



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
(BIOLOGÍA MARINA)

**“BIOACUMULACIÓN DE PLOMO EN TEJIDO MUSCULAR Y HEPÁTICO DE
PECES ESTUARINOS DEL SUR DE SINALOA, MÉXICO”**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

BIOL. MAR. BRIGITTE DIMELSA GIL MANRIQUE

DIRECTOR DE TESIS

Dr. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

COMITÉ TUTOR:

Dra. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ

INSTITUTO DE GEOFÍSICA

Dr. FEDERICO PÁEZ OSUNA

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

Dr. MARTÍN GABRIEL FRÍAS ESPERICUETA

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

Dr. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, D. F. JULIO DE 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**Posgrado en Ciencias Del Mar Y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México
Unidad Académica Mazatlán**

**BIOACUMULACIÓN DE PLOMO EN TEJIDO MUSCULAR Y
HEPÁTICO DE PECES ESTUARINOS DEL SUR DE SINALOA,
MÉXICO**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de

MAESTRA EN CIENCIAS
(Biología Marina)

Presenta

Biol. Mar. Brigitte Dimelsa Gil Manrique

Director de Tesis: Dr. Felipe Amezcua Martínez

Comité Tutorial: Dra. María Aurora Armienta Hernández
Dr. Federico Páez Osuna
Dr. Martín Frías Espericueta
Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

México, D.F., julio de 2015

El presente trabajo se realizó en el laboratorio de Ictiología y Pesquerías, en el laboratorio de Geoquímica Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán de la Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM- y el laboratorio de Metales del Instituto tecnológico de Mazatlán; bajo la dirección del Dr. Felipe Amezcua Martínez, con el apoyo financiero de Becas para posgrados del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología – CONACYT- y del Proyecto PAPIIT - UNAM IN208911-3 “Importancia de los sistemas de manglar y costeros en el ciclo de la vida de peces: transferencia y rutas de energía, estructura de comunidades, distribución espacial y trama trófica, y bioacumulación de metales no esenciales”

Se permite todo tipo de citas (excepto la transcripción íntegra de párrafos) siempre y cuando se otorgue el crédito correspondiente. Se permite la copia total o parcial de este documento a través de fotocopiado o del documento electrónico PDF, siempre y cuando se cubra el importe solicitado por la institución que tenga en su acervo este documento

Atentamente

Bio. Mar. Brigitte Dimelsa Gil Manrique

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México- UNAM, al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología y a el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Mazatlán, a todo el personal que labora en dichas instituciones por el apoyo brindado durante mis estudios, facilitando los procesos administrativos y logísticos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT y a la Dirección General de Posgrado, por los apoyos económicos brindados durante mis estudios de maestría.

Al Dr. Felipe Amezcua Martínez, por permitirme trabajar en su laboratorio y el apoyo logístico y económico para finalizar con éxito este trabajo.

A mi comité Tutoral Dra. María Aurora Armienta, Dr Federico Páez Osuna, Dr. Martín Frías Espericueta y Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, por todas las sugerencias y consejos para finalizar el presente trabajo.

A mis maestros de mis materias básicas y complementarias, por sus grandes enseñanzas y su paciencia.

A todo el personal del laboratorio de Metales Pesados del Instituto Tecnológico de Mazatlán- ITMAZ, bajo la dirección el Dr. Jorge Ricardo Ruelas y por el apoyo técnico de la MSc. Karla Sánchez, por permitirme el uso de las instalaciones, por las enseñanzas recibidas y la confianza brindada durante la digestión de las muestras.

Al Dr. Federico Páez Osuna, por permitirme el uso de los equipos del laboratorio de Geoquímica y por su tiempo y sugerencias necesarias para finalizar mi tesis, al químico Humberto Bojórquez Leyva, por sus enseñanzas desde el uso del equipo, el fundamento de la técnica y el apoyo en las lecturas de las muestras en el laboratorio, A la M. en C. Magda Bergés Tiznado, por sus excelentes sugerencias y su gran ayuda con los análisis.

Al Dr. Martín Soto y Dr. Carlos Green, por su apoyo logístico del uso de equipos de sus laboratorios y por su tiempo y sugerencias cuando estaba confundida con los análisis.

A la C. Margarita Cordero, por su amabilidad y apoyo en los diferentes aspectos relacionados con trámites del posgrado. Agradezco a la Dra. Gloria Vilaclara, MSc

Diana Juárez, Lic. Chantal Ruiz, Lic. Guadalupe Godoy y la Lic. Gabriela Almaraz por todo su apoyo desde la sede de posgrado ubicada en México, D.F.

