 5.370 \text{ mg kg}^{-1}$) y en el 2013 la familia Clupeidae ($86.61 \pm 0.348 \text{ mg kg}^{-1}$). Mientras que, las especies que bioacumularon en menor concentración Zn en el 2011 fue el pez *Coryphaena hippurus* (3.233 mg kg^{-1}), en el 2012 los restos de peces ($15.96 \pm 0.110 \text{ mg kg}^{-1}$) y 2013 los peces *Mugil cephalus* ($16.35 \pm 0.094 \text{ mg kg}^{-1}$). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que el contenido estomacal 2011 fue significativamente menor que el 2012 y 2013 ($H_{(2,188)}=24.9 \text{ p}=0.00$) (**Figura 46**).

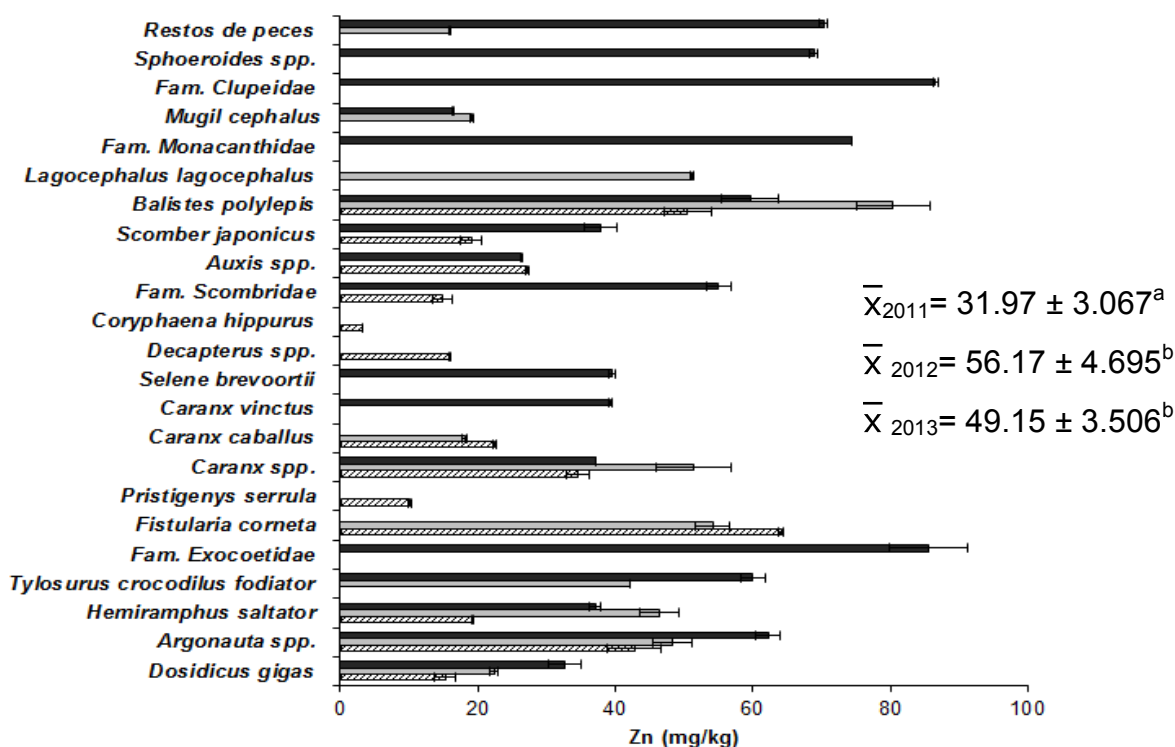


Figura 46. Promedio por año de captura \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* del 2011, 2012, 2013. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

8.2.2.3. Concentración promedio por sexo

Cd

Con respecto al sexo de los ejemplares de *I. platypterus*, la concentración de Cd (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal de los machos fue de $5.223 \pm 1.206 \text{ mg kg}^{-1}$, presentando las concentraciones mínimas los peces *Mugil cephalus* ($0.207 \pm 0.000 \text{ mg kg}^{-1}$) y máximas los pulpos *Argonauta spp.* ($12.81 \pm 1.188 \text{ mg kg}^{-1}$). El contenido estomacal de las hembras tuvo una concentración promedio de $4.791 \pm 0.950 \text{ mg kg}^{-1}$, mostrando la concentración mínima el pez *Coryphaena hippurus* (0.081 mg kg^{-1}) y máximas los pulpos *Argonauta spp.* ($9.999 \pm 1.480 \text{ mg kg}^{-1}$). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que no existe diferencia significativa ($p > 0.05$) entre el contenido estomacal de los machos y las hembras en relación a la concentración de Cd ($p = 0.48$) (**Figura 47**).

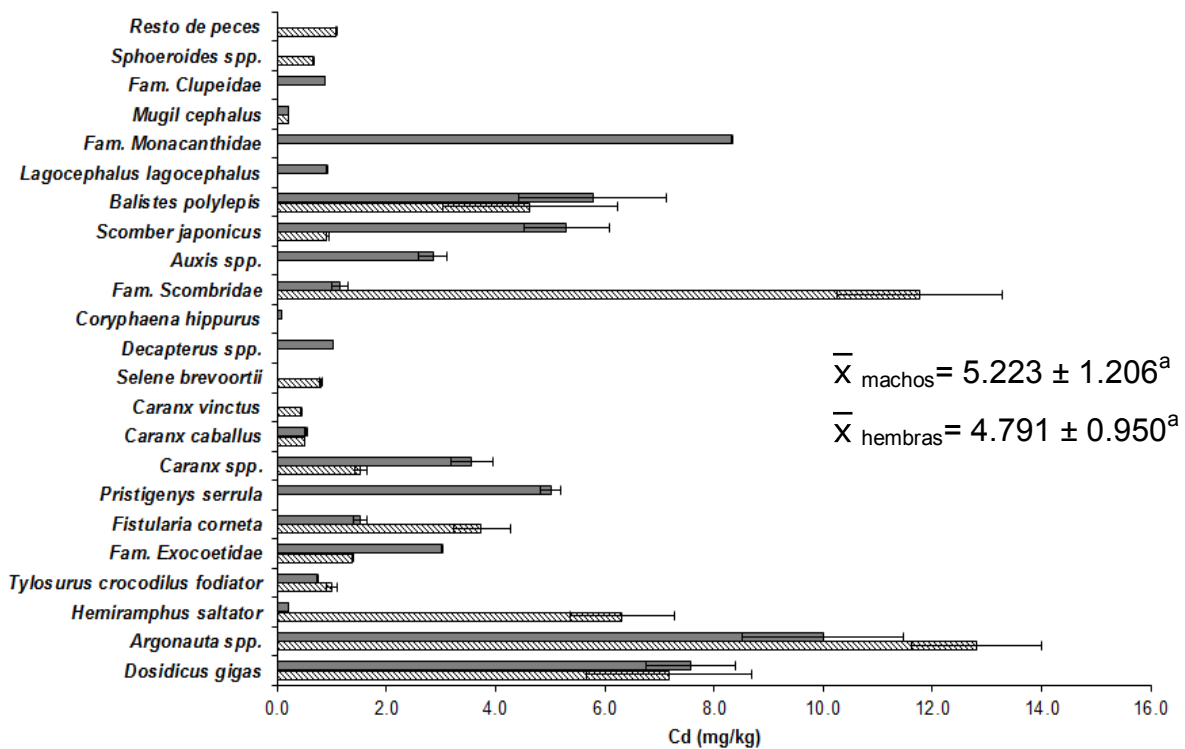


Figura 47. Promedio por sexo \pm error estándar de la concentración de Cd, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* ▨ machos y ■ hembras. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

Pb

La concentración de Pb (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal de los machos fue de $0.031 \pm 0.005 \text{ mg kg}^{-1}$, presentando las concentraciones mínimas los peces *Caranx caballus* ($0.007 \pm 0.000 \text{ mg kg}^{-1}$) y máximas los pulpos *Argonauta* spp. ($0.077 \pm 0.013 \text{ mg kg}^{-1}$). El contenido estomacal de las hembras tuvo una concentración promedio de $0.019 \pm 0.002 \text{ mg kg}^{-1}$, mostrando la concentración mínima el pez *Coryphaena hippurus* (0.002 mg kg^{-1}) y máximas los pulpos *Argonauta* spp. ($0.037 \pm 0.003 \text{ mg kg}^{-1}$). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que existe diferencia significativa ($p > 0.05$) entre el contenido estomacal de los machos y las hembras en relación a la concentración de Pb ($p = 0.01$) (Figura 48).

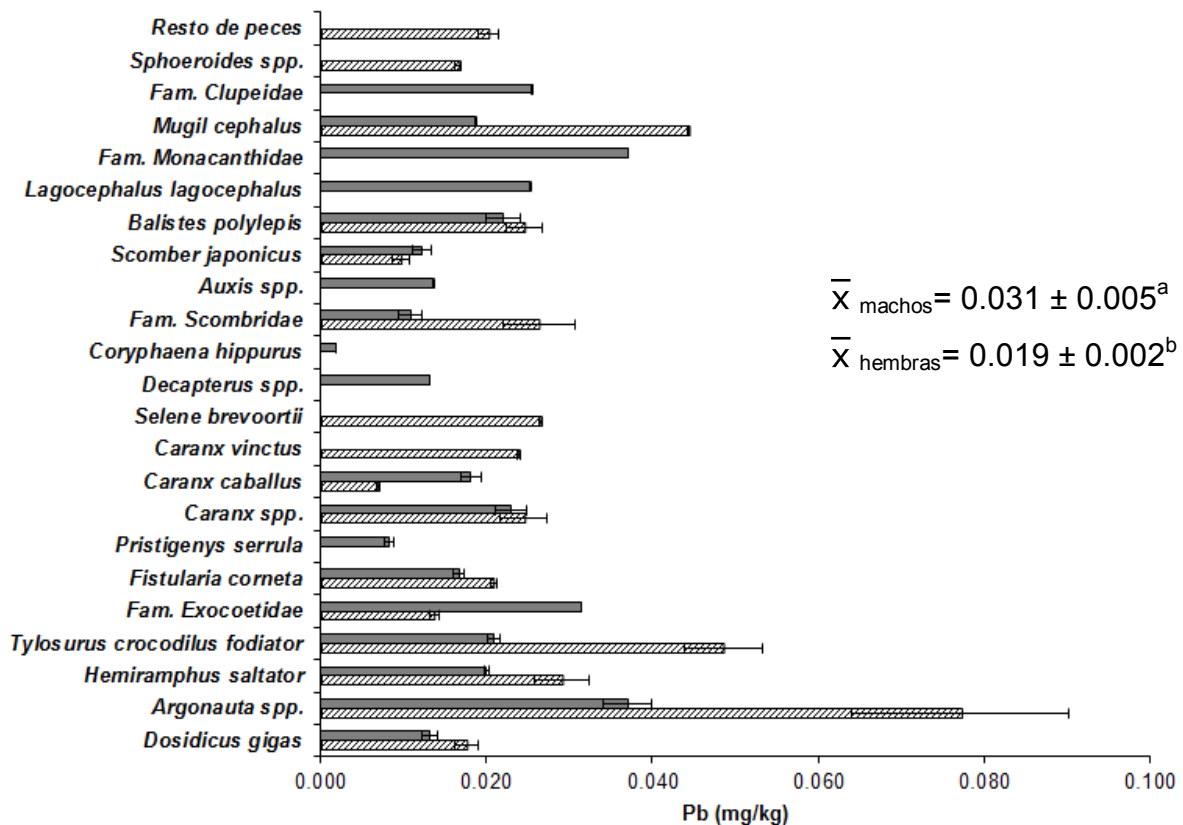


Figura 48. Promedios por sexo \pm error estándar de la concentración de Pb, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* ▨ machos y ■ hembras. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

Cu

La concentración de Cu (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal de los machos fue de $2.251 \pm 0.348 \text{ mg kg}^{-1}$, presentando las concentraciones mínimas los peces *Mugil cephalus* ($0.644 \pm 0.020 \text{ mg kg}^{-1}$) y máximas los calamares *Dosidicus gigas* ($4.849 \pm 0.687 \text{ mg kg}^{-1}$). El contenido estomacal de las hembras tuvo una concentración promedio de $1.880 \pm 0.197 \text{ mg kg}^{-1}$, mostrando la concentración mínima el pez *Coryphaena hippurus* (0.204 mg kg^{-1}) y máximas los calamares *Dosidicus gigas* ($4.067 \pm 0.370 \text{ mg kg}^{-1}$). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que no existe diferencia significativa ($p > 0.05$) entre el contenido estomacal de los machos y las hembras en relación a la concentración de Cu ($p = 0.60$) (Figura 49).

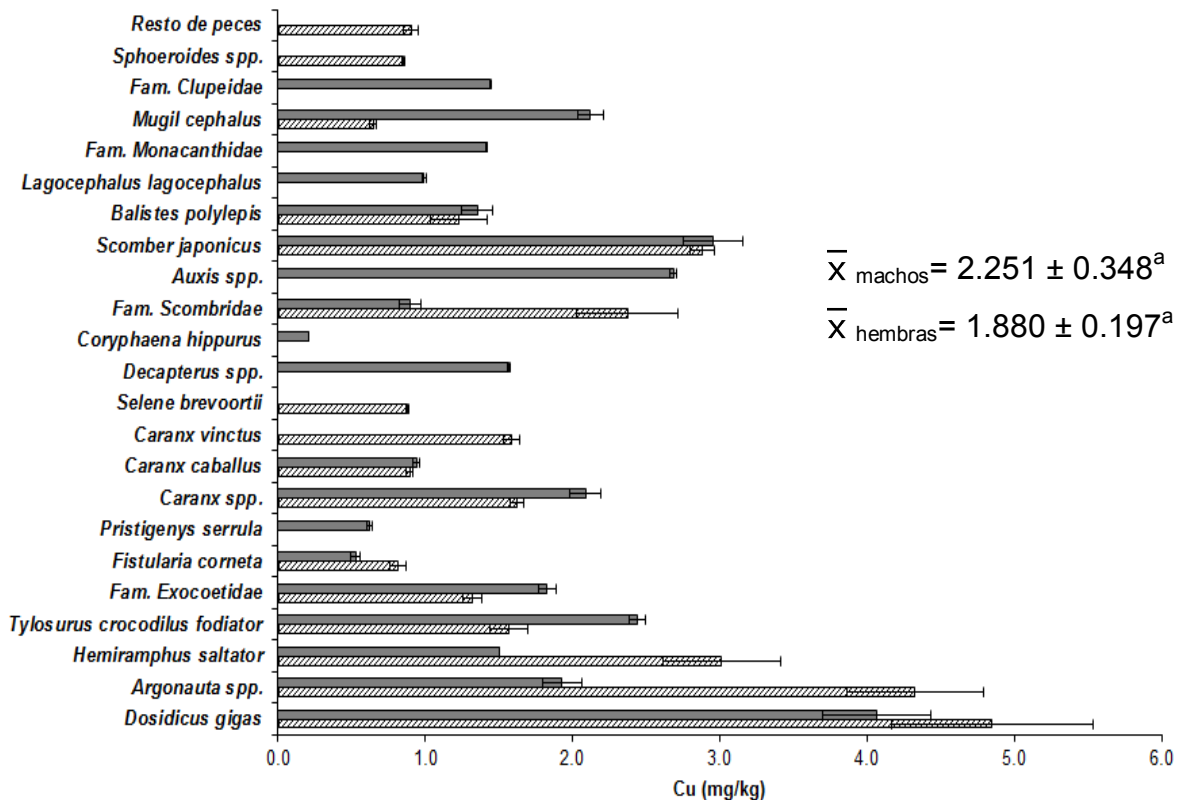


Figura 49. Promedios por sexo \pm error estándar de la concentración de Cu, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* ▨ machos y ■ hembras. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

Zn

La concentración de Zn (con base a peso húmedo) en el contenido estomacal de los machos fue de $45.01 \pm 2.792 \text{ mg kg}^{-1}$, presentando las concentraciones mínimas los peces *Caranx caballus* ($17.47 \pm 0.219 \text{ mg kg}^{-1}$) y máximas los peces *Sphoeroides* spp. ($68.88 \pm 0.508 \text{ mg kg}^{-1}$). El contenido estomacal de las hembras tuvo una concentración promedio de $43.78 \pm 3.444 \text{ mg kg}^{-1}$, mostrando la concentración mínima el pez *Coryphaena hippurus* (3.233 mg kg^{-1}) y máximas la familia Exocoetidae ($113.8 \pm 0.371 \text{ mg kg}^{-1}$). Al realizarle un análisis estadístico se determinó que no existe diferencia significativa ($p > 0.05$) entre el contenido estomacal de los machos y las hembras en relación a la concentración de Zn ($p = 0.27$) (Figura 50).

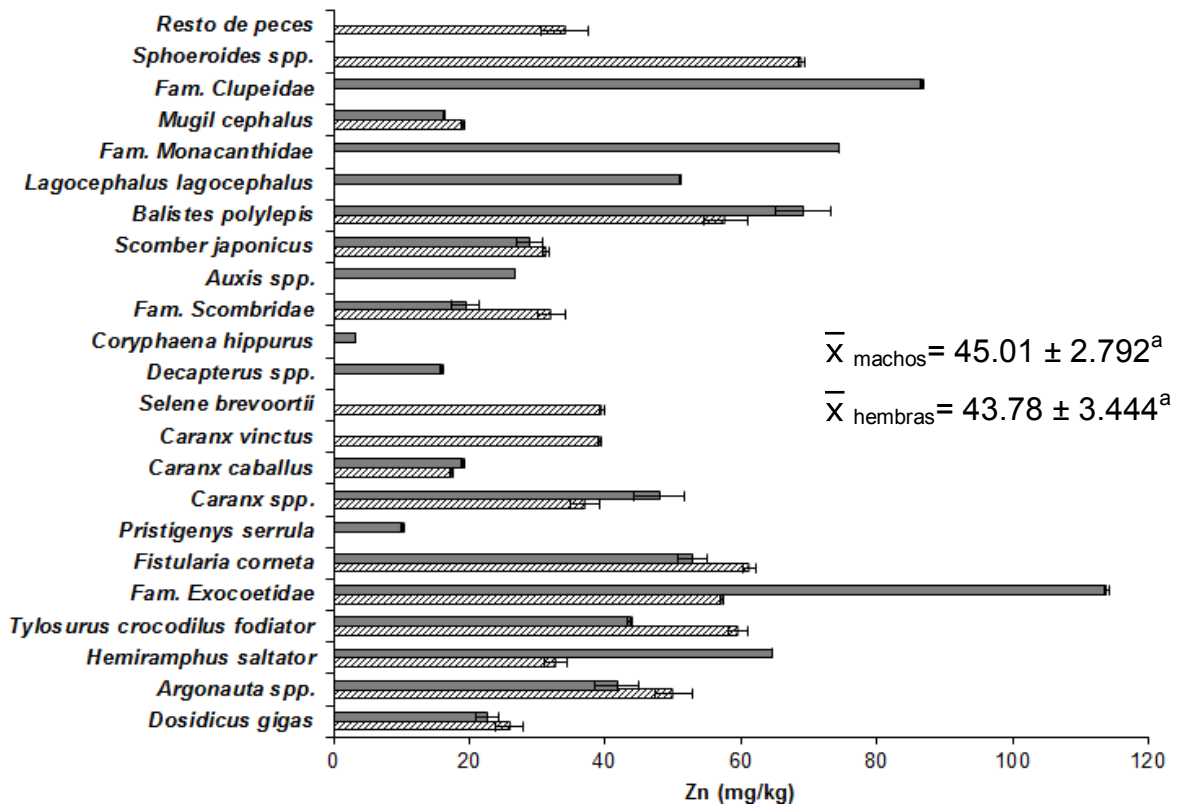


Figura 50. Promedios por sexo \pm error estándar de la concentración de Zn, con base a peso húmedo, encontradas en las especies y familias del contenido estomacal de *I. platypterus* ▨ machos y ■ hembras. Letras diferentes indican que tienen concentraciones significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí las medias.

8.3. Factor de biomagnificación o biodisminución

En el análisis de la biomagnificación de Cd, Pb, Cu y Zn considerando al pez vela y a las especies presa encontradas en el contenido estomacal fue posible establecer cuatro niveles tróficos en la cadena alimenticia de este depredador tope marino, de acuerdo a la información publicada por Olson y Watters (2003), Criales-Hernández et al. (2006) y Froese y Pauly (2015).

El esquema de la **Figura 51** muestra que al utilizar la fórmula de Gray (2002) con la concentración de Cd en el músculo del pez vela y las especies presa del contenido estomacal ocurre una biodisminución de este metal ya que se obtuvo un FB_G promedio de 0.61. Esta misma biodisminución se presentó al utilizar la fórmula de Lavoie et al. (2010) ya que se obtuvo un FB_L de 0.08, lo cual indica que las especies presa contienen una mayor concentración de Cd que lo que hay presente en el músculo de *I. platypterus*, por tal motivo Cd no se está biomagnificando a través de lo que consume este depredador tope (**Tabla 5**).

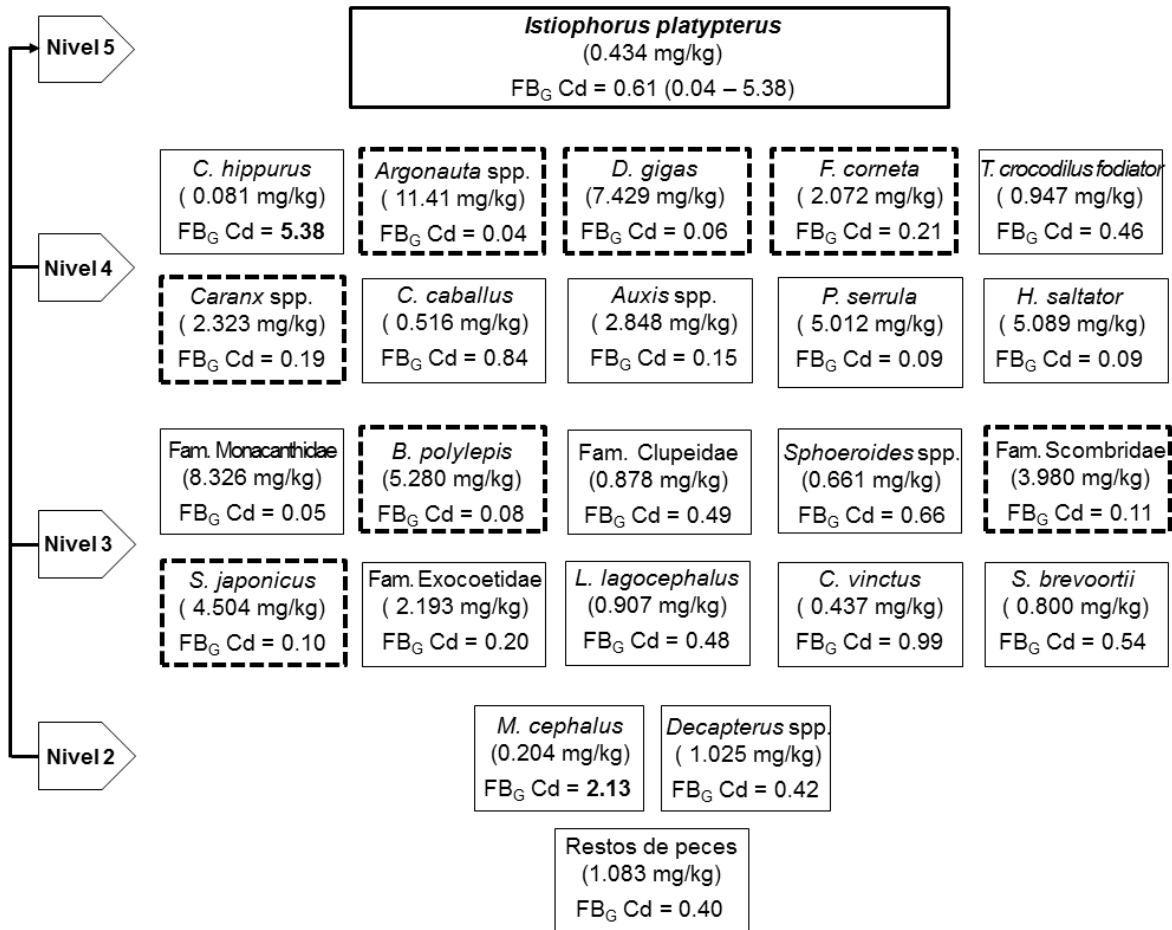


Figura 51. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Cd en la trama alimenticia del pez vela (*I. platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California, usando la fórmula de Gray (2002). --- Especies presas que en conjunto representan el 97.9% en la dieta del pez vela (*I. platypterus*).

La **Figura 52** muestra el esquema del factor de biomagnificación de Pb aplicando la fórmula de Gray (2002) en la cual se obtuvo en promedio un $FB_G = 1.85$ para *I. platypterus*, esto indica que Pb se está biomagnificando a través de la cadena alimenticia puesto que la mayoría (69.6%) de las especies presa tienen un FB_G mayor a 1 como lo es para *D. gigas* $FB_G = 1.73$, *F. corneta* $FB_G = 1.44$, *Caranx* spp. $FB_G = 1.07$, *B. polylepis* $FB_G = 1.10$, fam. Scombridae $FB_G = 1.70$, y *S. japonicus* $FB_G = 2.16$, así mismo, si se considera a las especies que no son principales y que se encuentran en el nivel más bajo se puede notar que también

existe una biomagnificación, ejemplo de ello es *Decapterus* spp. el cual tiene una concentración menor a la que hay presente en el músculo de *I. platypterus* por lo cual adquirió un $FB_G = 1.93$. Al utilizar la fórmula de Lavoie et al. (2010) para este mismo metal se obtuvo un resultado de un $FB_L = 1.09$ considerando a todas las especies presa presentes en el contenido estomacal y a los índices de importancia relativa de cada especie, este resultado indica que Pb tiene una biomagnificación a través de la cadena alimenticia de *I. platypterus* (Tabla 5), lo cual confirma el valor obtenido con la ecuación de Gray (2002).

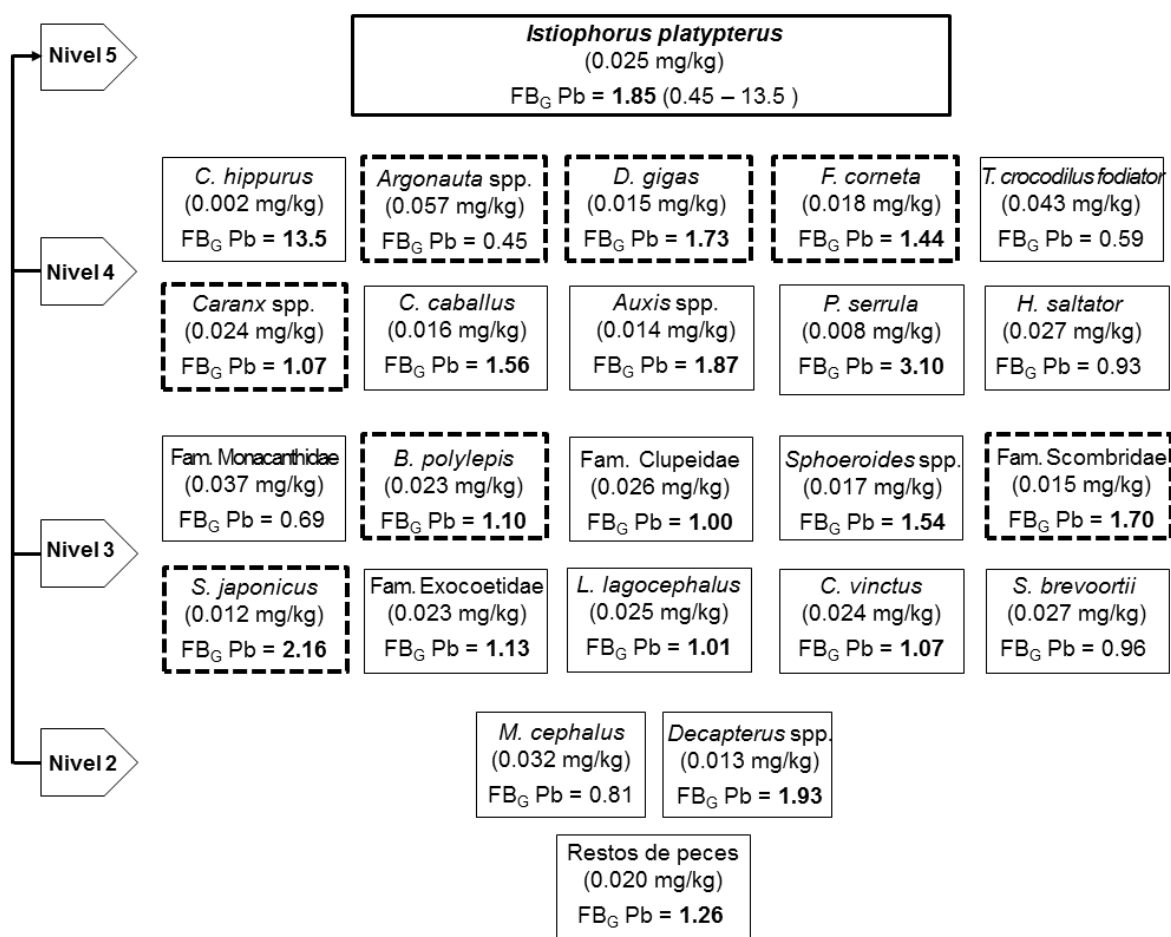


Figura 52. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Pb en la trama alimenticia del pez vela (*I. platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California, usando la fórmula de Gray (2002). --- Especies presas que en conjunto representan el 97.9% en la dieta del pez vela (*I. platypterus*).

Cu presentó biodisminución a través de la cadena alimenticia de *I. platypterus* al aplicar la fórmula de Gray (2002) ya que el valor de FB_G fue de 0.44, esta biodisminución también fue observada en las presas principales (*Argonauta* spp. $FB_G = 0.15$, *D. gigas* $FB_G = 0.11$, *F. corneta* $FB_G = 0.77$, *Caranx* spp. $FB_G = 0.26$, *B. polylepis* $FB_G = 0.36$, fam. Scombridae $FB_G = 0.36$ y *S. japonicus* $FB_G = 0.16$) las cuales no mostraron un valor mayor a 1 (**Figura 53**). La biodisminución de este metal también se presentó al utilizar la fórmula de Lavoie et al. (2010) puesto que se obtuvo un FB_L de 0.26 (**Tabla 5**).

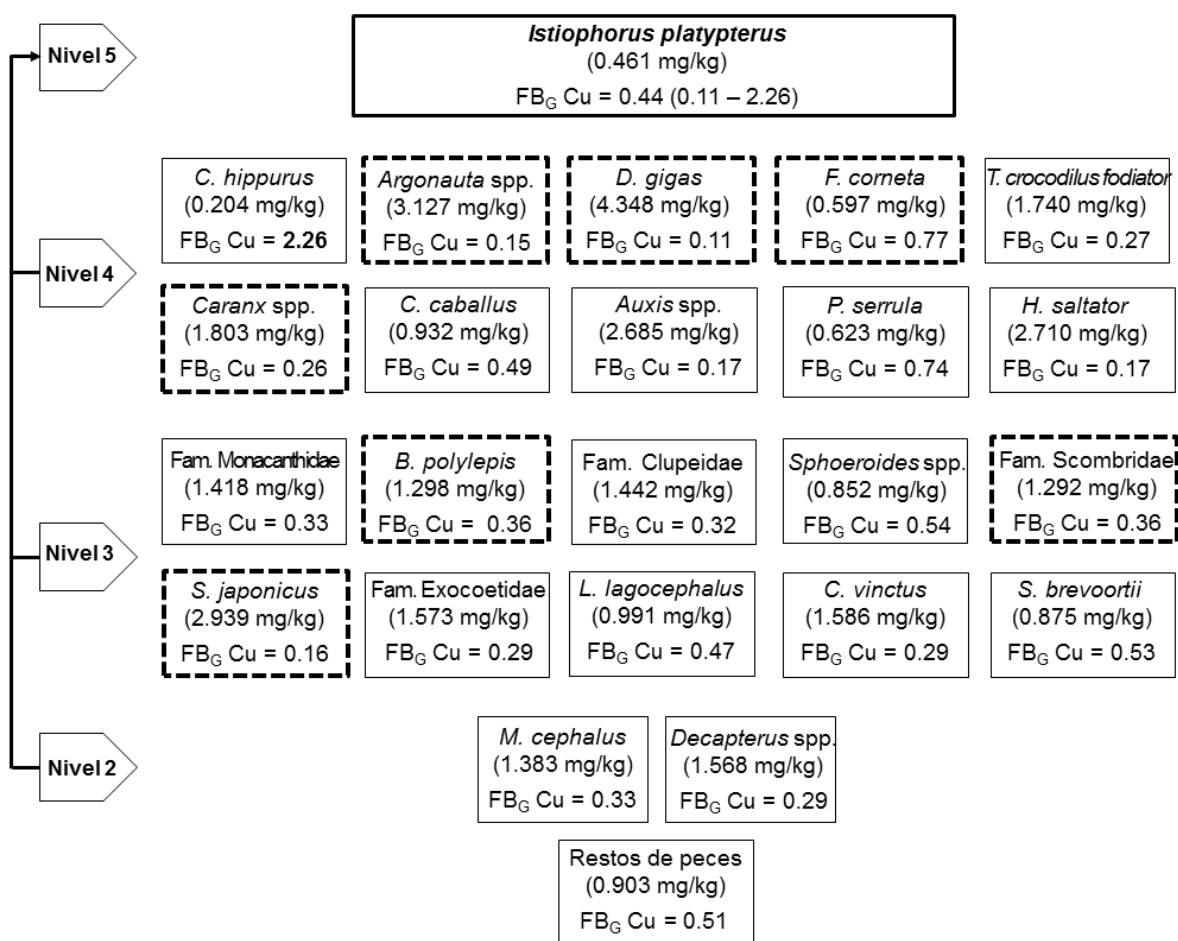


Figura 53. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Cu en la traza alimenticia del pez vela (*I. platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California, usando la fórmula de Gray (2002). --- Especies presas que en conjunto representan el 97.9% en la dieta del pez vela (*I. platypterus*).

El esquema de la **Figura 54** y **Tabla 5** muestran el factor de biomagnificación de Zn, en los cuales al utilizar la fórmula de Gray (2002) y la de Lavoie et al. (2010) se obtuvo la biodisminución de este metal puesto que adquirieron valores de $FB_G = 0.66$ y $FB_L = 0.29$ respectivamente, lo cual indica que las concentraciones de este metal en las especies presa son mayores a las que se encontraron presentes en el músculo de *I. platypterus*, por tal motivo la concentración de este metal no se está biomagnificando a través de la cadena alimenticia del pez vela.

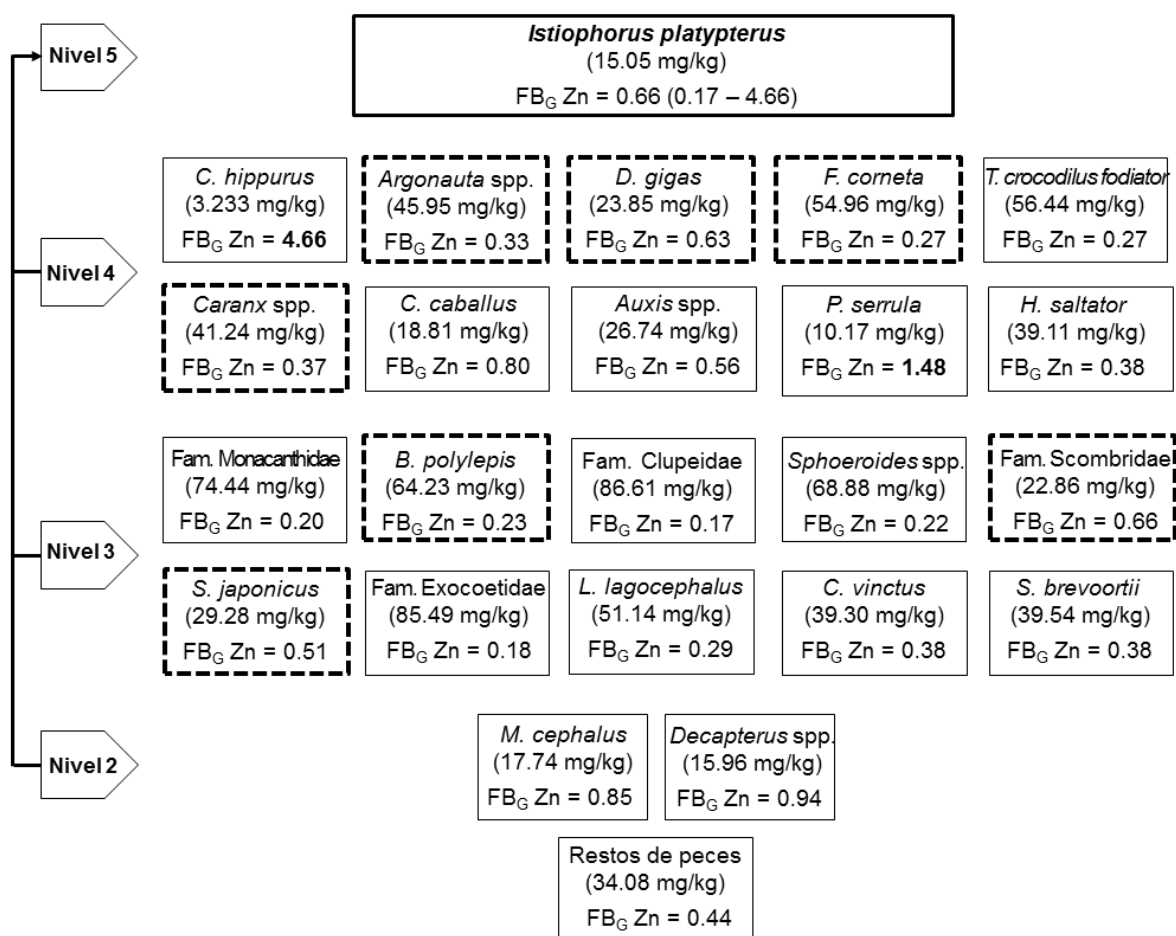


Figura 54. Representación esquemática del factor de biomagnificación de Zn en la traza alimenticia del pez vela (*I. platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California, usando la fórmula de Gray (2002). --- Especies presas que en conjunto representan el 97.9% en la dieta del pez vela (*I. platypterus*).

Tabla 5. Factor de biomagnificación de Cd, Pb, Cu y Zn en la trama alimenticia del pez vela (*I. platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California, usando la fórmula de Lavoie et al. (2010). Letras diferentes son aquellas que son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre los valores de FB_L de los cuatro metales ($H_{(3,92)} = 34.2$; $p = 0.00$).

Familia y especies presa	Nivel trófico	Cd* IIR	Pb * IIR	Cu * IIR	Zn * IIR	Referencia
Resto de peces	-	0.000	0.000	0.000	0.010	-
<i>Mugil cephalus</i>	2.5	0.000	0.000	0.001	0.012	Froese y Pauly, 2015
<i>Decapterus</i> spp.	2.7	0.000	0.000	0.001	0.006	Criales-Hernández <i>et al.</i> , 2006
Fam. Monacanthidae	3.3	0.000	0.000	0.000	0.000	Olson y Watters, 2003
<i>Balistes polylepis</i>	3.3	2.667	0.012	0.656	32.45	Froese y Pauly, 2015
Fam. Clupeidae	3.3	0.000	0.000	0.001	0.035	Olson y Watters, 2003
<i>Sphoeroides</i> spp.	3.3	0.000	0.000	0.000	0.007	Olson y Watters, 2003
Fam. Scombridae	3.3	0.174	0.001	0.056	0.997	Olson y Watters, 2003
<i>Scomber japonicus</i>	3.4	0.067	0.000	0.043	0.433	Froese y Pauly, 2015
Fam. Exocoetidae	3.6	0.002	0.000	0.002	0.085	Olson y Watters, 2003
<i>L. lagocephalus</i>	3.7	0.000	0.000	0.000	0.005	Froese y Pauly, 2015
<i>Caranx vinctus</i>	3.7	0.000	0.000	0.000	0.008	Froese y Pauly, 2015
<i>Selene brevoortii</i>	3.8	0.000	0.000	0.000	0.008	Froese y Pauly, 2015
<i>Hemiramphus saltator</i>	4.0	0.011	0.000	0.006	0.082	Froese y Pauly, 2015
<i>Pristigenys serrula</i>	4.0	0.001	0.000	0.000	0.001	Froese y Pauly, 2015
<i>Auxis</i> spp.	4.1	0.004	0.000	0.004	0.040	Olson y Watters, 2003
<i>Caranx caballus</i>	4.1	0.004	0.000	0.007	0.149	Froese y Pauly, 2015
<i>Caranx</i> spp.	4.5	0.153	0.002	0.119	2.713	Olson y Watters, 2003
<i>T. crocodilus fodiator</i>	4.5	0.001	0.000	0.003	0.085	Froese y Pauly, 2015
<i>Fistularia corneta</i>	4.5	0.311	0.003	0.089	8.239	Froese y Pauly, 2015
<i>Dosidicus gigas</i>	4.6	0.972	0.002	0.569	3.119	Olson y Watters, 2003
<i>Argonauta</i> spp.	4.6	0.781	0.004	0.214	3.147	Olson y Watters, 2003
<i>Coryphaena hippurus</i>	4.8	0.000	0.000	0.001	0.016	Olson y Watters, 2003
FB_L <i>I. platypterus</i>	5.1	0.08^a	1.09^b	0.26^a	0.29^a	Olson y Watters, 2003

Al realizar el análisis estadístico a los FB_G de las especies presa de *I. platypterus* (**Figuras 51, 52, 53, 54**) se determinó que Pb presenta diferencias significativas con Cd, Cu y Zn ($H_{(3,92)}=36.2$; $p=0.00$).

Considerando cada estómago de los especímenes de pez vela y el contenido estomacal respectivo de estos, el análisis de la biomagnificación de los metales no esenciales (Cd y Pb) y esenciales (Cu y Zn) utilizando la fórmula de Gray (2002) es el que se muestra en la **Tabla 6**. De forma general Pb obtuvo en promedio un $FB_G = 3.23$ lo cual indica que se biomagnifica, mientras que Cd, Cu y Zn se biodisminuyen obteniendo valores de $FB_G = 0.35$, $FB_G = 0.57$ y $FB_G = 0.88$ respectivamente. La interpretación de estos resultados son similares a los FB_G de las especie presa encontradas en el contenido estomacal de *I. platypterus* (**Figuras 51, 52, 53, 54**). Al aplicar las pruebas estadísticas a los FB_G generales por estómago de los ejemplares de *I. platypterus* se determinó que Pb presenta diferencias significativas con Cd, Cu y Zn ($H_{(3,212)}= 96.3$; $p=0.00$).

En el **Anexo 1 (Tabla 19)** se detalla cada factor de biomagnificación por estómago y por año de captura de los ejemplares de *I. platypterus* que presentaron contenido estomacal.

Tabla 6. Factor de biomagnificación promedio \pm error estándar (mínimo - máximo) de Cd, Pb, Cu y Zn por estómago de *I. platypterus*, usando la fórmula de Gray (2002). Letras diferentes indican que son significativamente diferentes ($p<0.05$) entre años para un metal; y en los promedios generales entre los cuatro metales.

Metal	2011	2012	2013	General
Cd	0.31 ± 0.01^a (0.01 - 1.10)	0.20 ± 0.01^a (0.02 - 0.57)	0.63 ± 0.04^b (0.10 - 1.60)	0.35 ± 0.01^a (0.01 - 1.60)
Pb	4.68 ± 0.19^a (0.56 - 17.5)	$2.47 \pm 0.17^{a,b}$ (0.88 - 10.5)	1.22 ± 0.05^b (0.25 - 2.64)	3.23 ± 0.07^b (0.25 - 17.5)
Cu	0.63 ± 0.03^a (0.05 - 2.87)	0.62 ± 0.04^a (0.25 - 2.78)	0.37 ± 0.02^a (0.14 - 0.96)	$0.57 \pm 0.01^{c,a}$ (0.05 - 2.87)
Zn	1.35 ± 0.05^a (0.24 - 4.03)	0.43 ± 0.02^b (0.14 - 1.05)	$0.48 \pm 0.02^{a,b}$ (0.29 - 1.14)	$0.88 \pm 0.02^{d,c}$ (0.14 - 4.03)

8.4. Evaluación de riesgos para la salud

8.4.1. Nivel de exposición estimado

Para el cálculo del nivel de exposición estimado (Em) se consideraron cinco escenarios con sus consumos aparentes de pescado, los cuales fueron como sigue: (i) escenario Cp, que se recomienda ingerir y que de acuerdo a Comepesca, 12.5 kg año⁻¹ por adulto, 6.2 kg año⁻¹ por adulto mayor y 4.2 kg año⁻¹ por niño (PROFECO, 2006); (ii) escenario Sn, para Sinaloa, 30 kg año⁻¹ por persona (El Sol de Mazatlán, 2012); (iii) escenario Mx, el nacional para México, con 9 kg año⁻¹ por persona (CONAPESCA, 2014); (iv) escenario Mn o mundial que es de 17 kg año⁻¹ por persona (FAO, 2011); (v) escenario Ef considerado por la EPA&FDA que al parecer es para la zona costera de Estados Unidos, con 43.6 kg año⁻¹ por adulto y 4.4 kg año⁻¹ por niño (EPA, 2000b; FDA, 2014).

Cd

Teniendo en cuenta el valor del PTMI de Cd (25 µg mes⁻¹ kg⁻¹ peso corporal) y los pesos corporales promedio de la población mexicana, la ingesta de Cd tolerable para los hombres fue estimada en 1761 µg mes⁻¹, la de las mujeres en 1573 µg mes⁻¹, la de los adultos mayores en 1933 µg mes⁻¹, la de las adultas mayores en 1804 µg mes⁻¹ y la de los niños en 400 µg mes⁻¹. En general, para los cinco grupos de personas y para los cinco escenarios se obtuvo un nivel de exposición estimado menor al 20% del valor del PTMI (**Tabla 7**).

Tabla 7. Nivel de exposición estimado de Cd (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PTMI de Cd.

Grupo	PTMI	Em (µg kg ⁻¹ mes ⁻¹)					% Em				
		Cp	Sn	Mx	Mn	Ef	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef
Hombres	1761	6.42	15.4	4.62	8.73	22.4	0.36	0.87	0.26	0.50	1.27
Mujeres	1573	7.19	17.2	5.17	9.77	25.1	0.46	1.10	0.33	0.62	1.59
Adultos M.	1933	2.92	14.0	4.21	7.95	20.4	0.15	0.73	0.22	0.41	1.06
Adultas M.	1804	3.13	15.0	4.51	8.52	21.8	0.17	0.83	0.25	0.47	1.21
Niños	400	9.4	67.8	20.3	38.4	10.0	2.35	17.0	5.09	9.61	2.50

Cp=Comepesca; Sn= Sinaloa; Mx= México; Mn=Mundial; Ef=EPA&FDA.

Pb

Teniendo en cuenta el valor del PTWI de Pb ($25 \mu\text{g semana}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal) y los pesos corporales promedio de la población mexicana, la ingesta de Pb tolerable para los hombres fue estimada en $1761 \mu\text{g semana}^{-1}$, la de las mujeres en $1573 \mu\text{g semana}^{-1}$, la de los adultos mayores en $1933 \mu\text{g semana}^{-1}$, la de las adultas mayores en $1804 \mu\text{g semana}^{-1}$ y la de los niños en $400 \mu\text{g semana}^{-1}$. En general, para los cinco grupos de personas y para los cinco escenarios se obtuvo un nivel de exposición estimado menor al 1% del valor del PTWI (**Tabla 8**).

Tabla 8. Nivel de exposición estimado de Pb (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PTWI de Pb.

Grupo	PTWI	Em ($\mu\text{g kg}^{-1} \text{semana}^{-1}$)					% Em				
		Cp	Sn	Mx	Mn	Ef	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef
Hombres	1761	0.09	0.20	0.06	0.12	0.30	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02
Mujeres	1573	0.10	0.23	0.07	0.13	0.33	0.01	0.01	0.00	0.01	0.02
Adultos M.	1933	0.04	0.19	0.06	0.11	0.27	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01
Adultas M.	1804	0.04	0.20	0.06	0.11	0.29	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02
Niños	400	0.13	0.90	0.27	0.51	0.13	0.03	0.23	0.07	0.13	0.03

Cp=Comepesca; Sn= Sinaloa; Mx= México; Mn= Mundial; Ef= EPA&FDA.

Cu

Teniendo en cuenta el valor del PMTDI de Cu ($500 \mu\text{g día}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal) y los pesos corporales promedio de la población mexicana, la ingesta de Cu tolerable para los hombres fue estimada en $35215 \mu\text{g día}^{-1}$, la de las mujeres en $31450 \mu\text{g día}^{-1}$, la de los adultos mayores en $38650 \mu\text{g día}^{-1}$, la de las adultas mayores en $36075 \mu\text{g día}^{-1}$ y la de los niños en $8000 \mu\text{g día}^{-1}$. En general, para los cinco grupos de personas y para los cinco escenarios se obtuvo un nivel de exposición estimado menor al 1% del valor del PMTDI (**Tabla 9**).

Tabla 9. Nivel de exposición estimado de Cu (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PMTDI de Cu.

Grupo	PMTDI	Em ($\mu\text{g kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$)					% Em				
		Cp	Sn	Mx	Mn	Ef	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef
Hombres	35215	0.22	0.54	0.16	0.30	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mujeres	31450	0.25	0.60	0.18	0.34	0.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Adultos M.	38650	0.10	0.49	0.15	0.28	0.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Adultas M.	36075	0.11	0.53	0.16	0.30	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Niños	8000	0.33	2.37	0.71	1.34	0.35	0.00	0.03	0.01	0.02	0.00

Cp=Comepesca; Sn= Sinaloa; Mx= México; Mn= Mundial; Ef= EPA&FDA.

Zn

Teniendo en cuenta el valor del PMTDI de Zn ($300 \mu\text{g día}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ peso corporal) y los pesos corporales promedio de la población mexicana, la ingesta de Zn tolerable para los hombres fue estimada en $21129 \mu\text{g día}^{-1}$, la de las mujeres en $18870 \mu\text{g día}^{-1}$, la de los adultos mayores en $23190 \mu\text{g día}^{-1}$, la de las adultas mayores en $21645 \mu\text{g día}^{-1}$ y la de los niños en $4800 \mu\text{g día}^{-1}$. Para los cinco grupos de personas y para los cinco escenarios se obtuvo un nivel de exposición estimado menor al 2% del valor del PMTDI (**Tabla 10**).

Tabla 10. Nivel de exposición estimado de Zn (Em) con respecto al consumo aparente y porcentajes del Em con respecto al valor de PMTDI de Zn.

Grupo	PMTDI	Em ($\mu\text{g kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$)					% Em				
		Cp	Sn	Mx	Mn	Ef	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef
Hombres	21129	7.32	17.6	5.27	9.95	25.5	0.03	0.08	0.02	0.05	0.12
Mujeres	18870	8.20	19.7	5.90	11.1	28.6	0.04	0.10	0.03	0.06	0.15
Adultos M.	23190	3.33	16.0	4.80	9.07	23.3	0.01	0.07	0.02	0.04	0.10
Adultas M.	21645	3.57	17.1	5.14	9.72	24.9	0.02	0.08	0.02	0.04	0.12
Niños	4800	10.7	77.3	23.2	43.8	11.4	0.22	1.61	0.48	0.91	0.24

Cp=Comepesca; Sn= Sinaloa; Mx= México; Mn= Mundial; Ef= EPA&FDA.

8.4.2. Cociente de peligrosidad objetivo (THQ)

La **Tabla 11** y **12** muestran los cocientes de peligrosidad objetivo (THQ) de Cd, Pb, Cu y Zn en personas que consumen el pez vela, respectivamente. Los valores de THQ de Cd para los cinco escenarios y para los cinco grupos de personas se situaron entre 0.10 a 2.23, siendo el grupo de los niños de los escenarios Sinaloa y Mundial los que presentaron un valor mayor a 1.

Los valores de THQ de Pb variaron de entre 0.00 a 0.03, los de THQ de Cu estuvieron de entre 0.00 a 0.06, mientras que los valores de THQ de Zn alcanzaron un intervalo de 0.01 a 0.26. Estos valores de THQ de Pb, Cu y Zn para los cinco escenarios y para los cinco grupos de personas que fueron menores a 1 representan la no probabilidad del desarrollo de efectos nocivos durante el tiempo de vida de los consumidores del pez vela.

Tabla 11. Cocientes de peligrosidad objetivo (THQ) correspondiente a Cd y Pb.

Grupo	THQ Cd					THQ Pb				
	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef
Hombres	0.21	0.51	0.15	0.29	0.74	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01
Mujeres	0.24	0.57	0.17	0.32	0.82	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01
Adultos M.	0.10	0.46	0.14	0.26	0.67	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01
Adultas M.	0.10	0.49	0.15	0.28	0.72	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01
Niños	0.31	2.23	0.67	1.26	0.33	0.00	0.03	0.01	0.02	0.00

Cp=Comepesca; Sn= Sinaloa; Mx= México; Mn= Mundial; Ef= EPA&FDA.

Tabla 12. Cocientes de peligrosidad objetivo (THQ) correspondiente a Cu y Zn.

Grupo	THQ Cu					THQ Zn				
	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef	Cp	Sn	Mx	Mn	Ef
Hombres	0.01	0.01	0.00	0.01	0.02	0.02	0.06	0.02	0.03	0.09
Mujeres	0.01	0.02	0.00	0.01	0.02	0.03	0.07	0.02	0.04	0.10
Adultos M.	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02	0.01	0.05	0.02	0.03	0.08
Adultas M.	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02	0.01	0.06	0.02	0.03	0.08
Niños	0.01	0.06	0.02	0.04	0.01	0.04	0.26	0.08	0.15	0.04

CP=Comepesca; Sn= Sinaloa; Mx= México; Mn= Mundial; Ef= EPA&FDA.

El valor acumulado del THQ (TTHQ) se muestra en la **Tabla 13**, donde se observa que al considerar la sumatoria de los cuatro metales de estudio de las muestras de músculo de *I. platypterus* no representan riesgos para la salud humana en los cinco escenarios y en los grupos de los hombres, mujeres, adultos mayores y adultas mayores, puesto que, los valores de TTHQ estuvieron en un intervalo de 0.18 a 0.85, 0.20 a 0.95, 0.11 a 0.78 y 0.12 a 0.83 respectivamente. Sin embargo, en el grupo de los niños se presentaron valores de 0.36 a 2.58, siendo los escenarios Sinaloa y Mundial los que presentaron valores mayores a 1, lo que significa que en estos dos escenarios es posible que exista riesgo en el desarrollo de efectos en la salud no cancerosos como resultado de la exposición a estos cuatro metales presentes en el músculo de *I. platypterus*.

Tabla 13. Cociente de peligrosidad objetivo total (TTHQ) correspondiente a la sumatoria de los THQ de Cd, Pb, Cu y Zn en personas que consumen pez vela.

Grupo	TTHQ Cp	TTHQ Sn	TTHQ Mx	TTHQ Mn	TTHQ Ef
Hombres	0.24	0.59	0.18	0.33	0.85
Mujeres	0.27	0.66	0.20	0.37	0.95
Adultos M.	0.11	0.53	0.16	0.30	0.78
Adultas M.	0.12	0.57	0.17	0.32	0.83
Niños	0.36	2.58	0.77	1.46	0.38

Cp=Comepesca; Sn= Sinaloa; Mx= México; Mn= Mundial; Ef= EPA&FDA.

Considerando los consumos aparentes de los cinco escenarios y el TTHQ (\sum THQ de Cd, Pb, Cu y Zn) en una población que cuenta con diferentes pesos corporales a los mostrados como promedio de la población Mexicana el comportamiento de estos escenarios sería el que se observa en la **Figura 55**, en donde: el escenario Comepesca no representan riesgos para la salud en personas que consumen 6.2 kg año^{-1} o 4.2 kg año^{-1} de músculo de pez vela, mientras que si tienen un peso corporal $\leq 17 \text{ kg}$ pueden poner en riesgo a su salud si consumen 12.5 kg año^{-1} de este pez; para el escenario Sinaloa las personas que tienen un peso corporal $\geq 42 \text{ kg}$ no ponen en peligro su salud si consumen 30 kg año^{-1} de músculo de pez vela; El escenario México reveló que una persona debe tener un

peso corporal ≥ 13 kg para no desarrollar efectos adversos en la salud si consume 9 kg año⁻¹ de este pez; el escenario mundial indica que una persona con peso corporal ≤ 23 kg no puede consumir 17 kg año⁻¹ de este pez puesto que su salud se puede encontrar en riesgo; el escenario EPA&FDA mostró que una persona que consume 4.4 kg año⁻¹ de músculo de este pez no pone en riesgo a su salud, sin embargo, si lo hace si tiene un peso corporal ≤ 60 kg y consume 43.6 kg año⁻¹.

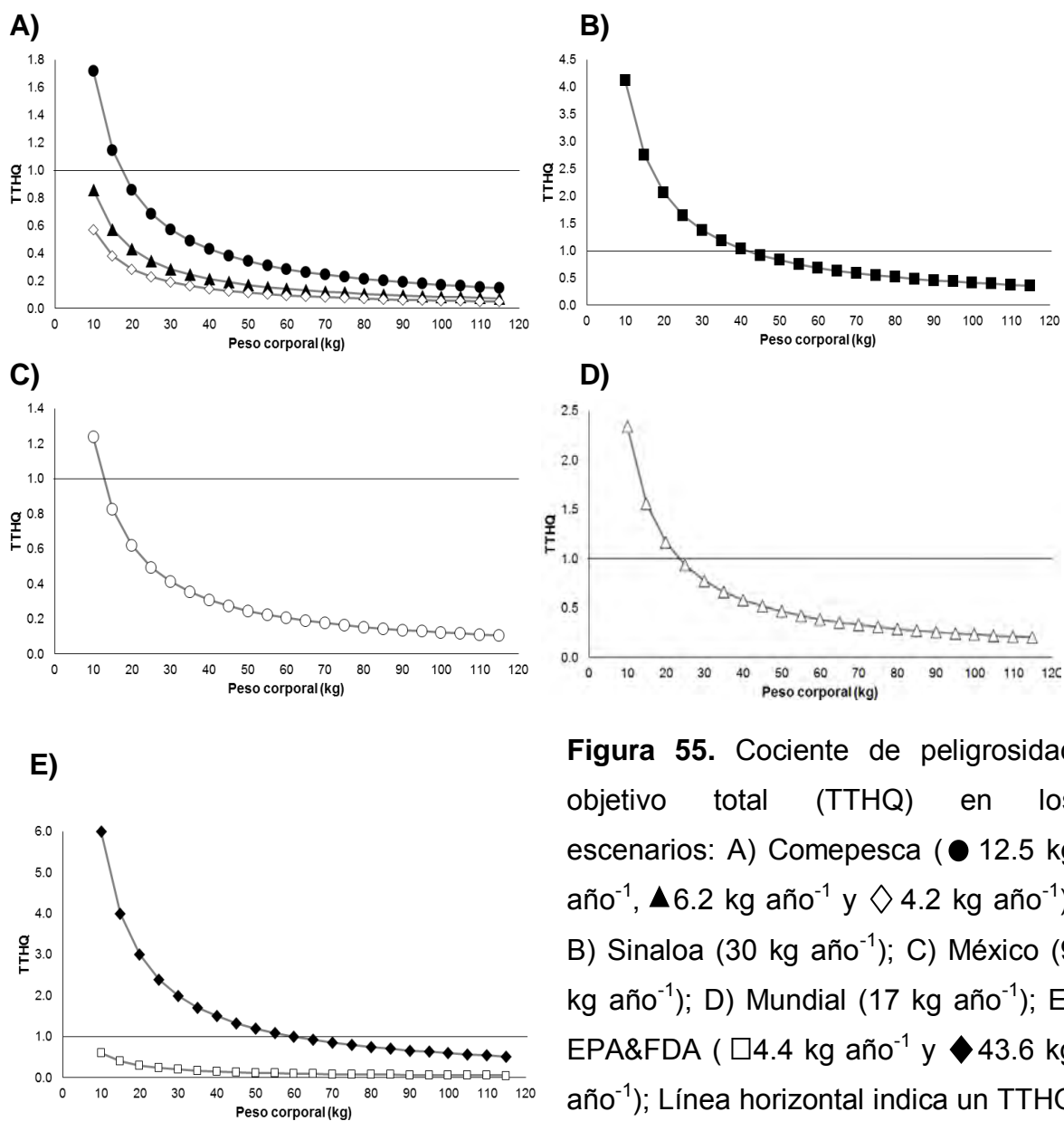


Figura 55. Cociente de peligrosidad objetivo total (TTHQ) en los escenarios: A) Comepesca (● 12.5 kg año⁻¹, ▲ 6.2 kg año⁻¹ y ◇ 4.2 kg año⁻¹); B) Sinaloa (30 kg año⁻¹); C) México (9 kg año⁻¹); D) Mundial (17 kg año⁻¹); E) EPA&FDA (□ 4.4 kg año⁻¹ y ◆ 43.6 kg año⁻¹); Línea horizontal indica un TTHQ = 1; valores por debajo de la línea no representan riesgos a la salud.

8.4.3. Tasa máxima de consumo permisible de pez vela (*I. platypterus*)

La **Tabla 14** muestra la tasa máxima de consumo permisible de pez vela considerando distintos pesos corporales y los metales Cd, Pb, Cu y Zn. Para los pesos corporales promedio de la población mexicana se determinó considerando los cuatro metales que el consumo límite de músculo de pez vela es en los niños (16 kg) 37 g día⁻¹, las mujeres (62.90 kg) 145 g día⁻¹, los hombres (70.43 kg) 162 g día⁻¹, las adultas mayores (72.15 kg) 166 g día⁻¹ y los adultos mayores (77.30 kg) 178 g día⁻¹.

Tabla 14. Tasa máxima de consumo permisible de pez vela (g día⁻¹)

Peso corporal (kg)	Cd (g día⁻¹)	Pb (g día⁻¹)	Cu (g día⁻¹)	Zn (g día⁻¹)
10.00	23	1600	868	199
15.00	35	2400	1302	299
16.00	37	2560	1388	319
20.00	46	3200	1735	399
25.00	58	4000	2169	498
30.00	69	4800	2603	598
35.00	81	5600	3037	698
40.00	92	6400	3471	797
45.00	104	7200	3905	897
50.00	115	8000	4338	997
55.00	127	8800	4772	1096
60.00	138	9600	5206	1196
62.90	145	10064	5458	1254
65.00	150	10400	5640	1296
70.43	162	11269	6111	1404
72.15	166	11544	6260	1438
75.00	173	12000	6508	1495
77.30	178	12368	6707	1541
80.00	184	12800	6941	1594
85.00	196	13600	7375	1694
90.00	207	14400	7809	1794
95.00	219	15200	8243	1893
100.0	230	16000	8677	1993
105.0	242	16800	9111	2093
110.0	253	17600	9544	2192
115.0	265	18400	9978	2292

*Peso corporal en negrita significa promedio de la población mexicana.

8.4.4. Contrastación con normas nacionales e internacionales

Las Figuras 56, 57, 58 y 59 muestran las concentraciones promedios de los metales Cd, Pb, Cu y Zn (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2005 (MX), de la Organización Mundial de la Salud (OMS), de la Food and Drug Administration (FDA), de la Unión Europea (UE), de Australia (AU), de la India (IN) y de Nueva Zelanda (NZ), respectivamente. Solo en la Figura 56 se observa que los niveles de Cd en el músculo exceden los límites máximos permisibles de la Unión Europea, Norma Mexicana, OMS y FDA.

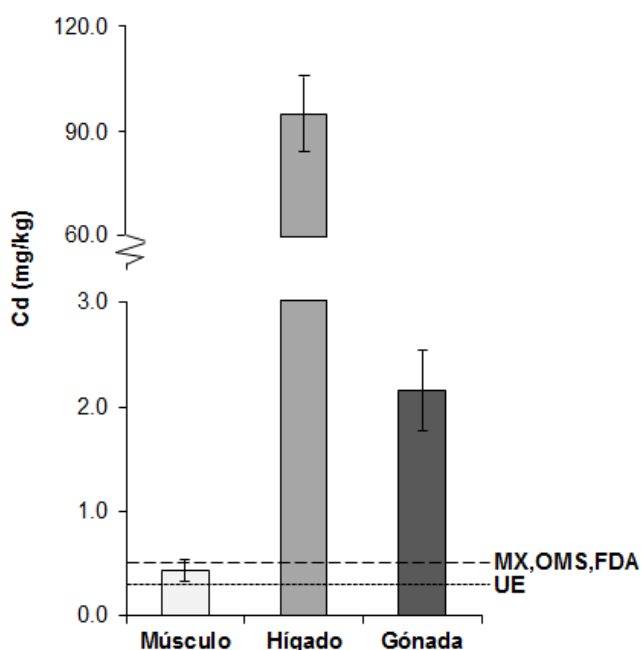


Figura 56. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Cd (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles nacionales (MX, 0.5 mg kg^{-1}) e internacionales (OMS, 0.5 mg kg^{-1} ; FDA, 0.5 mg kg^{-1} ; UE, 0.3 mg kg^{-1}).

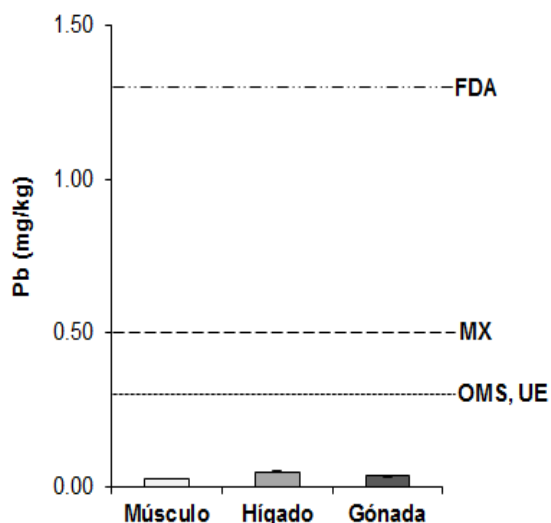


Figura 57. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Pb (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles nacionales (MX, 0.5 mg kg^{-1}) e internacionales (OMS, 0.3 mg kg^{-1} ; FDA, 1.3 mg kg^{-1} ; UE, 0.3 mg kg^{-1}).

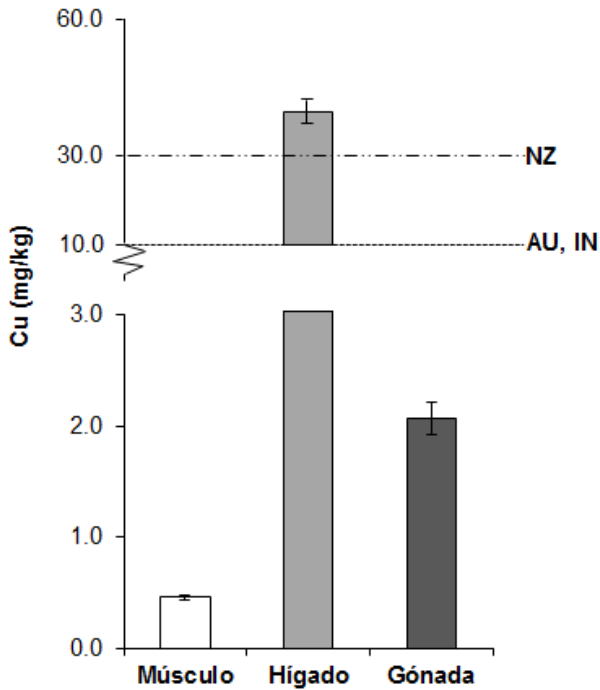


Figura 58. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Cu (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles internacionales (Au, 10 mg kg^{-1} ; IN, 10 mg kg^{-1} ; NZ, 30 mg kg^{-1}).

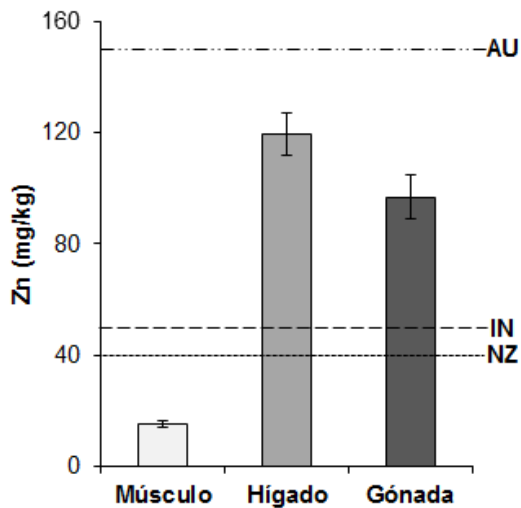


Figura 59. Contrastación entre las concentraciones promedio \pm error estándar de Zn (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo, hígado y gónada del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles internacionales (Au, 150 mg kg^{-1} ; IN, 50 mg kg^{-1} ; NZ, 40 mg kg^{-1}).

Al contrastar la concentración de Cd, Pb, Cu y Zn en cada muestra de músculo con respecto a los límites máximos permisibles se obtuvo que para el Cd 19 individuos de 67 examinados (28%), excede los límites máximos permisibles de México, OMS y FDA, mientras que 27 individuos (40%) excede el límite legal de la Unión Europea (**Figura 60**). Para Pb y Cu ninguna especie excedió los límites máximos permisibles considerados (**Figura 61** y **62**), mientras que Zn solo 2 individuos (3%) excedieron los límites máximos permisibles de la India y Nueva Zelanda (**Figura 63**).

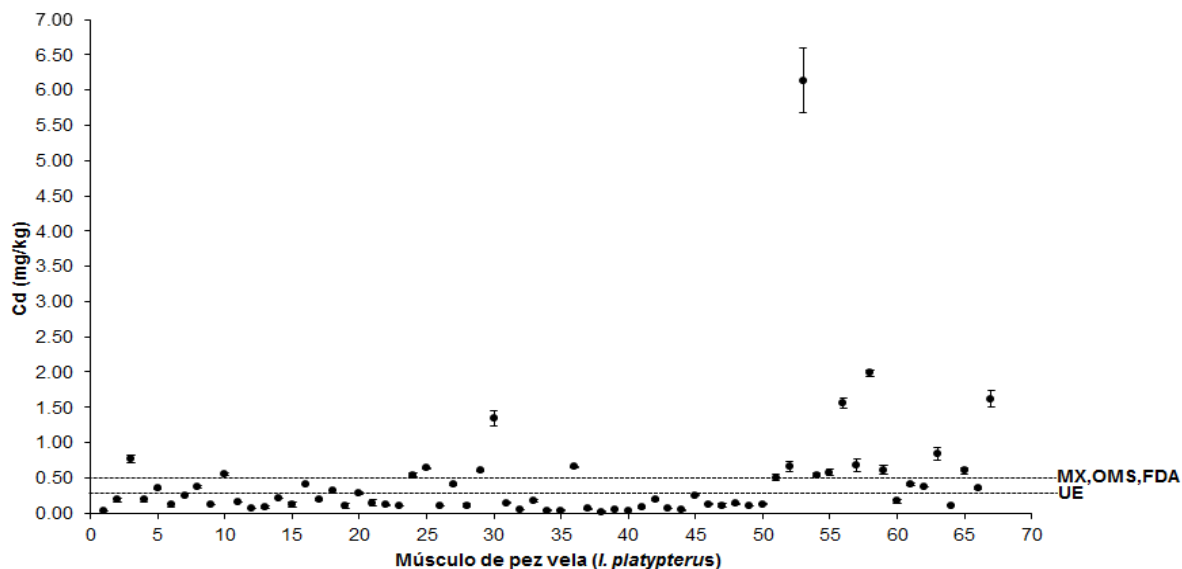


Figura 60. Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Cd (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles nacionales (MX) e internacionales (UE, OMS, FDA).

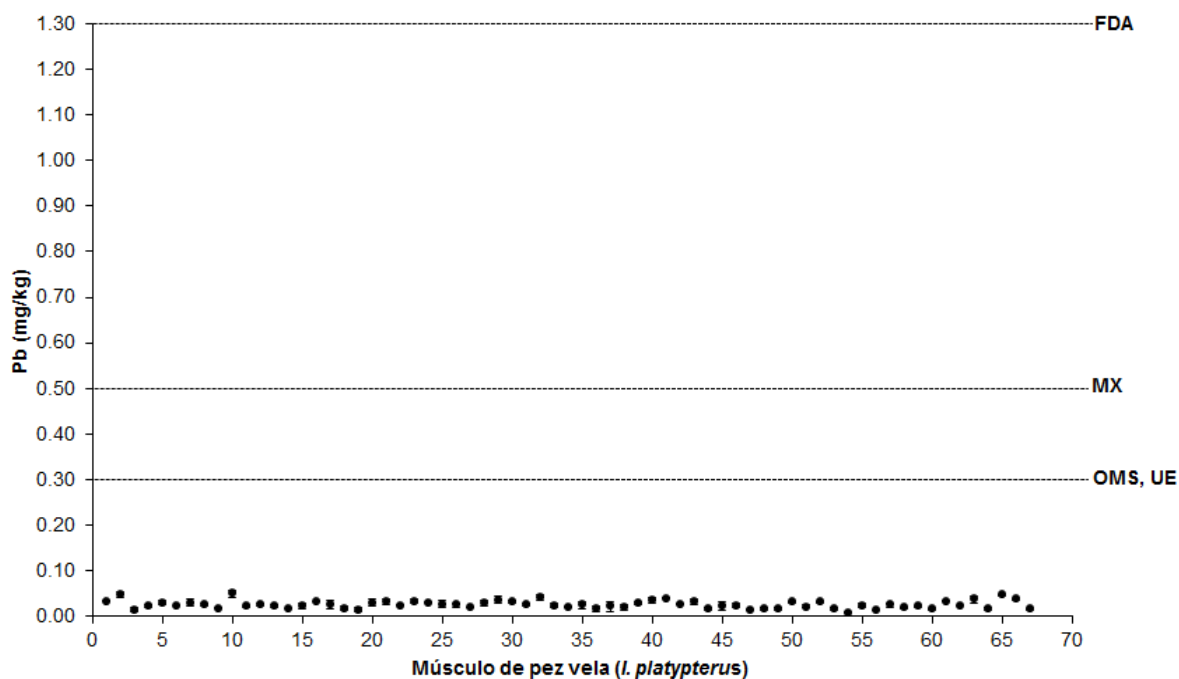


Figura 61. Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Pb (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles nacionales (MX) e internacionales (UE, OMS, FDA).

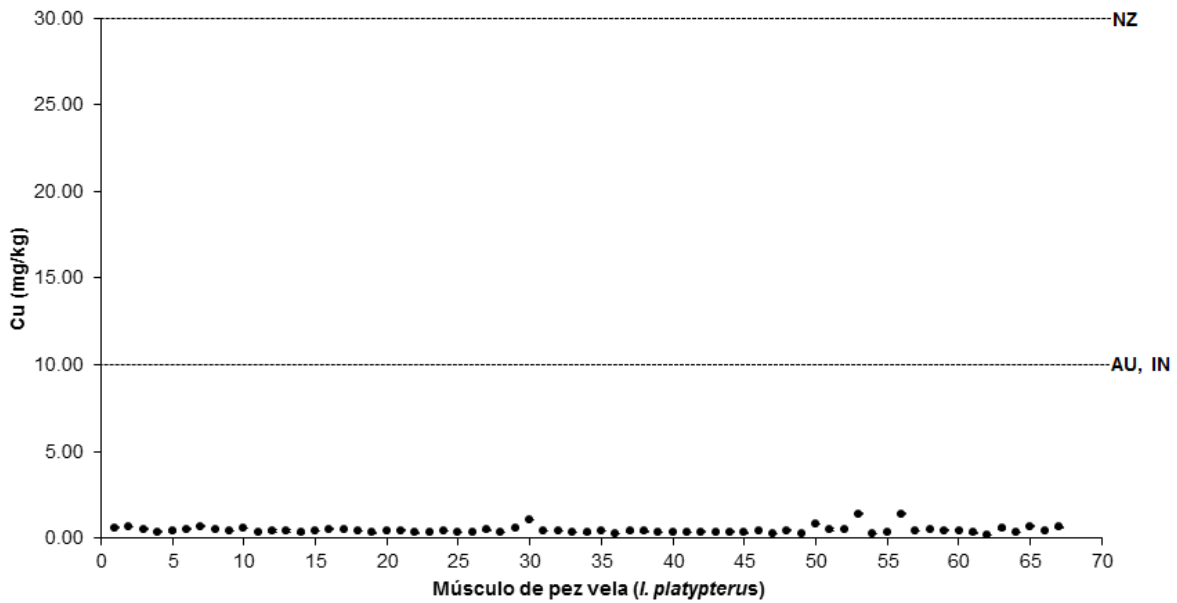


Figura 62. Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Cu (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles internacionales (NZ, IN, AU).

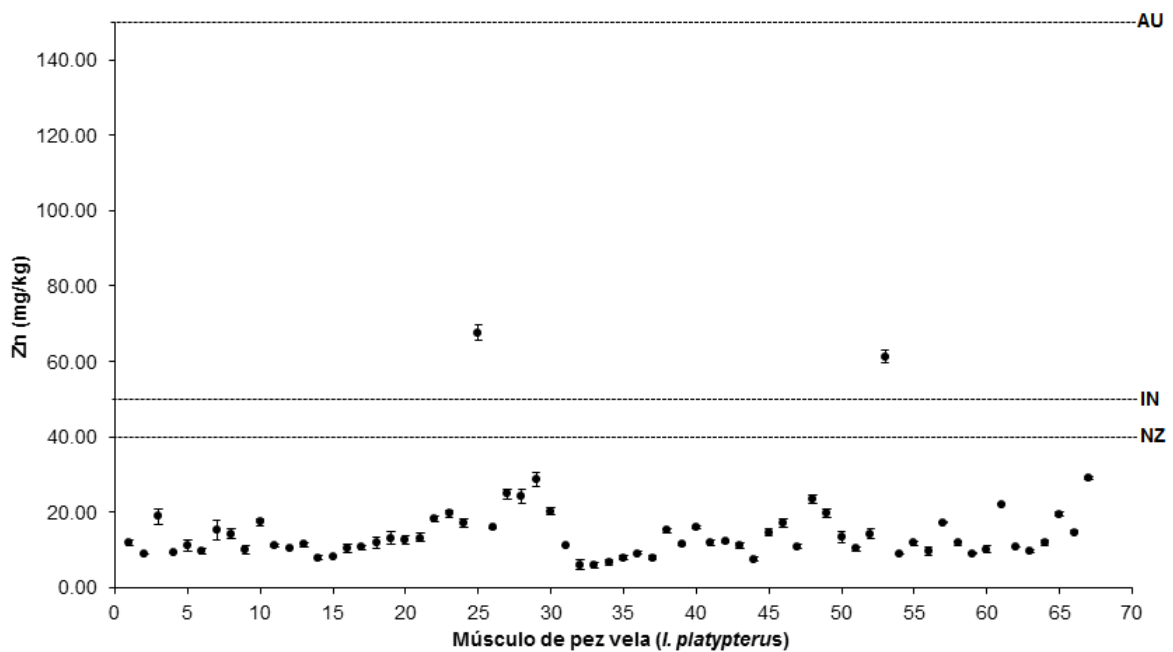


Figura 63. Concentraciones medias individuales (\pm desviación estándar) de Zn (mg kg^{-1} , peso húmedo) del músculo del pez vela (*I. platypterus*) y los límites máximos permisibles internacionales (AU, IN, NZ).

9. Discusión

9.1. Biometría

El pez vela es una especie que se caracteriza por tener un crecimiento acelerado durante las primeras etapas de vida, en el primer año puede alcanzar hasta 110 cm de longitud maxilar inferior y después este crecimiento tiende a ser lento (Alvarado-Castillo, 1993; Alvarado-Castillo y Félix-Uraga, 1998; Hernández-Herrera, 2001; Chiang *et al.*, 2004). En determinados estudios se ha estimado que los peces vela jóvenes tienen una longitud corporal de 55 a 110 cm, mientras que, cuando son adultos llegan a presentar medidas de 145 a 235 cm (FAO, 2015a), encontrándose en éste la primera madurez sexual a una talla de entre 150.2 a los 165 cm (Eldridge y Wares, 1974; Cerdaneres-Ladrón, 2011), aunque también se tiene reportado que en tallas menores (113.8 cm) se presenta la primera madurez sexual en este pez (Froese y Pauly, 2015a). Por lo que con los promedios generales y anuales obtenidos del pez vela de este estudio permiten suponer que se trata de individuos adultos con madurez sexual en las que no se presentaron diferencias significativas entre tallas (**Figura 6A y 11A**) y entre pesos (**Figura 6B y 11B**) de machos y hembras.

Algunos investigadores muestran evidencias que sugieren una diferencia real entre la talla y el peso según el sexo del pez vela, ya que las hembras llegan a presentar tallas y pesos superiores que los machos (Eldridge y Wares, 1974; Hedgepeth y Jolley, 1983; Hernández-Herrera, 2001; Chiang *et al.*, 2004). En este contexto Ramírez-Pérez (2005), menciona que el hecho de que se presenten o no diferencias en cuanto a la talla y peso del pez vela por sexo radica en la temporada de muestreo. Para el área de Mazatlán, Sinaloa este investigador realizó muestreos de pez vela en períodos de aguas cálidas (mayo-noviembre) y aguas frías (diciembre-abril) encontrando que existe diferencia por sexo entre los factores talla y peso en el período frío, puesto que los machos durante ese período son menos abundantes y de menor talla que las hembras, además los machos de tallas grandes tienden a realizar migraciones hacia otras zonas para reproducirse, como por ejemplo la costa sur del Pacífico mexicano. Conforme a esto, se puede decir que los ejemplares analizados de este estudio no presentaron tallas y pesos

significativamente diferentes debido a que la captura se efectuó en el mes de noviembre en el Sureste del Golfo de California, en donde los peces vela son abundantes debido a la temperatura óptima del hábitat que les permite desarrollar procesos reproductivos y de alimentación.

Otro factor que puede influenciar, en no encontrar diferencias entre talla, peso y sexo de *I. platypterus* es que los organismos que se estudiaron proceden de la captura de la flota pesquera deportiva, cuyo objetivo es capturar las especies de mayor tamaño (Ramírez-Pérez, 2005; Cerdenares-Ladrón, 2011).

9.2. Contenido estomacal

El pez vela es considerado como un depredador generalista y oportunista, dependiendo de dónde se localice puede capturar lo que es más abundante en la zona o lo que puede encontrar o atrapar fácilmente (Nakamura, 1985; Galván-Magaña, 1999; Hernández-Herrera, 2001; Rosas-Alayola *et al.*, 2002). Para el área de Mazatlán, Sinaloa Arizmendi-Rodríguez (2004) menciona que la dieta de *I. platypterus* no ha variado en las últimas tres décadas, puesto que se ha constituido principalmente por cefalópodos (*Dosidicus gigas* y *Argonauta* spp.).

En estudios realizados en Mazatlán (Sinaloa, México) se encontró que el índice de importancia relativa para las presas de *I. platypterus* fueron las siguientes: *Dosidicus gigas* un 65%, *Argonauta* spp. un 26%, *Balistes polylepis* un 6% y *Auxis* spp. un 1% (Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2006). En otro estudio realizado en el sureste del Golfo de California, Rosas-Alayola *et al.* (2002) determinaron que el índice de importancia relativa para las presas de *I. platypterus* es como sigue: *Dosidicus gigas* un 37.3%, *Auxis* spp. un 19.7%, *Argonauta* spp. un 16.9% y *Scomber japonicus* un 7%. Para este estudio en el que solo se consideraron ejemplares de *I. platypterus* capturados en el mes de noviembre de tres años se encontró similitud con las presas de los estudios antes mencionados, las presas similares fueron: *Dosidicus gigas*, *Argonauta* spp., *Balistes polylepis* y *Scomber japonicus*. Aunque de forma general, por sexo de los ejemplares y por años de captura (2011 y 2012) se encontró en el presente estudio que los peces *Balistes polylepis* presentaron el mayor índice de importancia relativa (**Figura 12**,

13 y 14) mientras que para el año 2013 fueron los cefalópodos *Dosidicus gigas* (Figura 13), estos cambios en la composición de la dieta pueden estar más relacionados con la abundancia y la distribución disponible de las presas en vez de la alimentación preferencial (Rosas-Alayola *et al.*, 2002).

Así mismo, la presencia de presas encontradas en el contenido estomacal de *I. platypterus* como *Mugil cephalus*, *Lagocephalus lagocephalus* y *Selene brevoortii* que se asocian al bentos (Robertson y Allen, 1998) revelan que este organismo tiende a realizar migraciones verticales hacia el fondo, las cuales podrían no ser frecuentes, debido a que estas presas no presentaron un índice de importancia relativa alto (Anexo 1: Tabla 16, 17 y 18), esto concuerda con los estudios realizados por Galván-Magaña (1999), Hernández-Herrera (2001), Rosas-Alayola *et al.* (2002) y Arizmendi-Rodríguez (2004), entre otros investigadores, que determinaron este comportamiento no frecuente en el pez vela.

9.3. Cuantificación de metales pesados

9.3.1. Cuantificación de metales pesados en tejidos

Concentración promedio general

Las diferencias en las concentraciones de metales esenciales y no esenciales en el hígado, gónada y músculo están basadas en el funcionamiento biológico y en las características bioquímicas que tiene cada uno. El hígado fue el que mayormente bioacumuló concentraciones de metales esenciales (Zn y Cu) y no esenciales (Cd y Pb), debido a que es el principal órgano involucrado en la metabolización de todas las sustancias que llegan por vía sanguínea (Torres *et al.*, 2010), es decir, desarrolla funciones importantes como la captación, el almacenamiento, la desintoxicación y la eliminación de metales exógenos (Liu *et al.*, 2014). Además, en este órgano se sintetizan principalmente metalotioneínas (Overnell y Coombs, 1979), que son útiles en la homeostasis o la regulación de la disponibilidad de oligoelementos esenciales tales como Cu y Zn a los sitios intracelulares específicos, también las metalotioneínas desempeñan funciones claves en la desintoxicación o la protección contra los efectos tóxicos de las altas

concentraciones de metales esenciales, así como metales no esenciales, esto ocurre por medio de la absorción de metales en las células, por el secuestro de metales dentro de las células o por la exportación de metales fuera de las células hepáticas (hepatocitos) (Roesijadi 1992; Viarengo *et al.*, 2000; Park *et al.*, 2001; Mieiro *et al.*, 2011).

En los vertebrados, y en particular en los peces, los procesos de desintoxicación de metales depende principalmente de la unión del metal a las metalotioneínas (Amiard *et al.*, 2006). Estas proteínas de bajo peso molecular ricas en cisteína con grupos tiol (-SH) tienen altas afinidades por los iones Cd y Zn y a otros iones como Cu, Hg y Ag (Kojima *et al.*, 1976; Klaassen *et al.*, 1999). Esta alta afinidad fue reflejada dentro de este estudio puesto que en el hígado los metales se bioacumulaban en el siguiente orden, de mayor a menor: Zn>Cd>Cu>Pb (**Figuras 15, 19, 23, 27**), en estudios realizados en otras especies de la familia Istiophoridae como lo es el marlín negro (*Istiompax indica*), el hígado presentó el mismo orden en la bioacumulación de estos metales, Zn>Cd>Cu>Pb (Mackay *et al.*, 1975).

El Zn puede bioacumularse en mayor grado que el Cd debido a que es un metal que proporciona funciones estructurales y catalíticas esenciales para una amplia variedad de proteínas, más de 300 enzimas diferentes dependen de Zn, además es un componente de los factores de transcripción que implican diversos procesos celulares, tales como la expresión genética, la transducción de la señal, la transcripción y la replicación del ADN y ARN (Olsson *et al.*, 1987; Klaassen *et al.*, 1999; Nordberg *et al.*, 2007). Este metal puede enlazarse con metalotioneínas que no tienen metales unidos debido a la abundancia de grupos sulfhidrilo libres que poseen, sin embargo, los grupos sulfhidrilo son altamente reactivos y aunque el Zn unido tenga alta afinidad puede someterse a reacciones de intercambio, lo que permite al Zn ser transferido de las metalotioneínas (MT) a otras proteínas, por lo tanto, las MT podrían ser esenciales para la homeostasis de Zn mediante la regulación de la absorción de Zn o como un donante de Zn a diversas enzimas (Kägi y Vallee, 1961; Jacob *et al.*, 1998; Klaassen *et al.*, 1999; Hijova 2004).

Por otro lado, el Cd es un metal que no tiene utilidad biológica, además de enlazarse con las metalotioneínas para formar el complejo inactivo Cd-MT puede llegar a enlazarse con el glutatión (GSH) presente en el hígado, el cual es capaz de unir, transportar y almacenar metales (Cd, Cu, Se, Zn, Cr, Hg, As, Ag y Pb) debido al grupo sulfhidrilo que posee y llegar a excretarlos por medio de la bilis (Ochi, 1988; Nordberg *et al.*, 2007). No obstante, antes de que Cd llegue al hígado puede ser excretado por vía fecal, debido a que Cd tiene una alta afinidad por la mucosa intestinal, ya que en ésta, se encuentran presentes las metalotioneínas. En los peces la secreción de mucosidad proporciona un medio importante de reducción de Cd corporal (Chertok *et al.*, 1981; Langston y Bebianno, 1998).

El Cu fue el tercer metal en bioacumularse en el hígado debido a que es un metal esencial para las propiedades estructurales y catalíticas de muchas enzimas (superóxido dismutasa, citocromo c oxidasa, y factores de transcripción de Cu) (Klaassen *et al.*, 1999). Al igual que el Zn, el Cu puede ser transferido o donado de las metalotioneínas a otras proteínas (Roesijadi 1992). Además, en estudios realizados en otros organismos se ha demostrado que después de la alta afinidad que tienen las metalotioneínas por Zn y Cd, el siguiente metal en presentar afinidad es Cu (Park *et al.*, 2001).

El Pb fue el metal que presentó las concentraciones más bajas en los tres tejidos, esto puede deberse a que Pb presenta poca afinidad para ser retenido por las metalotioneínas presentes en los tejidos de estudio (Beck, 1992; Papagiannis *et al.*, 2004). El Pb es encontrado mayormente en la sangre, en los tejidos blandos (riñón, medula ósea, hígado y cerebro) y en el tejido mineralizado (huesos y dientes) esto debido a que puede competir con otros iones como el Fe, Ca y Zn (Massaro 1997; Nordberg 1998).

El segundo tejido en mostrar una mayor bioacumulación de metales pesados fue el de las gónadas, las cuales presentan una importante actividad metabólica y en ellas existe la regulación de la síntesis de metalotioneínas, puesto que éstas además de ser inducidas por los metales pesados, también, pueden ser inducidas por las hormonas (Olsson *et al.*, 1990; Viarengo *et al.*, 2000; Křížková *et al.*, 2007). En este tejido se encontró un orden de bioacumulación igual al del hígado

Zn>Cd>Cu>Pb (**Figuras 15, 19, 23, 27**). Pese a que en la literatura publicada no se tiene información sobre la acumulación de estos metales en las gónadas de *I. platypterus*, ni de ninguna especie de la familia Istiophoridae, se conoce que el pez vela (*I. platypterus*) migra hacia la Península de Baja California en los períodos de verano y otoño, esto por la temperatura del agua y por su período reproductivo (Ramírez-Pérez *et al.*, 2011). La energía demandada en el proceso de reproducción es tomada de los alimentos, el transporte de los nutrientes que se produce durante este período llega a la gónada, la cual necesita de metales esenciales como Zn y Cu para madurar (Eliassen y Vahl, 1982). Allí los esteroides presentes inducen a la síntesis de metalotioneínas durante el período de desove, esto contribuye a la bioacumulación de Zn, Cu y otros metales no esenciales (Liu *et al.*, 2014).

Se sabe que los metales son intensamente metabolizados en las gónadas porque los mecanismos más eficaces de desintoxicación de metales pesados tienen lugar allí y el contenido de metalotioneínas es alto en comparación con otros tejidos durante los períodos de maduración sexual (Křížková *et al.*, 2007).

El último tejido en bioacumular metales pesados fue el músculo, éste presentó el orden de bioacumulación diferente al del hígado y al de la gónada, siendo éste de la siguiente forma: Zn>Cu>Cd>Pb (**Figuras 15, 19, 23, 27**). En estudios realizados en otra especie de la familia Istiophoridae, como lo es el marlín negro (*Istiompax indica*), el músculo presentó, en metales esenciales, el mismo orden que el pez vela (*I. platypterus*) Zn>Cu (Mackay *et al.*, 1975), y en metales no esenciales el marlín rayado (*Kajikia audax*) y el pez vela (*I. platypterus*) también presentaron el mismo orden que el pez vela de este estudio Cd>Pb (Soto-Jiménez *et al.*, 2010).

Los tejidos musculares actúan como un depósito terminal en el que se acumulan gradualmente Zn, Cu y otros metales no esenciales, de otros órganos; de forma general, contienen un suministro equilibrado de micronutrientes minerales como Ca, P, K, Na, Mg, Fe, Zn y Cu, debido a esto es que los metales esenciales fueron los que tuvieron la mayor bioacumulación en este tejido, representando una fuente alimenticia de estos nutrimentos para el humano. En

comparación con otros tejidos Zn y Cu obtuvieron los niveles más bajos debido a las rápidas tasas de eliminación de estos metales a partir de la circulación y la débil capacidad de los músculos para almacenarlos (Márquez *et al.*, 1998).

El hecho de encontrar los niveles más bajos de Zn, Cu, Cd y Pb en los tejidos musculares se debe a que generalmente éstos representan la mayor proporción de la masa corporal en los peces y que éstos pueden reflejar bajos niveles de metalotioneínas. (Allen-Gil y Martynov, 1995; Liu *et al.*, 2014).

Concentración promedio por año de captura

La clasificación por año de captura presentó cierta variabilidad en la concentración de los cuatro metales y en los tejidos de estudio. De tal forma que no es posible establecer una pauta de acumulación por año y metal (**Figuras 31, 32, 33**). Únicamente el Zn mostró un comportamiento homogéneo en los tres años de estudio y en los tres tejidos (**Figura 34**).

En general, la bioacumulación de metales depende de la concentración de éstos, el tiempo de exposición, la forma de absorción, las condiciones ambientales (temperatura del agua, pH, salinidad), los factores intrínsecos (edad del pez, hábitos de alimentación), la afinidad de los metales en los tejidos y las tasas de excreción (Jezierska y Witeska, 2006). Debido a que el pez vela es considerado un solo stock en el Océano Pacífico Oriental que efectúa movimientos latitudinales periódicos masivos paralelos a la costa con transbordos de 12 a 20 días entre cada lugar (McDowell, 2002; Prince *et al.*, 2006; Macías-Zamora *et al.*, 2011; Lu *et al.*, 2015) consume una gran variedad de organismos a medida que se desplaza por este océano y se encuentra en contacto con las aguas de diferentes lugares, es debido a lo anterior mencionado que pueden existir diferencias en la concentración de los diferentes metales por año.

Concentración promedio por sexo y año de captura

La clasificación por sexo en este estudio ha mostrado que los machos y las hembras de *I. platypterus* tienden a bioacumular metales no esenciales en el hígado, en el músculo y en la gónada de forma similar (**Figura 35 y 36**). Los

metales esenciales en hígado y músculo se bioacumulan de forma igual; en cambio en la gónada existe una diferencia muy marcada en la bioacumulación de Cu y Zn, siendo las hembras las que presentaron la mayor acumulación de estos metales (**Figura 37 y 38**).

Esta diferencia radica en que el pez sexualmente maduro necesita fortalecer sus gónadas (huevas y esperma) para el proceso de reproducción (FAO, 1999). El pez vela es un desovador múltiple con desarrollo asincrónico de los ovocitos (Chiang *et al.*, 2006), realiza sus desoves en zonas costeras (Pimienta *et al.*, 2005) donde vierte los gametos para ser fertilizados. La conducta para el proceso de reproducción consiste en la presencia de hasta tres machos acompañando a una hembra, lo cual garantiza un mayor número de huevos fertilizados y por tanto mayor éxito reproductivo (Hernández-Herrera, 2001).

El proceso de formación y maduración del óvulo (ovogénesis) hace que las gónadas de las hembras tengan mayor cantidad de Zn y Cu, debido a la redistribución que existe de estos metales del hígado a los ovarios, los cuales se encuentran ligados a las metalotioneínas para después ser liberados en el inicio de la ovogénesis y servir como cofactores de las diferentes enzimas (Olsson *et al.*, 1990; Hogstrand *et al.*, 1996). Además, en algunas investigaciones se menciona que el Zn y el Cu son transferidos del hígado a los ovarios por medio de la unión a la vitelogenina (Ghosh y Thomas, 1995; Montorzi *et al.*, 1995; Hogstrand *et al.*, 1996), la cual es un complejo proteico glicofosfolípido que es específico de las hembras de vertebrados ovíparos (anfibios, aves, peces y reptiles), durante el ciclo de maduración ovárica la síntesis de este complejo se lleva a cabo en el hígado inducida por la estimulación de los estrógenos ováricos, de los cuales el más importante es el estradiol (Davail *et al.*, 1998). Una vez secretada la vitelogenina por el hígado, es transportada vía torrente sanguíneo, de donde es captada en forma selectiva por los ovocitos, los cuales la disocian en dos proteínas fosforadas (lipovitelina y fosvitina) que actúan como fuente nutritiva para el desarrollo del embrión (Redshaw y Follet, 1971; Carnevali y Belvedere, 1991). Mommsen y Walsh (1988) mencionan que la vitelogenina desarrolla funciones como el ser una proteína transportadora de fosfatos inorgánicos, lípidos, hidratos de carbono y

metales (Ca, Fe, Cu, Mg) que se incorporan a los ovocitos. Ghosh y Thomas (1995) encontró que los metales Ca, Zn, Fe, Cu y Mg se encuentran ligados a la vitelogenina, mientras que Olsson et al. (1990) señalan que Zn se ha encontrado en la fracción de la membrana permeable del ovocito. Por lo tanto, las hembras acumulan mayormente estos metales esenciales con fines relacionados con la reproducción (Hogstrand *et al.*, 1996) y con el desarrollo adecuado de los peces embriones (Mommsen y Walsh, 1988).

Influencia del peso, talla y metales de estudio

En los metales esenciales las correlaciones significativas que se obtuvieron en los tejidos de *I. platypterus* fue únicamente con el Zn, el cual se correlacionó con el peso en el músculo y con la talla en el hígado (**Figura 28, 29**), Cu no presentó ninguna correlación significativa (**Figuras 24, 25, 26**). Al comparar este resultado con otra especie de la familia Istiophoridae, marlín negro (*I. indica*), se tiene que las concentraciones de Cu y Zn no presentan correlación significativa a la talla y peso en el músculo y en el hígado (Mackay *et al.*, 1975). Esto puede deberse a que son elementos esenciales y por lo tanto son regulados por procesos metabólicos en el organismo (Jakimska *et al.*, 2011).

En los metales no esenciales, Cd se correlacionó significativamente con el peso y la talla en el hígado y en la gónada (**Figura 17, 18**), mientras que Pb solo se correlacionó con la talla y peso en la gónada (**Figura 22**). Estos resultados son contrastantes con los de Mackay et al. (1975), debido a que estos investigadores no encontraron correlaciones significativas en el hígado de *I. indica* entre Cd y Pb con el peso y la talla. Otras investigaciones determinaron correlaciones significativas en el músculo de *X. gladius* entre Cd y Pb con respecto a la talla (Damiano *et al.*, 2011), sin embargo, en este estudio en el músculo no se presentaron correlaciones significativas entre estos dos metales con la talla (**Figura 16, 20**).

En relación con otros metales de estudio (**Tabla 4**), en el músculo se encontró correlación entre Cu-Cd ($R=0.385$, $p=0.00$), Cu-Pb ($R=0.249$, $p=0.04$) y Zn-Cd ($R=0.266$, $p=0.03$). En el hígado, se encontró las siguientes correlaciones:

Cu-Cd ($R=0.657$, $p=0.00$), Zn-Cd ($R=0.767$, $p=0.00$) y Cu-Zn ($R=0.798$, $p=0.00$). En la gónada solo se encontró correlación entre Zn-Cu ($R=0.805$, $p=0.00$). Estos resultados son comparables con los encontrados en el marlín negro (*I. indica*), ya que se encontró correlación significativa en el músculo entre Cu-Pb, Cu-Zn, Zn-Pb, Zn-Cd y Cd-Pb; en el hígado entre Cu-Cd, Cd-Pb (Mackay *et al.*, 1975).

Estudios sobre las interrelaciones entre los metales pesados, indican que la acumulación de Zn causa una disminución de Cd (Phillips y Russo, 1978; Hemelraad *et al.*, 1987), esto debido a que Zn tiene una acción antagonista y protectora contra los efectos tóxicos de Cd (Hemelraad *et al.*, 1987), en este estudio no se observó este comportamiento ya que las correlaciones con Zn en los diferentes tejidos indican que si aumenta este metal aumenta Cd. Esto se puede observar en la **Tabla 4**, en donde Zn en hígado se correlaciona con Cd en músculo ($R= 0.415$, $p=0.00$) y con Cd en la gónada ($R=0.424$, $p=0.00$); Zn en el músculo se correlaciona con Cd en el hígado ($R=0.305$, $p=0.01$). En la literatura publicada no se tiene información sobre correlaciones entre metales en especies de la familia Istiophoridae, ni de ningún pez de pico, sin embargo, existen otros peces (*Tilapia nilotica*) que muestran que al aumentar Zn aumenta Cd en sus diferentes tejidos (Kargin y Çogun, 1999).

9.3.2. Cuantificación de metales en el contenido estomacal

Concentración promedio general

Las diferencias en la bioacumulación de metales esenciales y no esenciales de las presas de *I. platypterus* se encuentra relacionada principalmente al lugar donde habitan, a los hábitos alimenticios y a las redes alimentarias marinas (Canli y Atli, 2003).

Uno de los componentes principales en la dieta de *I. platypterus* que habita en la región Sureste del Golfo de California son los cefalópodos (Rosas-Alayola *et al.*, 2002; Arizmendi-Rodríguez, 2004), estos pueden ser capaces de acumular altas concentraciones de metales esenciales y no esenciales en sus tejidos (Miramand y Bentley, 1992; Bustamante *et al.*, 1998) debido a que las especies de esta clase habitan en aguas profundas, por ejemplo, en los montes marinos, en las

aguas abiertas, en el talud continental y en las ventilas hidrotermales (Hoving *et al.*, 2014). Estas últimas, hacen que el hábitat se caracterice por la presencia de depósitos metalíferos (Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Hg) y fluidos hidrotermales que son enriquecidos en metales, por lo tanto, la filtración y la ingestión de organismos alimenticios ricos en metales o partículas puede servir como una forma de ruta para la bioacumulación de metales (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2003).

Dentro de los cefalópodos que se encontraron en el contenido estomacal de *I. platypterus* están los *Argonauta* spp. y los *Dosidicus gigas*, los cuales fueron los que más bioacumularon Cd, Pb y Cu (**Figuras 39, 40, 41**). Otras especies presa de este estudio que incluyen cefalópodos a sus dietas fueron *Tylosurus crocodilus fodiator*, el cual fue la segunda especie presa que bioacumuló mayormente Pb, y *Scomber japonicus*, que fue la tercera especie presa en bioacumular mayormente Cu, ambas especies habitan en la superficie pelágica de las aguas costeras, son carnívoras y se alimenta de pulpos, calamares y sepias (Robertson y Allen, 1998).

Para el Zn, la clase cefalópodo no mostró una mayor bioacumulación de este metal, aunque hay estudios que indican que *Dosidicus gigas* tiende a acumular grandes cantidades de Zn (Raimundo *et al.*, 2014), sin embargo, otras familias presa de este estudio fueron las que presentaron las más altas concentraciones, dentro de éstas se encuentran los Clupeidae que son típicamente marino-costeros, se alimentan de pequeños animales planctónicos, principalmente crustáceos; Exocoetidae habita en aguas superficiales del océano abierto, así como en las zonas costeras y neríticas, se alimentan de zooplancton; Monacanthidae son bentónicos, viven alrededor de los corales, arrecifes rocosos, arena, fondos lodosos y en pastos marinos a una profundidad de hasta 90 m, se alimentan de una gran variedad de invertebrados bentónicos, incluyendo esponjas, algas y plantas (FAO, 1995) (**Figura 42**).

En general, se considera que los metales pesados pueden bioacumularse y biomagnificarse en las redes alimentarias marinas, esto sucede cuando los metales se transfieren de consumidores bajos a depredadores tope en las cadenas o tramas alimentarias (Svobodová *et al.*, 1999). Las cadenas alimentarias están formadas por carnívoros, omnívoros, herbívoros, planctívoros y detritívoros

(Allen *et al.*, 2006). Los carnívoros son la parte superior de depredadores (Liu *et al.*, 2014) y dentro de las especies presa de *I. platypterus* se encontraron: *Coryphaena hippurus*, *Auxis* spp. y *Lagocephalus lagocephalus* los cuales se alimentan de pulpos, calamares y sepias; *Pristigenys serrula* se alimenta de peces óseos; *Caranx caballus* y *Sphoeroides* spp. se alimentan de crustáceos móviles bentónicos (camarones y cangrejos); *Balistes polylepis*, *Caranx vinctus* y *Selene brevoortii* se alimentan de gusanos móviles bentónicos; *Fistularia corneta* se alimentan de zooplancton (Robertson y Allen, 1998).

Entre las presas de hábitos herbívoros se tiene a la especie *Mugil cephalus* que se alimenta de fitoplancton, sin embargo, esta especie también ha sido clasificada como omnívora debido a que consume principalmente zooplancton, materia vegetal en decadencia y detritos (Robertson y Allen, 1998; FAO, 2015b). En los planctívoros se encuentran *Decapterus* spp. y *Hemiramphus saltator* (Robertson y Allen, 1998).

Concentración promedio por año de captura

En la clasificación del contenido estomacal no es posible establecer una pauta sobre cuál fue el año que más contribuyó con los cuatro metales, debido a que no se presentó uniformidad en las especies presa que consumió *I. platypterus*, algunas especies o familias estaban presentes en algunos años y otras no (**Anexo 1: Tabla 17**). Esto concuerda con el análisis estadístico aplicado a los contenidos estomacales de *I. platypterus* por año de captura, en donde se observa que la disimilitud de las presas entre los años oscilo entre 89.17 a 90.59 % (**Figura 13**). Por lo cual, Cd mostró la mayor concentración en el año 2011, Pb y Cu en el año 2013 y Zn en el año 2012 (**Figuras 43, 44, 45, 46**).

Concentración promedio por sexo

En la clasificación del contenido estomacal por sexo se encontró que los metales Cd, Cu y Zn no presentaron diferencias significativas entre machos y hembras (**Figuras 47, 49, 50**) lo que es comparable con los análisis estadísticos, puesto que no se encontraron diferencias significativas entre las especies presa

presentes en el contenido estomacal de machos y hembras (**Figura 14**). Sin embargo, Pb presentó la mayor concentración en el contenido estomacal de los machos, siendo los pulpos *Argonauta* spp. los que bioacumularon más este metal. En el contenido estomacal de las hembras los pulpos *Argonauta* spp. también tuvieron la mayor concentración de este metal con respecto a las demás especies, no obstante estos presentaron la menor concentración que las *Argonauta* spp. del contenido estomacal de los machos (**Figura 48**). Esto pudo deberse a que si se considera el peso, la cantidad y la frecuencia de aparición de los pulpos *Argonauta* spp. en los contenido estomacales de ambos sexos, se tiene que esta especie es mayor en los machos que en las hembras (**Figura 48, Anexo 1: Tabla 18**).

9.4. Factor de biomagnificación o biodisminución

Al comparar los resultados del análisis del factor de biomagnificación de este estudio con otro realizado en una laguna costera del sureste del Golfo de California (Urías) sobre la transferencia de los metales Cd, Cu, Pb y Zn a través de los niveles tróficos, podemos notar que a pesar de que la laguna costera tiene rangos de concentraciones de metales más altos que los niveles de mar abierto y otras aguas costeras, al aplicar la fórmula de Gray (2002) sobre las concentraciones de metales en toda la trama trófica (productores primarios, consumidores primarios, consumidores secundarios y consumidor terciario) se obtiene que para los metales no esenciales Cd y Pb no hay evidencia de biomagnificación y aparentemente ocurre una biodisminución (Jara-Marini, 2008; Jara-Marini *et al.*, 2009), este resultado fue similar en Cd de este estudio, ya que, al utilizar la fórmula de Gray (2002) y de Lavoie et al. (2010) se obtuvo una biodisminución (**Figura 51, Tabla 5 y 6**), sin embargo, Pb obtuvo un resultado contrastante ya que al aplicar la fórmula de Gray (2002) se encontró que este metal se biomagnifica (en un 69.6% de los casos); al utilizar la fórmula de Lavoie et al. (2010), se confirmó tal biomagnificación de este metal ($FB_L=1.09$) (**Figura 52, Tabla 5 y 6**).

Para este mismo estudio realizado en la laguna costera de Urías se encontró que los metales esenciales Cu y Zn no pueden ser transferidos en la red

alimenticia (Jara-Marini, 2008; Jara-Marini *et al.*, 2009) este resultado fue igual al de este estudio, ya que se encontró que Cu y Zn no se biomagnifican a través de los niveles tróficos que conforman la dieta de *I. platypterus* (**Figura 53 y 54, Tabla 5 y 6**).

Considerando otro estudio realizado a dos depredadores topos marinos (atunes: *Katsuwonus pelamis* y *Thunnus albacares*) que consumen peces y cefalópodos se ha encontrado que al calcular el factor de transferencia con la fórmula de Gray (2002) en los dos atunes, Cd tiene una biodisminución, mientras que Pb se biomagnifica en el atún aleta amarilla (*T. albacares*) (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014). Este resultado es afín al obtenido en este estudio ya que al considerar las ecuaciones de Gray (2002) y Lavoie *et al.* (2010) para el cálculo del factor de biomagnificación de los metales no esenciales obtenemos que Cd se biodisminuye y que Pb se biomagnifica (**Figura 51 y 52**).

Los resultados obtenidos en las concentraciones de estos cuatro metales en las especies presa y en el músculo de *I. platypterus* pueden llevar a contrastar conclusiones sobre si se produce la biomagnificación, como lo fue para el caso del Pb. Algunos investigadores consideran que los metales pesados Cd, Pb, Cu y Zn no se biomagnifican a través de los niveles tróficos debido a que son considerados metales traza (Szefer, 1991; Gray, 2002). Sin embargo, no existe una regla general sobre la biomagnificación de estos metales a través de los niveles tróficos marinos (Wang, 2002). La biomagnificación va a depender de los componentes de la dieta de la especie, la velocidad de ingestión, las características fisiológicas, debido a que algunas especies son más susceptibles a acumular concentraciones de metales más rápido de lo que pueden eliminarlos (alta capacidad de bioacumulación - baja capacidad de desintoxicación), la existencia de proteínas como las metalotioneínas y las metaloproteínas que están involucradas en enlazar y regular las concentraciones de elementos esenciales, la función biológica que tenga cada metal y el estado físico-químico de los metales acumulados, todo esto hace que la biodisponibilidad al siguiente nivel trófico pueda variar ampliamente y que la biomagnificación pueda dificultarse o no dentro de la trama alimenticia,

(Amiard-Triquet *et al.*, 1993; Luoma y Rainbow, 2005a; Luoma y Rainbow, 2005b; Jara-Marini, 2008; Cheng *et al.*, 2013; Olmedo *et al.*, 2013).

9.5. Evaluación de riesgos para la salud

9.5.1. Nivel de exposición estimado

Los valores de PTMI, PTWI Y PMTDI de los cuatro metales de estudio realizados en el pez vela (*I. platypterus*) no representan riesgos a la salud de las personas que tienen un bajo y un alto índice de consumo de pescado debido a que se encuentran por debajo de la ingesta mensual tolerable, semanal tolerable y máxima diaria tolerable. Al contrastar estos valores con los de otros estudios realizados en el pez vela (*I. platypterus*) y al marlín rayado (*Kajikia audax*) que fueron capturados en el Golfo de California, observamos que Cd obtuvo un porcentaje semanal que va del 22 al 40 % del valor de PTWI para el pez vela y del 26 al 48 % del valor de PTWI para el marlín (Soto-Jiménez *et al.*, 2010), mientras que en otro estudio realizado en el pez espada (*Xiphias gladius*) se obtuvo alrededor de un 3 % del valor de PTWI (Herrerros *et al.*, 2008). Estos porcentajes superan al obtenido en el presente estudio, puesto que en el pez vela variaron del 0.15 al 17 % del valor de PTMI ($25 \mu\text{g mes}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal) (**Tabla 7**).

Para Pb existen estudios en los que no se ha podido calcular el porcentaje del valor de PTWI debido a que las muestra de músculo de pez espada (*X. gladius*) tienen concentraciones menores al límite de detección ($0.1 \mu\text{g g}^{-1}$) (Herrerros *et al.*, 2008). Sin embargo, para especies como el pez vela (*I. platypterus*) y el marlín rayado (*K. audax*) se tiene registrado que la ingesta de este metal representa el 5 % del valor de PTWI para ambas especies (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). Los resultados de estas investigaciones son parecidas a los obtenidos en este estudio, puesto que la mayoría de los porcentajes en los cinco escenarios (Comepesca, Sinaloa, México, mundial, EPA&FDA) y para los cinco grupos de personas (hombres, mujeres, adultos mayores, adultas mayores y niños) fueron valores por debajo del PTWI ($25 \mu\text{g semana}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal), obteniéndose porcentajes menores a 0.23 % (**Tabla 8**).

Investigaciones que involucran a los metales esenciales en cuanto a la evaluación de riesgos a la salud en personas que consumen mariscos y peces como *X. gladius* han registrado que los porcentajes de Cu y de Zn no superan el valor de PMTDI, estos porcentajes fueron estimados en 0.39 % para Cu y 2.6 % para Zn (Olmedo *et al.*, 2013). Al contrastar estos valores con los obtenidos en el pez vela de este estudio, se observa que Cu presentó porcentajes menores al 0.03 % y Zn menores al 1.61 % con respecto a los valores de PMTDI (500 $\mu\text{g día}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal para Cu y 300 $\mu\text{g día}^{-1} \text{kg}^{-1}$ peso corporal para Zn) (**Tabla 9 y 10**).

9.5.2. Cociente de peligrosidad objetivo (THQ)

Los valores de THQ y TTHQ de los metales analizados en el pez vela indican que no es probable (o muy poco probable) que se desarrollen efectos nocivos para la salud en hombres, mujeres, adultos mayores y adultas mayores para los cinco escenarios. No obstante, en el grupo de los niños y en los escenarios Sinaloa y Mundial se obtuvieron niveles de exposición mayores que la dosis de referencia, es decir, valores de THQ mayores a 1, lo que representa que pueden presentarse efectos adversos en la salud. Sin embargo, el cálculo efectuado en estos dos escenarios y para este grupo se basó en un consumo aparente por persona debido a que no se especificaba si el consumo de pescado era para un adulto o para un niño, como lo fue para los escenarios Cp (Comepesca) y Ef (EPA&FDA), los cuales si consideraban la ración que es recomendable que consuma un niño (**Tablas 11, 12, 13**).

Los valores de THQ menores a 1 para los grupos de los hombres, mujeres, adultos mayores y adultas mayores concuerdan con otras investigaciones realizadas en personas que pesan más de 60 kg y a otros depredadores que son de consumo humano. Dentro de estos estudios se encuentran el realizado por Soto-Jiménez *et al.* (2010), en el que *I. platypterus* y otra especie de la familia Istiophoridae, *Kajikia audax*, procedentes de las aguas del Golfo de California obtuvieron un valor de THQ para Cd y Pb menor a 1, concluyendo que no existe ningún riesgo para los consumidores de estas especies si se contemplan estos dos metales.

La investigación realizada por Storelli (2008), en cefalópodos, crustáceos y peces, dentro de estos últimos en el depredador tope *Thunnus alalunga* conocido comúnmente como atún blanco, reveló que esta especie obtuvo un valor de THQ menor a 1 para Pb y Cd, por lo cual se concluyó que no se muestra una situación de riesgo para los consumidores, considerando estos metales no esenciales.

9.5.3. Tasa máxima de consumo permisible de pez vela (*I. platypterus*)

Los peces son una parte importante de una dieta saludable en las personas, sin embargo, algunos pueden contener sustancias químicas que podrían representar riesgos para la salud (EPA, 2015). Considerando los niveles de Cd, Pb, Cu y Zn encontrados en el músculo del pez vela se pudo llegar a estimar los gramos al día que pueden consumir las personas de acuerdo a su peso corporal (**Tabla 14**). No obstante, estudios que involucran a *I. platypterus* y otra especie de la familia Istiophoridae (*Kajikia audax*) determinan que estos peces no deben de incluirse a la dieta de la población (en especial a los niños, mujeres embarazadas y mujeres en lactancia) puesto que además de considerar los metales no esenciales Cd y Pb éstos pueden llegar a contener otros metales no esenciales que son sumamente tóxicos para la salud, tal es el caso del Hg y As (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). Otras de las especies que son consideradas no aptas para el consumo son el picudo pez espada, tiburón y atún (FDA 2015; NRDC, 2015), aunque de este último (atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*) se ha estimado que se pueden consumir hasta 2500 g semana⁻¹ si proviene de la costa occidental de Baja California Sur y menos de 1666 g semana⁻¹ si es capturado en la zona ecuatorial del Océano Pacífico Oriental (Ordiano-Flores, 2009). Por lo tanto se debe de tener precaución en cuanto al consumo de peces que son de mayor tamaño como lo es *I. platypterus* puesto que este pez puede presentar otros metales que ponen en riesgo a la salud.

9.5.4. Contrastación con normas nacionales e internacionales

El pez vela que es procedente del Golfo de California ha sido estudiado por investigadores como Soto-Jiménez *et al.* (2010) quienes determinaron que la

concentración de Cd del músculo supera los límites máximos permisibles establecidos por la FDA en un 40 % de las muestras, por la Comunidad Europea y la Organización Mundial de la Salud en un 90 % y la Norma Oficial Mexicana en un 20 %. Estos resultados son similares al de este estudio, ya que el pez vela que también es procedente del Golfo de California, excedió los mismos límites máximos permisibles (FDA, 0.5 mg kg^{-1} ; Comunidad Europea, 0.3 mg kg^{-1} ; Organización Mundial de la Salud, 0.5 mg kg^{-1}) solo que en porcentajes menores.

Para el límite legal de Cd de la Norma Mexicana (0.5 mg kg^{-1}) el presente estudio tuvo un 28 % de muestras excedidas, lo cual es superior al estudio realizado por Soto-Jiménez et al. (2010) (**Figura 56 y 60**). Otras investigaciones que se han realizado en picudos, como lo es el pez espada (*X. gladius*) en lo referente a la contrastación con límites máximos permisibles, revela que para Cd este excede los límites fijados por la Comunidad Europea en un 43 % y 76 % de muestras, siendo el primer porcentaje comparable al de este estudio (40 %) (Kojadinovic et al., 2007).

En Pb se ha encontrado que las muestras de músculo de pez vela superan un 70 % los límite máximo permisible de la Organización Mundial de la Salud y de la Comunidad Europea (Soto-Jiménez et al., 2010). En otras investigaciones se tiene reportado que solo un ejemplar de pez espada (*X. gladius*) excedió el límite máximo permisible de la Unión Europea para este metal (Kojadinovic et al., 2007). En esta investigación todas las muestras de músculo de pez vela se situaron por debajo de los límites máximos permisibles de la Norma Mexicana (0.5 mg kg^{-1}), FDA (1.3 mg kg^{-1}), OMS (0.3 mg kg^{-1}) y la Unión Europea (0.3 mg kg^{-1}), esto es similar con el estudio realizado por Kojadinovic et al. (2007) (**Figura 57 y 61**).

Para los metales esenciales no se encuentra en la literatura publicada si la concentración de Cu y Zn en el pez vela u otra especie de picudos llega a exceder los límites máximos permisibles de otros países (**Figuras 58, 59, 62, 63**).

10. Conclusiones

Los resultados alcanzados en esta investigación permiten concluir lo siguiente:

La tendencia o patrón de bioacumulación de Cd, Pb, Cu y Zn fueron similares en los tejidos estudiados, encontrándose mayores concentraciones en el hígado de los cuatro metales seguido de la gónada y el músculo de *I. platypterus*. El hígado y la gónada presentaron el mismo orden de acumulación de los cuatro metales. Zn fue el elemento que presentó la mayor concentración promedio, sin embargo, no predominaron los metales esenciales puesto que el siguiente metal más acumulado fue Cd seguido del Cu y Pb. Únicamente el músculo presentó concentraciones de metales esenciales ($Zn > Cu$) más elevadas que las de los metales no esenciales ($Cd > Pb$).

Las concentraciones promedio de Cd en el hígado y la gónada indican que al aumentar la talla y peso en *I. platypterus* se incrementa la concentración significativamente ($p < 0.05$) de este metal en estos órganos, lo mismo sucede con el Pb en la gónada, para el que se observaron correlaciones significativas con la talla y peso. Por el contrario, las concentraciones de Cu no presentaron correlación significativa con la talla y peso en ninguno de los tejidos estudiados. Por su parte, se tiene que mientras *I. platypterus* aumenta de peso, también sube la concentración de Zn en el músculo y si aumenta la talla, también se incrementa la concentración de este metal en el hígado.

Dada la variabilidad de las concentraciones encontradas en los diferentes años estudiados (2011, 2012 y 2013), no fue posible establecer en que año se presentaron las concentraciones más altas de cada uno de los cuatro metales. No se encontró una diferencia en la bioacumulación de Cd y Pb por año de captura en los diferentes tejidos de estudio entre machos y hembras. Para Cu y Zn, las únicas diferencias encontradas entre los años de captura y sexo, fueron evidenciadas en la gónada, observándose que las hembras recolectadas tanto en los años 2011, 2012 y 2013 tienden a acumular una mayor concentración de Cu y Zn que los machos.

Las especies presa de *I. platypterus* que presentaron los IIR más altos fueron: *Dosidicus gigas*, *Argonauta* spp., *Fistularia corneta*, *Caranx* spp., familia

Scombridae, *Scomber japonicus* y *Balistes polylepis*, las cuales juntas constituyen el 97.9% de la dieta de este pez considerando que los muestreos se llevaron a cabo en noviembre de 2011, 2012 y 2013. De estas especies, los *Argonauta* spp. fueron los que acumularon los niveles más altos de Cd y Pb, mientras que Cu lo acumuló en concentraciones más elevadas *Dosidicus gigas*, no obstante la mayor acumulación de Zn le correspondió a la familia Clupeidae, la cual presentó un bajo IIR (0.04%).

Al utilizar la ecuación del factor de biomagnificación de Gray (2002) y de Lavoie et al. (2010) se evidenció una biodisminución tanto de Cd, Cu y Zn en *I. platypterus*. Para el Pb, ambas ecuaciones revelan la biomagnificación de este metal, en la primera ecuación se tuvo que el 69.6% de los cálculos posibles (de los organismos-dieta) se biomagnifica y en la segunda ecuación se encontró un $FB_L=1.09$.

Los valores del nivel de exposición estimado de Cd, Pb, Cu y Zn indican que no representan riesgos a la salud de: niños que consumen como mínimo 4.2 kg año⁻¹ y máximo 30 kg año⁻¹; hombres y mujeres que consumen como mínimo 9 kg año⁻¹ y máximo 43.6 kg año⁻¹; adultos y adultas mayores que consumen como mínimo 6.2 kg año⁻¹ y máximo 43.6 kg año⁻¹, debido a que se encuentran por debajo de la ingesta mensual tolerable de Cd (PTMI), semanal tolerable de Pb (PTWI) y máxima diaria tolerable de Cu y Zn (PMTDI).

Considerando los valores de TTHQ y los consumos aparentes de pescado de los escenarios Cp (4.2, 6.2 y 12.5 kg año⁻¹ para niños, adultos mayores y adultos), Sn (30 kg año⁻¹), Mx (9 kg año⁻¹), Mn (17 kg año⁻¹), Ef (4.4, 43.6 kg año⁻¹ para niños y adultos) indican que no es probable que se desarrollen efectos nocivos para la salud en hombres, mujeres, adultos mayores y adultas mayores que consumen como mínimo 6.2 kg año⁻¹ y como máximo 43.6 kg año⁻¹. No obstante, en los escenarios Mn y Sn el grupo de los niños pueden desarrollar efectos nocivos para la salud si consumen de 17 kg año⁻¹ a 30 kg año⁻¹, respectivamente.

Los cálculos efectuados del límite de consumo de pez vela considerando los metales Cd, Pb, Cu y Zn y los RfD correspondientes a cada metal sugieren una tasa de consumo máximo diario de músculo de pez vela de 162 g para hombres

de 70.43 kg de peso corporal, 145 g para mujeres de 62.90 kg, 178 g para adultos mayores de 77.30 kg, 166 g para adultas mayores de 72.15 kg y 37 g para niños de 16 kg.

Las concentraciones de Pb, Cu, Zn en el músculo del pez vela (*Istiophorus platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California no exceden el límite máximo permisible de la Norma Oficial Mexicana, Unión Europea, OMS, FDA y límites máximos permisibles internacionales (Australia, India y Nueva Zelanda). Sin embargo, las concentraciones de Cd en el músculo del pez vela excedieron el 28.0% y el 40.0% (de muestras analizadas) los límites máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana (OMS y FDA) y Unión Europea, respectivamente.

11. Referencias

- Allen, G., Robertson, D., 1994. Fishes of the tropical eastern Pacific. First edition. University of Hawaii Press Publisher. 332 pp.
- Allen, T., Jiménez, M., Villafranca, S., 2006. Estructura y categorías tróficas de peces asociados a praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitales, Hydrocharitaceae) en el golfo de Cariaco, Estado de Sucre, Venezuela. Investigaciones Marinas 34(2), 125-126.
- Allen-Gil, S.M., Martynov, V.G., 1995. Heavy metal burdens in nine species of freshwater and anadromous fish from the Pechora River, northern Russia. Science of The Total Environment 160–161, 653–659.
- Alloway, B., 2013. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Third Edition. Springer Publisher. 614 pp.
- Altringham, J.D., Ellerby, D.J., 1999. Fish swimming: patterns in muscle function. The Journal of Experimental Biology 202(23), 3397-403.
- Alvarado-Castillo, R., 1993. Edad y crecimiento de *Istiophorus platypterus* (Shaw y Nodder, 1791) (Pisces: Istiophoridae) al sur del Golfo de California. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur, México. 57 pp.
- Alvarado-Castillo, R., Félix-Uraga, R., 1998. Crecimiento de *Istiophorus platypterus* (Pisces: Istiophoridae) en la boca del Golfo de California. Biología Tropical 46(1), 115-118.
- Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., Rainbow, P.S., 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. Aquatic Toxicology 76(2), 160- 202.
- Amiard-Triquet, C., Jeantet, A.Y., Berthet, B., 1993. Metal transfer in marine food chains: bioaccumulation and toxicity. Acta Biologica Hungarica 44(4), 387-409.
- Ansari, T.M., Marr, I.L., Tariq, N., 2004. Heavy metals in marine pollution perspective – a mini review. Journal of Applied Sciences 4(1), 1-20.
- Arizmendi-Rodríguez, D., 2004. Hábitos alimenticios del pez vela *Istiophorus platypterus* (Shaw y Nodder, 1791) en el área de Mazatlán Sinaloa, México.

- Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur, México. 90pp.
- Arizmendi-Rodríguez, D., Abitia-Cárdenas, L., Galván-Magaña, F., Trejo-Escamilla, I., 2006. Food Habits of Sailfish *Istiophorus platypterus* off Mazatlán, Sinaloa, México. Bulletin of Marine Science 79(3), 777–791.
- Asante-Duah, K., 2002. Public Health Risk Assessment for Human Exposure to Chemicals. First Edition. Kluwer Academic Publishers. 352 pp.
- Athar, M., Vohora, S., 1995. Heavy Metals and Environment. First Edition. New Age International Publishers. 224 pp.
- ATSDR, Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 1999. Resumen de Salud Pública Cadmio. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U.A.
- ATSDR, Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 2004. Resumen de Salud Pública Cobre. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U.A.
- ATSDR, Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 2005. Resumen de Salud Pública Cinc. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U.A.
- ATSDR, Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 2007. Resumen de Salud Pública Plomo. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U.A.
- Authman, MMN., Zaki, M.S., Khallaf, E.A., Abbas, H.H., 2015. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. Aquaculture Research Development 6, 4.
- Barjau, E., Rodríguez-Romero, J., Galván, F., Gutiérrez, F., López, J., 2012. Estructura temporal y espacial de la comunidad de peces arrecifales de la Isla San José, Golfo de California, México. Biología Tropical 2(60), 649-667.
- Barrenetxea, C., Pérez, A., González, N., Rodríguez, F., Alfayate, J., 2003. Contaminación ambiental, una visión desde la química. Primera edición. Thomson-Paraninfo. 688 pp.

- Beck, B., 1992. An Update on Exposure and Effects of Lead. *Fundamental and Applied Toxicology* 18(1), 1-16.
- Burger, J., Gochfeld, M., 2005. Heavy metals in commercial fish in New Jersey. *Environmental Research* 99(3), 403-412.
- Bustamante, P., Caurant, F., Fowler, S.W., Miramand, P., 1998. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *The Science of the Total Environment* 220(1), 71-80.
- Cabrita, E., Robles, V., Herraes, P., 2008. *Methods in Reproductive Aquaculture: Marine and Freshwater Species*. First edition. CRC Press Publisher. 572 pp.
- Camean, A., Repetto, M., 2006. *Toxicología alimentaria*. Primera edición. Díaz de Santos. 703 pp.
- CANAIVE, Cámara Nacional de la Industria del Vestido. 2012. Estudio ¿Cuánto mide México? El tamaño sí importa. http://www.canaive.org.mx/detalleNoticias.php?%20id_nota=832. Acceso Abril 2014.
- Canli, M., Atli, G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution* 121(1), 129-136.
- Carnevali, O., Belvedere, P., 1991. Comparative studies of fish, amphibian, and reptilian vitellogenin. *Journal of Experimental Zoology* 259(1), 18-25.
- Cerdenares-Ladrón, G., 2011. *Biología del pez vela *Istiophorus platypterus* (Shaw y Nodder, 1792) en el Golfo de Tehuantepec*. Tesis de Doctorado. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur, México. 135pp.
- Cheng, Z., Man, Y.B., Nie, X.P., Wong, M.H., 2013. Trophic relationships and health risk assessments of trace metals in the aquaculture pond ecosystem of Pearl River Delta, China. *Chemosphere* 90(7), 2142–2148.
- Chertok, R.J., Sasser, L.B., Callahan, M.F., Jarboe, G.E., 1981. Influence of cadmium on the intestinal uptake and absorption of calcium in the rat. *Journal of Nutrition* 111(4), 631-638.

- Chiang, W.C., Sun, C.L., Yeh, S.Z., 2004. Age and growth of sailfish (*Istiophorus platypterus*) in waters off eastern Taiwan. *Fishery Bulletin* 102(2), 251-263.
- Chiang, W.C., Sun, C.L., Yeh, S.Z., Su, W.C., Liu D.C., 2006. Spawning Frequency and Batch Fecundity of the Sailfish (*Istiophorus platypterus*) (Istiophoridae) in Waters off Eastern Taiwan. *Zoological Studies* 45(4), 483-490.
- Chien, L.C., Hung, T.C., Choang, K.Y., Yeh, C.Y., Meng, P.J., Shieh, M.J., Ha, B.C., 2002. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. *The Science of the Total Environment* 285(1-3), 177- 185.
- Chipps, S.R., Garvey, J.E., 2007. Chapter 11: Assessment of food habits and feeding patterns. *Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data*. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, U.S.A. 473–514 pp.
- CIAT, Comisión Interamericana del Atún Tropical. 2012. Documento IATTC-85-03, Los Atunes y Peces Picudos en el Océano Pacífico Oriental en 2012. <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2013/June/pdfs/IATTC-85-03-Atunes-y-peces-picudos-en-el-OPO-2012.pdf>. Acceso Junio 2014.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Second edition. PRIMER-E: Plymouth. 172 pp.
- Clothier, C., 1950. A key to some southern California fishes based on vertebral characters. *Fish Bulletin* 79, 1-83.
- CONAPESCA, Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2014. Disponibles más de 70 especies de pescados y mariscos a precios competitivos durante todo el año; en Cuaresma se eleva a 100: CONAPESCA. http://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/16_de_abril_de_2014_mexico_df_. Acceso Noviembre 2014.
- Connell, D., 2005. *Basic Concepts of Environmental Chemistry*. Second Edition. CRC Press. 480 pp.
- CREC, Commission Regulation European Community. 2006. Regulation no. 1881/2006 of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official J EU L* 364, 5-24.

- Criales-Hernández, M., García, C., Wolff, M., 2006. Flujos de biomasa y estructura de un ecosistema de surgencia tropical en La Guajira, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical* 4(54), 1257-1282.
- 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* 62(8), 1920-1925.
- Datta-Munshi, J.S., Dutta. H.M., 1996. *Fish Morphology Horizon of new research*. First edition. CRC Press Publishers. 434pp.
- Davail, B., Pakdel, F., Bujo, H., Perazzolo, L.M., Waclawek, M., Schneider, W.J., Le, M.F., 1998. Evolution of oogenesis: the receptor for vitellogenin from the rainbow trout. *Journal of Lipid Research* 39(10), 1929-1937.
- De la Lanza-Espino, G., 1991. *Oceanografía de mares mexicanos*. Editorial AGT Editor. 569 pp.
- El Sol de Mazatlán. 2012. Se consume mucho pescado y marisco en Sinaloa. <http://www.oem.com.mx/elsoldemazatlan/notas/n2447234.htm>. Acceso Noviembre 2014.
- Eldridge, M.B., Wares, P.G., 1974. Some Biological Observations of Billfishes Taken in the Eastern Pacific Ocean, 1967-1970. In: R.S. Shomura & F. Williams (eds.). *Proceedings of International Billfish Symposium*. U.S. Department of Commerce, NOAA Tech. Rep. NMFS-SSRF-675, Washington DC, 89-101pp.
- Eliassen, J.E., Vahl, O., 1982. Seasonal variation in the gonad size and the protein and water content of Cod *Gadus morhua* (L.), muscle from Northern Norway. *Journal of Fish Biology* 20(5), 527-533.
- El-Sayed, M.M., Ezzat, A.A., Kandeel, K.M., Shaban, F.A., 1984. Biochemical studies on the lipid content of *Tilapia nilotica* and *Sparus auratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B* 79(4), 589-94.
- EPA, Environmental Protection Agency. 2000a. Risk-based concentration table, Composite table. http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/docs/composite_sl_table_run_JAN2015.pdf. Acceso Abril 2014.

- EPA, Environmental Protection Agency. 2000b. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 2: Risk Assessment and Fish Consumption Limits. Third Edition. EPA 823-B-00-008.
- EPA, Environmental Protection Agency. 2015. Fish Consumption Advisories. <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/fishshellfish/fishadvisories/>. Acceso Julio 2015.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nation. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental, volumen II. FAO. 686 pp.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nation. 1995a. Quality and quality changes in fresh fish, chemical composition. <http://www.fao.org/docrep/v7180e/v7180e05.htm>. Acceso Octubre 2015.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1999. El pescado fresco: su calidad y cambios de su calidad, aspectos biológicos, crecimiento y reproducción. <http://www.fao.org/docrep/v7180s/v7180s04.htm>. Acceso Marzo 2014.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2001. The Composition of Fish. <http://www.fao.org/wairdocs/tan/x5916e/x5916e01.htm#Introduction>. Acceso Octubre 2015.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2011. El consumo de pescado alcanza niveles históricos. <http://www.fao.org/news/story/es/item/50311/icode/>. Acceso Noviembre 2014.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nation. 2013. Fish contaminants. <http://www.fao.org/fishery/topic/14815/en>. Acceso Septiembre 2013.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nation. 2015a. *Istiophorus platypterus* (Shaw & Nodder, 1972). <http://www.fao.org/fishery/species/3301/en>. Acceso Marzo 2015.

- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nation. 2015b. *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758). http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Mugil_cephalus/es. Acceso Mayo 2015.
- FAO/WHO, Food and Agriculture Organization / World Health Organization. 1972. Evaluation of certain food additives and the contaminants mercury, cadmium and lead. FAO/WHO Technical Report Series No. 505.FAO/WHO, Geneva.
- FDA, Food and Drug Administration. 1993a. Guidance document for cadmium in shellfish. U. S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Office of Seafood (HFS-416), Washington, DC. 44pp.
- FDA, Food and Drug Administration. 1993b. Guidance document for lead in shellfish. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Office of Seafood (HFS-416), Washington, DC. 45 pp.
- FDA, Food and Drug Administration. 2014. Fish: What Pregnant Women and Parents Should Know, Draft Updated Advice by FDA and EPA. <http://www.fda.gov/Food/FoodborneIllnessContaminants/Metals/ucm393070.htm>. Acceso Abril 2015.
- FDA, Food and Drug Administration. 2015. Fish: What Pregnant Women and Parents Should Know. <http://www.fda.gov/Food/FoodborneIllnessContaminants/Metals/ucm393070.htm>. Acceso Julio 2015.
- FEMA, Federal Emergency Management Agency. 2006. Hurricane Katrina in the Gulf Coast; Mitigation Assessment Team Report Building Performance Observations, Recommendations and Technical Guidance. First Edition. FEMA. 645 pp.
- Fischer, 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 Pacifico Centro-Oriental, volumen II. FAO. 1189 pp.
- Fitch, J.E., Brownell, R.L., 1968. Fish otoliths in cetacean stomachs and their importance in interpreting feeding habits. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 25(12), 2561-2574.

- Fossi, M.C., Casini, S., Marsili, L., Ancora, S., Mori, G., Neri, G., Romeo, T., Ausili, A., 2004. Evaluation of ecotoxicological effects of endocrine disrupters during a four-year survey of the Mediterranean population of swordfish (*Xiphias gladius*). *Marine Environmental Research* 58(2-5), 425-429.
- Froese, R., Pauly, D., 2015. FishBase. <http://www.fishbase.org>. Acceso Junio 2015
- Froese, R., Pauly, D., 2015a. Life history data for fishes in family Istiophoridae. <http://www.fishbase.org/report/KeyFactsMatrixList.php?famcode=419>. Acceso Agosto 2015.
- FSA, Food Standards Agency. 2004. 2000 Total Diet Study of 12 elements - aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, manganese, mercury, nickel, selenium, tin and zinc. (Food Survey Information Sheet FSIS 48/04). London: The Stationery Office, Food Standards Agency.
- FWS, Fish and Wildlife Service. 1985. Analytical Control Facility a branch of ecological services. http://www.fws.gov/chemistry/acf_qaqc.html. Acceso Septiembre 2014.
- Galván-Magaña, F., 1999. Relaciones tróficas interespecíficas de la comunidad de depredadores epipelágicos del Océano Pacífico Oriental. Tesis Doctoral. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México. 212 pp.
- Ghosh, P., Thomas, P., 1995. Binding of Metals to Red Drum Vitellogenin and Incorporation into Oocytes. *Marine Environmental Research* 39, 161-168.
- Gray, J.S., 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* 45(1-12), 46-52.
- Harris, D.C., 2006. Análisis químico cuantitativo. Tercera edición. Editorial Reverté. 924 pp.
- He, B., Yun, Z.J., Shi, J.B., Jiang, G.B., 2013. Research progress of heavy metal pollution in China: Sources, analytical methods, status, and toxicity. *Chinese Science Bulletin* 2(58), 134-140.
- Hedgepeth, M., Jolley, J., 1983. Age and growth of sailfish *Istiophorus platypterus*, using cross sections from the fourth dorsal fin spine. In: E.D. Prince and L. M. Pulos (editors). *Proceedings of the international workshop on age*

- determination of oceanic pelagic fishes: Tunas, billfishes and sharks. NOAA Tech. Rep. NMFS-8. 131-135 pp.
- Hemelraad, J., Kleinveld, H.A., deRoss, A.M., Holwerda, D.A., Zandee, D.I., 1987. Cadmium kinetics in freshwater clams. III. Effects of zinc on uptake and distribution of cadmium in *Anodonta cygnea*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 16: 95-101.
- Hernández-Herrera, A., 2001. Biología del pez vela (*Istiophorus platypterus*, Shaw y Nodder, 1971) al sur del Golfo de California, México. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz, Baja California Sur, México. 67pp.
- Herreros, M.A., Iñigo-Núñez, S., Sánchez-Pérez, E., Encinas, T., González-Bulnes, A., 2008. Contribution of fish consumption to heavy metals exposure in women of childbearing age from a Mediterranean country (Spain). Food and Chemical Toxicology 46(5), 1591–1595.
- Hijova, E., 2004. Metallothioneins and zinc: their functions and interactions. Bratislava Medical Journal 105(5-6), 230-234.
- Hogstrand, C., Gassman, N.J., Popova, B., Wood, C.M., Walsh, P.J., 1996. The physiology of massive zinc accumulation in the liver of female Squirrelfish and its relationship to reproduction. Journal of Experimental Biology 199, 2543-2554.
- Hoving, H.J., Perez, J.A., Bolstad, K.S., Braid, H.E., Evans, A.B., Fuchs, D., Judkins, H., Kelly, J.T., Marian, J.E., Nakajima, R., Piatkowski, U., Reid, A., Vecchione, M., Xavier, J.C., 2014. The study of deep-sea cephalopods. Advances in Marine Biology 67, 235-359.
- Hutton, M., Chaney, R., Murti, C., Olade, M. 1987. Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. Scientific Committee on Problems of the Environment. 360 pp.
- INAPESCA, Instituto Nacional de Pesca. 2002. Breviario de la Pesquería de Pez Espada en el Océano Pacífico. 411-434 pp.
- INAPESCA, Instituto Nacional de Pesca. 2012. Carta Nacional Pesquera 2012. <http://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/CARTA%20N>

- ACIONAL%20PESQUERA/24082012%20SAGARPA.pdf. Acceso Septiembre 2013.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2014. Esperanza de vida. <http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/esperanza.aspx?tema=P>. Acceso Marzo 2015.
- Iyengar, G.V. 1989. *Elemental Analysis of Biological Systems: Biological, Medical, Environmental, Compositional, and Methodological Aspects*. First Edition. CRC Press. 256 pp.
- Jacob, C., Maret, W., Vallee, B.L., 1998. Control of zinc transfer between thionein metallothionein and zinc proteins. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 95(7), 3489-3494.
- Jafri, A.K., Qasim, S.Z., 1964. Studies on the biochemical composition of some freshwater fishes, Pt. 2. Liver. *Fishery Technology* 2(2), 163-169.
- Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K., Namiesnik, J., 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of Marine Animals, Part I: The role and impact of heavy metals on organisms. *Polish Journal of Environmental Studies* 5(20), 1117-1125.
- Jara-Marini, M.E., 2008. *Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos a la trama trófica en el sistema lagunar Estero de Urias, Mazatlán, Sinaloa*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Unidad académica Mazatlán. Mazatlán, Sinaloa, México. 317pp.
- Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F., 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere* 77(10), 1366-1373.
- JECFA, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 1982a. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives COPPER. <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=2824>. Acceso Abril 2014.

- JECFA, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 1982b. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives ZINC. <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=4197>. Acceso Abril 2014.
- JECFA, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2003. Sixty-first meeting of the JECFA. Summary and conclusions. Annex 4, Rome, 10-19 June.
- JECFA, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2011. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives LEAD. <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=3511>. Acceso Abril 2014.
- JECFA, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2013. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives CADMIUM. <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1376>. Acceso Abril 2014.
- Jezierska, B., Witeska, M., 2006. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. Soil and water pollution monitoring. Protection and Remediation 1, 3-23.
- Kägi, J., Vallee, B., 1961. Metallothionein: a Cadmium and Zinc-containing Protein from Equine Renal Properties Cortex: II. Physicochemical properties. Journal of Biological Chemistry 236(9), 2435-2442.
- Kargin, F., Çogun H.Y., 1999. Metal interactions during accumulation and elimination of zinc and cadmium in tissues of the freshwater fish *Tilapia nilotica*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 63, 511-519.
- Klaassen, C.D., Liu, J., Choudhuri, S., 1999. Metallothionein: an intracellular protein to protect against cadmium toxicity. Annual Review of Pharmacology and Toxicology 39, 267-294.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le, C.M., Cosson, R.P., Bustamante, P., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. Environmental Pollution 146(2), 548-566.

- Kojima, Y., Berger, C., Vallee, B.L., Kagi, J.H.R., 1976. Amino-acid sequence of equine renal metallothionein-IB. (protein primary structure/cadmium- and zinc-binding protein/metal-chelating sequence/cysteine distribution in sequence/ mercaptide binding site). *Biochemistry* 73(10), 3413-3417.
- Křížková, S., Zítka, O., Adam, V., Beklová, M., Horna, A., Svobodová, Z., Sures, B., Trnková, L., Zeman, L., Kizek, R., 2007. Possibilities of electrochemical techniques in metallothionein and lead detection in fish tissues. *Czech Journal of Animal Science* 52(5), 143-148.
- Laerd-Statistics. 2013. Spearman's Rank-Order Correlation. <https://statistics.laerd.com/statistical-guides/spearmans-rank-order-correlation-statistical-guide-2.php>. Acceso Abril 2014.
- Lambertsen, G., Braekkan, O.R., 1965. The fatty acid composition of cod liver oil. *Reports on Technological Research concerning Norwegian Fish Industry* 11(1), 1-14.
- Langston, W., Bebianno, M., 1998. *Metal metabolism in aquatic environments*. First edition. Chapman & Hall Publisher. 448 pp.
- Lavin, M.F., Marinone, A., 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. In: O.U. Velasco Fuentes, J. Sheinbaum, J. Ochoa (Eds.). *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics: A tribute to the Scientific work of Pedro Ripa*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands, 173-204 pp.
- Lavoie, R.A., Hebert, C.E., Rail, J.F., Braune, B.M., Yumvihoze, E., Hill, L.G., Lean, D.R., 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(22), 5529-5539.
- Lee, C., 2005. *Environmental Engineering Dictionary*. Fourth Edition. Government Institutes Publisher. 957 pp.
- Leeuwen, C., Vermeire, T., 2007. *Risk Assessment of Chemicals: An Introduction*. Second Edition. Springer Publisher. 686 pp.

- Li, J., Huang, Z.Y., Hu, Y., Yang, H., 2013. Potential risk assessment of heavy metals by consuming shellfish collected from Xiamen, China. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 2937–2947.
- Liu, J., Cao, L., Huang, W., Zhang, C., Dou, S., 2014. Zinc and copper bioaccumulation in fish from Laizhou Bay, the Bohai Sea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 32(3), 491-502.
- Lluch-Cota, S.E., Aragón-Noriega, E.A., Arreguín-Sánchez, F., Aurióles-Gamboa, D., Bautista-Romero, J.J., Brusca, R.C., Cervantes-Duarte, R., Cortés-Altamirano, R., Del-Monte-Luna, P., Esquivel-Herrera, A., Fernández, G., Hendrickx, M.E., Hernández-Vázquez, S., Herrera-Cervantes, H., Kahru, M., Lavín, M., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D.B., López-Martínez, J., Marinone, S.G., Nevárez-Martínez, M., Ortega-García, S., Palacios-Castro, E., Parés-Sierra, A., Ponce-Díaz, G., Ramírez-Rodríguez, M., Salinas-Zavala, C., Schwartzlose, R., Sierra-Beltrán, A., 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography* 73(1), 1-26.
- Lu, C.P., Alvarado, J., McKenziec, J., Chiang, W.C., 2015. Analysis of sailfish (*Istiophorus platypterus*) population structure in the North Pacific Ocean. *Fisheries Research* 166, 33-38.
- Luoma, S.N., Rainbow, P.S., 2005a. Biodynamic models: understanding biological exposures in metal-contaminated waters. *Lab Plus International* 19(6), 6-11.
- Luoma, S.N., Rainbow, P.S., 2005b. Why Is Metal Bioaccumulation So Variable Biodynamics as a Unifying Concept. *Environmental Science and Technology* 39(7), 1921-1931.
- Macías-Zamora, R., Olivos-Ortiz, A., Vidaurri-Sotelo, A., Carrasco-Águila, M.A., Torres-Orozco, E., 2011. Modelo espacialmente explícito de la migración estacional del pez vela (*Istiophorus platypterus*) en el Pacífico mexicano. *Hidrobiológica* 21(2), 126-134.
- Mackay, N.J., Kazacos, M.N., Williams, R.J., Leedow, M.I., 1975. Selenium and heavy metals in black marlin. *Marine Pollution Bulletin* 6(4), 57-61.

- Márquez, M., Vodopivec, C., Casaux, R., Curtosi, A., 1998. Metal (Fe, Zn, Mn and Cu) levels in the Antarctic fish *Notothenia coriiceps*. *Polar Biology* 20(6), 404-408.
- Massaro, E., 1997. *Handbook of Human Toxicology*. First edition. CRC Press. 1111 pp.
- McDowell, J. R., 2002. Genetic stock structure of sailfish, *Istiophorus platypterus* based on nuclear and mitochondria DNA. Doctoral Dissertation. Virginia Institute of Marine Science: College of William and Mary, Gloucester Point. 232 pp.
- Melamed, P., Sherwood, N., 2005. *Hormones and Their Receptors in Fish Reproduction*. World Scientific Pub Co Inc. 308 pp.
- MESL, Marine Environmental Studies Laboratory. 1997. International Atomic Energy Agency. Inorganique Laboratory. Standard Operating Procedures. Monaco, 66 pp.
- Mieiro, CL., Bervoets, L., Joosen, S., Blust, R., Duarte, A.C., Pereira, M.E., Pacheco, M., 2011. Metallothioneins failed to reflect mercury external levels of exposure and bioaccumulation in marine fish - Considerations on tissue and species specific responses. *Chemosphere* 85, 114 -121.
- Miramand, P., Bentley, D., 1992. Concentration and distribution of heavy metals in tissues of two cephalopods, *Eledone cirrhosa* and *Sepia officinalis*, from the French coast of the English Channel. *Marine Biology* 114(3), 407-414.
- Mommsen, T.P., Walsh, P.J., 1988. Fish Physiology, Vitellogenesis and oocyte assembly. Academic Press. 347–406 pp.
- Montgomery, D., 2004. *Diseño y análisis de experimentos*. Segunda edición. Editorial Limusa Wiley. 686pp.
- Montorzi, M., Falchuk, K., Vallee, B., 1995. Vitellogenin and lipovitellin: zinc proteins of *Xenopus laevis* oocytes. *Biochemistry* 34, 10851-10858.
- Moody, J.R., Lindstrom, R.M., 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. National Bureau of Standards, Institute for Materials Research, Analytical Chemistry Division 49(14), 2264-2267.

- 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. 65 pp.
- Nauen, C.E., 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO Fisheries Circular 764: 102 pp.
- Newman, M.C., Unger, M.A., 2003. Fundamentals of Ecotoxicology. Second Edition. Lewis Publishers. 480 pp.
- Nordberg, G.F., 1998. Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo: Metales: Propiedades Químicas y Toxicidad. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales Subdirección General de Publicaciones 63: 75 pp.
- Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L.T., 2007. Handbook on the Toxicology of Metals. Third Edition. Academic Press-Elsevier. 1024 pp.
- NRC, National Research Council, Committee on Minerals and Toxic Substances in Diets and Water for Animals, Board on Agriculture and Natural Resources Division on Earth and Life Studies. 2005. Mineral Tolerance of Animals. Second Edition. The National Academies Press. 491 pp.
- NRDC, Natural Resources Defense Council. 2015. Protéjase a sí mismo y a su familia evite consumir pescado contaminado. <http://www.nrdc.org/health/effects/mercury/espanol/guide.asp>. Acceso Julio 2015.
- Ochi, T., Otsuka, F., Takahashi, K., Ohsawa, M., 1988. Glutathione and metallothioneins as cellular defense against cadmium toxicity in cultured Chinese hamster cells. *Chemico-Biological Interactions* 65(1), 1-14.
- Olmedo, P., Hernández, A.F., Pla, A., Femia, P., Navas-Acien, A., Gil, F., 2013. Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury–selenium balance. *Food and Chemical Toxicology* 62, 299–307.
- Olson, R.J., Watters, G.M., 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 22(3), 1-17.

- Olsson, P.E., Haux, C., Förlin, L., 1987. Variations in hepatic metallothionein, zinc and copper levels during an annual reproductive cycle in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Fish Physiology and Biochemistry* 3(1), 39-47.
- Olsson, P.E., Zafarullah, M., Foster, R., Hamor, T., Gedamu, L., 1990. Developmental regulation of metallothionein mRNA, zinc and copper levels in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *European Journal of Biochemistry* 193, 229-235.
- OMS, Organización Mundial de la Salud. 2003. Hojas de información sobre sustancias químicas. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_12.pdf. Acceso Octubre 2015.
- Ordiano-Flores, A., 2009. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, del Océano Pacífico Oriental. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Distrito Federal, México. 88pp.
- Overnell, J., Coombs, T.L., 1979. Purification and properties of plaice metallothionein, a cadmium-binding protein from the liver of the plaice (*Pleuronectes platessa*). *Biochemical Journal* 183(2), 277-283.
- 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(7), 806 - 815.
- Papagiannis, I., Kagalou, I., Leonardos, J., Petridis, D., Kalfakakou, V., 2004. Copper and zinc in four freshwater fish species from Lake Pamvotis (Greece). *Environment International* 30(3), 357-362.
- Park, J.D., Liu, Y., Klaassen, C.D., 2001. Protective effect of metallothionein against the toxicity of cadmium and other metals. *Toxicology* 163(2-3), 93-100.
- Phillips, G.R., Russo, R.C., 1978. Metal Bioaccumulation in Fishes and Aquatic Invertebrates: A Literature Review. Environmental Protection Agency, Office

- of Research and Development, Environmental Research Laboratory. 116 pp.
- Pipkin, B.W., Trent, D.D., Hazlett, R., Bierman, P., 2010. Geology and the Environment. Sixth Edition. Cengage Learning. 592 pp.
- 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. Bulletin of Marine Science 79(3), 827-838.
- PROFECO, Procuraduría Federal del Consumidor. 2006. Brújula de compra, pescados y mariscos en Cuaresma. http://www.profeco.gob.mx/encuesta/brujula/bruj_2006/pdf06/2006-03-13%20Pescados%20y%20mariscos%20en%20Cuaresma.pdf. Acceso Noviembre 2014.
- Raimundo, J., Vale, C., Rosa, R., 2014. Trace element concentrations in the top predator jumbo squid (*Dosidicus gigas*) from the Gulf of California. Ecotoxicology and Environmental Safety 102, 179-186.
- Ramírez-Pérez, J.S., Quiñonez-Velázquez, C., Abitia-Cárdenas, L.A., Melo-Barrera, F.N., 2011. Age and growth of sailfish *Istiophorus platypterus* (Shaw in Shaw and Nodder, 1792) from Mazatlan, Sinaloa, Mexico. Environmental Biology of Fisheries 92(2), 187-196.
- Redshaw, M.R., Follett, B.K., 1971. The crystalline yolk platelet proteins and their soluble plasma precursor in an amphibian. Biochemical Journal 124(4), 759-766.
- RETC, Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes. 2015. Consulta RETC Resumen 2004-2013. <http://app1.semarnat.gob.mx/retc/retc/index.php>. Acceso Octubre 2015.
- Robertson, R. y Allen, G., 1998. Software Peces costeros del pacifico oriental tropical. Vagabond Odyssey, programas para las ciencias.
- Roesijadi, G., 1992. Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. Aquatic Toxicology 22, 81-114.
- Rosas-Alayola, J., Hernández-Herrera, A., Galván-Magaña, F., Abitia-Cárdenas, L.A., Muhlia-Melo, A.F.. 2002. Diet composition of sailfish (*Istiophorus*

- platypterus*) from the southern Gulf of California, México. Fisheries Research 57(2), 185-195.
- Ruelas-Inzunza, J., Soto-Jiménez, M.F., Ruiz-Fernández, A.C., Ramos-Osuna, M., Mones-Saucedo, J., Páez-Osuna, F., 2014. ²¹⁰Po, Cd and Pb distribution and biomagnification in the yellowfin tuna *Thunnus albacares* and skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific. Marine Pollution Bulletin 87(1-2), 98-103.
- Rand, G.M., 1995. Fundamentals of Aquatic Toxicology. Second Edition. CRC Press Publishers. 1148 pp.
- Ruelas-Inzunza, J., Soto, L.A., Páez-Osuna, F., 2003. Heavy-metal accumulation in the hydrothermal vent clam *Vesicomya gigas* from Guaymas basin, Gulf of California. Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 50(6), 757-761.
- Ramírez-Pérez J., 2005. Edad, crecimiento y mortalidad del pez vela *Istiophorus platypterus* (Shaw y Nodder, 1791) de la costa sur de Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur, México. 50pp.
- Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., Flores-García, D., 2010. Essential (Cu) and nonessential (Cd and Pb) metals in ichthyofauna from the coasts of Sinaloa state (SE Gulf of California). Environmental Monitoring and Assessment 162(1-4), 251-263.
- Salas, H.J., Lobos, J.E., Leomax, J., Fernícola, N., 2001. Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) OPS/CEPIS/PUB/01.65.
- SEGOB, Secretaría de Gobernación. 2011. Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5177531&fecha=10/02/2011. Acceso Septiembre 2013.

- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2013. Bitácora Golfo de California. <http://www.semarnat.gob.mx/temas/ordenamientoecologico/bitacora/Paginas/Bit%C3%A1coraGolfodeCalifornia.aspx>. Acceso Septiembre 2013.
- Sen, D.P., 2005. *Advances in Fish Processing Technology*. Allied Publishers Private Limited. 848 pp.
- Snehalata, D., Sahu, B.K., 2001. Biochemical composition and calorific content of fishes and shellfishes from Rushikulya estuary, south Orissa coast of India. *Indian Journal of Fisheries* 48(3), 297-302.
- 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. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58(3), 810-818.
- Svobodová, Z., Dušek, L., Hejtmánek, M., Vykusová, B., Šmid, R., 1999. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlík and Kamýk water reservoirs in the Czech Republic. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 43(3), 231-240.
- Svobodova, Z., Lloyd, R., Máchová, J., Vykusová, B., 1993. *Water Quality and Fish Health*. EIFAC Technical Paper. Rome, FAO. 59pp.
- Szefer, P., 1991. Interphase and trophic relationships of metals in the southern Baltic. *Science of The Total Environment* 101(3), 201-215.
- Santiago S., 2007. *Contribución a la determinación de la fracción de metales traza ligados a las proteínas similares a las metalotioneínas en muestras de mejillón*. Primera edición. Universidad de Santiago de Compostela. 506 pp.
- Storelli, M.M., 2008. Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology* 46(8), 2782–2788.
- 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 Press. 407 pp.

- Torres, G.A., González, S., Peña, E., 2010. Descripción anatómica, histológica y ultraestructural de la branquia e hígado de Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *International Journal of Morphology* 28(3), 703-712.
- Torres-Orozco E., 1993. Análisis volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México. 80 pp.
- Torres-Rojas, Y.E., Hernández-Hernández, A., Galván-Magaña, F., Alatorre-Ramírez, V.G., 2010. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlan, Mexico. *Aquatic Ecology* 44(1), 301-308.
- Underwood, A.J., 1997. *Experiments in Ecology. Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. First edition. Cambridge University Press. 524pp.
- Viarengo, A., Burlando, B., Ceratto, N., Panfoli, I., 2000. Antioxidant role of metallothioneins: a comparative overview. *Cellular and Molecular Biology* 46(2), 407-17.
- Walker, C.H., Sibly, R.M., Hopkin, S.P., Peakall, D.B., 2012. *Principles of Ecotoxicology*. Fourth Edition. CRC Press Publisher. 386 pp.
- Wang, W.X., 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series* 243, 295–309.
- WHO, World Health Organization. 1995. *Basis analytical toxicology; Monographs - analytical and toxicological data*. http://www.who.int/ipcs/publications/training_poisons/basic_analytical_tox/en/index9.html. Acceso Octubre 2015.
- Wolff, G.A., 1984. Identification and estimation of size from the beaks of eighteen species of cephalopods from the Pacific Ocean. NOAA / National Marine Fisheries Service. Technical Report NMFS 17. 50 pp.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical analysis*. Fifth Edition. Pearson Prentice Hall Publisher. 944pp.

Anexo I

Tabla 15. Biometrías de *I. platypterus* capturados en el año 2011, 2012, 2013.

	Año 2011				Año 2012				Año 2013			
	Machos		Hembras		Machos		Hembras		Machos		Hembras	
	Peso (kg)	LMI (cm)	Peso (kg)	LMI (cm)	Peso (kg)	LMI (cm)	Peso (kg)	LMI (cm)	Peso (kg)	LMI (cm)	Peso (kg)	LMI (cm)
	20.8	178	23.4	184	22.7	189	19.8	228	19.1	170	20.5	167
	22.8	188	23.7	184	22.9	172	21.0	163	22.0	178	20.5	172
	23.1	189	24.2	191	23.1	186	22.6	180	22.3	202	20.7	183
	23.7	190	24.9	191	23.8	179	23.0	182	23.6	187	24.3	183
	24.7	184	25.8	194	24.3	181	23.8	189	26.7	183	24.8	191
	25.0	180	26.2	193	24.8	191	24.5	182	30.0	199	26.2	202
	25.3	194	26.3	189	27.0	190	24.6	177	31.8	201	26.7	189
	25.7	193	26.9	202	33.2	213	25.2	193	33.1	240	27.4	220
	26.0	181	28.8	185			25.3	200			28.7	213
	26.6	193	29.7	207			26.6	199			36.5	212
	29.4	210	30.5	209			29.5	192				
	30.2	198	31.8	203								
	33.3	209	32.2	199								
			33.5	206								
			35.4	205								
			36.4	211								
			37.4	196								
\bar{x}	25.9	191.3	29.2	197.0	25.2	187.6	24.2	189.5	26.1	195.0	25.6	193.2
SEM	0.9	2.8	1.1	2.2	1.2	4.3	0.8	5.0	2.0	7.6	1.5	5.7
Min	20.8	178	23.4	184	22.7	172	19.8	163	19.1	170	20.5	167
Max	33.3	210	37.4	211	33.2	213	29.5	228	33.1	240	36.5	220

\bar{x} =promedio; SEM= error estándar de la media; Min= mínimo; Max= máximo

Tabla 16. Espectro trófico general del pez vela (*I. platypterus*) procedente del sureste del Golfo de California.

Especie presa	N	% FA	% N	% P	IIR	% IIR
Cefalópodos						
Orden Teuthida						
Ommastrephidae						
<i>Dosidicus gigas</i>	84	45.28	4.73	17.21	993.48	13.08
Orden Octopoda						
Argonautidae						
<i>Argonauta spp.</i>	148	47.17	8.33	2.71	520.64	6.85
					Subtotal=	19.93
Peces						
Orden Beloniformes						
Hemiramphidae						
<i>Hemiramphus saltator</i>	5	7.55	0.28	1.84	16.04	0.21
Belonidae						
<i>Tilosurus crocodilus fodiator</i>	20	9.43	1.13	0.09	11.43	0.15
Exocoetidae	21	5.66	1.18	0.20	7.85	0.10
Orden Syngnathiformes						
Fistulariidae						
<i>Fistularia corneta</i>	548	26.42	30.84	12.25	1138.24	14.99
Orden Perciformes						
Priacanthidae						
<i>Pristigenys serrula</i>	2	1.89	0.11	0.20	0.59	0.01
Carangidae						
<i>Caranx spp.</i>	195	32.08	10.97	4.62	500.04	6.58
<i>Caranx caballus</i>	23	13.21	1.29	3.23	59.71	0.79
<i>Caranx vinctus</i>	10	1.89	0.56	0.26	1.56	0.02
<i>Selene brevoortii</i>	13	1.89	0.73	0.26	1.87	0.02
<i>Decapterus spp.</i>	10	1.89	0.56	0.91	2.78	0.04
Coryphaenidae						
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	1.89	0.06	19.77	37.41	0.49
Scombridae	87	24.53	4.90	8.61	331.16	4.36
<i>Auxis spp.</i>	16	3.77	0.90	2.07	11.21	0.15
<i>Scomber japonicus</i>	31	16.98	1.74	4.87	112.35	1.48
Orden Tetraodontiformes						
Balistidae						
<i>Balistes polylepis</i>	524	79.25	29.49	18.93	3837.07	50.52
Tetraodontidae						
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	2	3.77	0.11	0.07	0.69	0.01

Continuación Tabla 16

Especie presa	N	% FA	% N	% P	IIR	% IIR
<i>Sphoeroides spp.</i>	4	1.89	0.23	0.09	0.59	0.01
Monacanthidae	3	1.89	0.17	0.01	0.34	0.00
Orden Mugiliformes						
Mugilidae						
<i>Mugil cephalus</i>	2	3.77	0.11	1.26	5.17	0.07
Orden Clupeiformes						
Clupeidae	26	1.89	1.46	0.05	2.86	0.04
Restos de peces	2	3.77	0.11	0.49	2.27	0.03
					Subtotal=	80.07
					Total=	100.00

Tabla 17. Espectro trófico del pez vela (*I. platypterus*) para los tres años de estudio (noviembre 2011, noviembre 2012 y noviembre 2013) procedente del Sureste del Golfo de California.

Especie presa	N	% FA	% N	% P	IIR	% IIR
Año 2011						
Cefalópodos						
Orden Teuthida						
Ommastrephidae						
<i>Dosidicus gigas</i>	40	52.00	7.89	19.26	1411.74	19.56
Orden Octopoda						
Argonautidae						
<i>Argonauta spp.</i>	42	44.00	8.28	1.96	450.75	6.24
					Subtotal=	25.80
Peces						
Orden Beloniformes						
Hemiramphidae						
<i>Hemiramphus saltator</i>	1	4.00	0.20	0.57	3.08	0.04
Orden Syngnathiformes						
Fistulariidae						
<i>Fistularia corneta</i>	35	4.00	6.90	0.41	29.25	0.41
Orden Perciformes						
Priacanthidae						
<i>Pristigenys serrula</i>	2	4.00	0.39	0.36	3.00	0.04
Carangidae						
<i>Caranx spp.</i>	179	44.00	35.31	7.03	1862.63	25.80
<i>Caranx caballus</i>	9	4.00	1.78	1.43	12.84	0.18
<i>Decapterus spp.</i>	10	4.00	1.97	1.63	14.40	0.20
Coryphaenidae						
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	4.00	0.20	35.39	142.34	1.97
Scombridae						
<i>Auxis spp.</i>	14	4.00	2.76	3.04	23.22	0.32
<i>Scomber japonicus</i>	14	16.00	2.76	5.99	139.96	1.94
Orden Tetraodontiformes						
Balistidae						
<i>Balistes polylepis</i>	81	80.00	15.98	7.65	1890.25	26.19
					Subtotal=	74.20
					Total =	100.00
Año 2012						
Cefalópodos						
Orden Teuthida						

Especie presa	N	%FA	%N	%P	IIR	%IIR
Ommastrephidae						
<i>Dosidicus gigas</i>	2	6.25	0.19	0.08	1.67	0.01
Orden Octopoda						
Argonautidae						
<i>Argonauta spp.</i>	98	62.50	9.23	4.74	872.92	5.54
					Subtotal=	5.55
Peces						
Orden Beloniformes						
Hemiramphidae						
<i>Hemiramphus saltator</i>	3	12.50	0.28	3.91	52.36	0.33
Belonidae						
<i>Tilosurus crocodilus fodiator</i>	1	6.25	0.09	0.04	0.86	0.01
Orden Syngnathiformes						
Fistulariidae						
<i>Fistularia corneta</i>	513	81.25	48.31	35.83	6836.10	43.39
Orden Perciformes						
Carangidae						
<i>Caranx spp.</i>	15	31.25	1.41	2.04	108.00	0.69
<i>Caranx caballus</i>	14	37.50	1.32	7.23	320.42	2.03
Orden Mugiliformes						
Mugilidae						
<i>Mugil cephalus</i>	1	6.25	0.09	3.48	22.33	0.14
Orden Tetraodontiformes						
Balistidae						
<i>Balistes polylepis</i>	411	93.75	38.70	41.64	7531.76	47.81
Tetraodontidae						
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	2	12.50	0.19	0.21	5.02	0.03
Restos de peces	1	6.25	0.09	0.58	4.20	0.03
					Subtotal=	94.45
					Total =	100
AÑO 2013						
Cefalópodos						
Orden Teuthida						
Ommastrephidae						
<i>Dosidicus gigas</i>	42	83.33	20.10	60.34	6703.02	66.01
Orden Octopoda						
Argonautidae						
<i>Argonauta spp.</i>	8	33.33	3.83	0.22	134.98	1.33

Especie presa	N	%FA	%N	%P	IIR	%IIR
					Subtotal=	67.34
Peces						
Orden Beloniformes						
Hemiramphidae						
<i>Hemiramphus saltator</i>	1	8.33	0.48	2.01	20.72	0.20
Belonidae						
<i>Tilosurus crocodilus fodiator</i>	19	33.33	9.09	0.68	325.61	3.21
Exocoetidae	21	25.00	10.05	1.92	299.28	2.95
Orden Perciformes						
Carangidae						
<i>Caranx spp.</i>	1	8.33	0.48	0.04	4.30	0.04
<i>Caranx vinctus</i>	10	8.33	4.78	2.46	60.41	0.59
<i>Selene brevoortii</i>	13	8.33	6.22	2.42	72.01	0.71
Scombridae	8	25.00	3.83	0.60	110.74	1.09
<i>Scomber Japonicus</i>	17	41.67	8.13	14.34	936.62	9.22
<i>Auxis spp.</i>	2	8.33	0.96	3.46	36.83	0.36
Orden Mugiliformes						
Mugilidae						
<i>Mugil cephalus</i>	1	8.33	0.48	0.86	11.13	0.11
Orden Tetraodontiformes						
Balistidae						
<i>Balistes polylepis</i>	32	58.33	15.31	6.44	1268.58	12.49
Monacanthidae	3	8.33	1.44	0.10	12.81	0.13
Tetraodontidae						
<i>Sphoeroides spp.</i>	4	8.33	1.91	0.85	23.01	0.23
Orden Clupeiformes						
Clupeidae	26	8.33	12.44	0.49	107.78	1.06
Restos de peces	1	8.33	0.48	2.76	27.00	0.27
					Subtotal=	32.66
					Total =	100.0

Tabla 18. Espectro trófico por sexo del pez vela (*I. platypterus*) procedente del Sureste del Golfo de California.

Especie presa	N	% FA	% N	% P	IIR	% IIR
Machos						
Cefalópodos						
Orden Teuthida						
OMMASTREPHIDAE						
<i>Dosidicus gigas</i>	39	38.10	4.93	21.24	996.87	11.44
Orden Octopoda						
ARGONAUTIDAE						
<i>Argonauta</i> spp.	74	52.38	9.36	4.23	711.53	8.17
					Subtotal=	19.61
Peces						
Orden Beloniformes						
HEMIRAMPHIDAE						
<i>Hemiramphus saltator</i>	4	19.05	0.51	6.18	127.35	1.46
BELONIDAE						
<i>Tylosurus crocodilus fodiator</i>	17	19.05	2.15	0.16	44.07	0.51
EXOCOETIDAE	10	4.76	1.26	0.70	9.35	0.11
Orden Syngnathiformes						
FISTULARIIDAE						
<i>Fistularia corneta</i>	213	19.05	26.93	11.98	741.15	8.51
Orden Perciformes						
CARANGIDAE						
<i>Caranx</i> spp.	129	52.38	16.31	10.01	1378.38	15.82
<i>Caranx caballus</i>	6	4.76	0.76	2.26	14.36	0.16
<i>Caranx vinctus</i>	10	4.76	1.26	0.96	10.61	0.12
<i>Selene brevoortii</i>	13	4.76	1.64	0.95	12.34	0.14
SCOMBRIDAE	29	19.05	3.67	5.25	169.80	1.95
<i>Scomber japonicus</i>	10	4.76	1.26	3.80	24.10	0.28
Orden Tetraodontiformes						
BALISTIDAE						
<i>Balistes polylepis</i>	229	80.95	28.95	25.70	4424.34	50.80
TETRAODONTIDAE						
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	1	4.76	0.13	0.17	1.40	0.02
Orden Mugiliformes						
MUGILIDAE						
<i>Mugil cephalus</i>	1	4.76	0.13	4.29	21.04	0.24
Orden Clupeiformes						

Especie presa	N	% FA	% N	% P	IIR	% IIR
TETRAODONTIDAE						
<i>Sphoeroides</i> spp.	4	4.76	0.51	0.33	3.99	0.05
Restos de peces	2	9.52	0.25	1.79	19.50	0.22
					Subtotal=	80.39
					Total=	100.00
Hembras						
Cefalópodos						
Orden Teuthida						
OMMASTREPHIDAE						
<i>Dosidicus gigas</i>	45	50.00	4.56	15.71	1013.63	13.78
Orden Octopoda						
ARGONAUTIDAE						
<i>Argonauta</i> spp.	74	43.75	7.51	2.14	422.03	5.74
					Subtotal=	19.52
Peces						
Orden Beloniformes						
HEMIRAMPHIDAE						
<i>Hemiramphus saltator</i>	1	3.13	0.10	0.22	1.02	0.01
BELONIDAE						
<i>Tylosurus crocodilus fodiator</i>	3	3.13	0.30	0.06	1.13	0.02
EXOCOETIDAE						
	11	6.25	1.12	0.02	7.10	0.10
Orden Syngnathiformes						
FISTULARIIDAE						
<i>Fistularia corneta</i>	335	31.25	33.98	12.35	1447.76	19.69
Orden Perciformes						
PRIACANTHIDAE						
<i>Pristigenys serrula</i>	2	3.13	0.20	0.27	1.49	0.02
CARANGIDAE						
<i>Caranx</i> spp.	66	18.75	6.69	2.60	174.30	2.37
<i>Caranx caballus</i>	17	18.75	1.72	3.59	99.62	1.35
<i>Decapterus</i> spp.	10	3.13	1.01	1.25	7.07	0.10
CORYPHAENIDAE						
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	3.13	0.10	27.16	85.18	1.16
SCOMBRIDAE						
<i>Auxis</i> spp.	16	6.25	1.62	2.84	27.91	0.38
<i>Scomber japonicus</i>	21	18.75	2.13	5.27	138.81	1.89
Orden Tetraodontiformes						

Continuación Tabla 18

Especie presa	N	% FA	% N	% P	IIR	% IIR
BALISTIDAE						
<i>Balistes polylepis</i>	295	75.00	29.92	16.40	3474.14	47.24
TETRAODONTIDAE						
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	1	3.13	0.10	0.04	0.43	0.01
MONACANTHIDAE	3	3.13	0.30	0.01	1.00	0.014
Orden Mugiliformes						
MUGILIDAE						
<i>Mugil cephalus</i>	1	3.13	0.10	0.13	0.71	0.01
Orden Clupeiformes						
CLUPEIDAE	26	3.13	2.64	0.07	8.47	0.12
					Subtotal=	80.48
					Total=	100.00

Tabla 19. Factor de biomagnificación promedio de Cd, Pb, Cu y Zn por estómago del pez vela (*I. platypterus*) capturado en el Sureste del Golfo de California, usando la fórmula de Gray (2002).

Pez No.	Año	FB_G Cd	FB_G Pb	FB_G Cu	FB_G Zn
1	2011	0.85	6.42	1.01	2.06
2	2011	0.19	1.66	0.16	0.29
3	2011	1.10	9.13	1.48	3.09
4	2011	0.01	1.87	0.05	0.69
5	2011	0.30	1.51	0.26	0.59
6	2011	1.06	13.7	1.40	4.03
7	2011	0.13	1.26	0.24	0.25
8	2011	0.49	4.32	0.63	0.94
9	2011	0.70	11.4	1.83	3.70
10	2011	0.23	1.76	0.32	0.55
11	2011	0.09	1.31	0.32	0.33
12	2011	0.07	1.03	0.20	0.40
13	2011	0.03	2.15	0.29	0.72
14	2011	0.74	17.5	2.87	3.67
15	2011	0.16	7.07	0.62	1.98
16	2011	0.30	6.34	1.31	2.08
17	2011	0.07	1.78	0.30	0.37
18	2011	0.06	2.04	0.27	0.37
19	2011	0.18	2.37	0.18	0.73
20	2011	0.13	2.04	0.21	0.61
21	2011	0.12	1.57	0.23	0.78
22	2011	0.44	14.5	0.92	3.77
23	2011	0.01	0.56	0.13	0.24
24	2011	0.10	1.63	0.20	0.56
25	2011	0.29	2.04	0.30	1.01
26	2012	0.10	1.08	0.27	0.30
27	2012	0.20	1.54	0.35	0.35
28	2012	0.12	1.19	0.37	0.30
29	2012	0.07	1.39	0.39	0.18
30	2012	0.11	1.75	0.50	0.40
31	2012	0.07	1.92	0.55	0.39
32	2012	0.57	10.5	2.78	0.96
33	2012	0.20	2.30	0.70	0.31
34	2012	0.34	1.64	0.55	0.25
35	2012	0.08	1.00	0.47	0.20
36	2012	0.10	8.02	1.16	1.05
37	2012	0.02	0.88	0.30	0.14

Continuación Tabla 19

Pez No.	Año	FB_G Cd	FB_G Pb	FB_G Cu	FB_G Zn
38	2012	0.40	1.13	0.50	0.39
39	2012	0.13	2.30	0.27	0.34
40	2012	0.54	0.99	0.57	0.31
41	2012	0.16	1.85	0.25	0.95
42	2013	0.25	0.25	0.51	0.34
43	2013	0.10	0.70	0.15	0.29
44	2013	1.03	0.34	0.96	0.46
45	2013	1.21	1.52	0.39	0.45
46	2013	1.60	1.26	0.40	0.60
47	2013	0.15	1.41	0.17	0.37
48	2013	0.30	1.19	0.33	0.33
49	2013	0.59	1.57	0.19	0.47
50	2013	0.31	1.20	0.25	0.61
51	2013	0.24	2.64	0.14	1.14
52	2013	1.08	1.14	0.49	0.44
53	2013	0.72	1.47	0.43	0.29
\bar{x}		0.35	3.23	0.57	0.88
SEM		0.01	0.07	0.01	0.02
Min		0.01	0.25	0.05	0.14
Max		1.60	17.5	2.87	4.03

\bar{x} =promedio; SEM= error estándar de la media; Min= mínimo; Max= máximo