A mis compañeros y amigos del laboratorio y materias: Misha Hernández, Victor Muro, Diego Partida, Omar Nateras, José Yacomelo, Jana Rajnohova, Nahyeali, Pablo Meza, Francisco Vázquez, Carlos, Alejandra, Lawren, Jordi, Ramón Laura, Marcela, Marcela, Itzel, José Luis, Eric, Adanary, Daniela, Perla, Daniela, Paloma, Juan Pablo, Dalia, Cristian, Oscar, Helenita y Joel (q.e.p.d) gracias por cada una de las experiencias, todo ha sido una gran aventura.

A mis compatriotas Yaco, Nancy, Luz Adriana, Carolina, Eduardo y Katerine por recordarme siempre mi casa estando lejos.

A mis amigos que me apoyan siempre desde Colombia, que a pesar de la distancia y el tiempo siempre encontramos el espacio para reencontrarnos y a Fernando por sus correcciones y amistad.

A toda mi familia por ser mi apoyo siempre, sin importar los problemas y conflictos, los cuales siempre los resolvemos juntos.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Especies analizadas.....	3
2. ANTECEDENTES	8
2.1. Bioacumulación	8
2.2. Plomo	14
2.3. Plomo en peces	18
2.4. Límites permisibles de plomo	29
3. JUSTIFICACIÓN ACADÉMICA	30
4. OBJETIVOS	32
4.1. General	32
4.2. Específicos	32
5. ÁREA DE ESTUDIO.....	33
5.1. Estero de Urías	35
5.2. Huizache-Caimanero.....	38
5.3. Teacapán-Agua brava.....	41
6. MATERIALES Y MÉTODOS	45
6.1. Fase de Campo.....	45
6.2. Fase de Laboratorio	48
6.2.1. Preparación material.....	48
6.2.2. Identificación y medición.....	48
6.2.3. Liofilización y digestión	48
6.2.4. Determinación de plomo	49
6.3. Análisis de Datos	50
6.3.1. Estructura de tallas	50
6.3.2. Concentraciones de plomo	52

6.3.3.	Estadística descriptiva	52
6.3.4.	Análisis multivariados	52
6.3.5.	Análisis mínimos cuadrados y T student	54
6.3.6.	Análisis de correlación.....	55
7.	RESULTADOS.....	56
7.1.	Parámetros físicos.....	56
7.2.	Estadística descriptiva.....	57
7.3.	Concentración de plomo	59
7.3.1.	Humedad.....	59
7.3.2.	Plomo total en músculo e hígado.....	59
7.4.	Análisis multivariados.....	65
7.5.	Análisis de concentración de plomo por especie	69
7.6.	Patrones de bioacumulación	72
7.7.	Comparación de los niveles de plomo con los de la Normatividad Mexicana, FAO-OMS y Unión Europea	76
8.	DISCUSIÓN	78
8.1.	Variables físico-químicas	78
8.2.	Concentraciones del plomo.....	81
8.3.	Comparación de concentración de plomo total	86
8.4.	Patrones de bioacumulación	88
8.1.	Comparación de los niveles de plomo en la parte comestible (músculo) con la Normatividad	90
9.	CONCLUSIONES	92
10.	REFERENCIAS.....	95
	ANEXOS	117

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Rutas de captación (línea continua) y eliminación (línea punteada) de contaminantes en organismos (Tomado y modificado de Mackay y Frasier, 2000).	12
Figura 2. Variaciones de las especies químicas del plomo a. en función de la salinidad y el pH (Turner <i>et al.</i> , 1981. En: Kester, 1986) b. en función del pH en agua marina (Zirino y Yamamoto, 1972).	18
Figura 3. Modelo del ingreso de metales pesados a través de las branquias (PVC: membrana celular; MRC: células ricas en mitocondrias). Tomado de Wood (2012).	18
Figura 4. Estero de Urías. Tomado y modificado del mapa topográfico escala 1:50,000 (INEGI, 2014a).	37
Figura 5. Sistema Huizache-Caimanero. Tomado y modificado del mapa topográfico escala 1:50,000 (INEGI, 2014b).	40
Figura 6. Sistema Teacapán-Agua brava. Tomado y modificado del mapa topográfico escala 1:50.000 (INEGI, 2014c).	43
Figura 7. Individuos recolectados en los sistemas de Urías, Teacapán-Agua brava y Huizache-Caimanero a) Total, b).por épocas (Lluvias y Secas).	46
Figura 8. Número de individuos por especie, lugar (Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava, Urías), época (Lluvias, Secas) y nivel trófico (representado por los números 2, 3, 4).	47
Figura 9. Espectrofotómetro de absorción atómica, con horno de grafito (Varian EspectrAA 220.	49
Figura 10. Estructuras de tallas unificadas a partir del análisis multimodal en donde se definen los individuos por categorías. (P = pequeño, M = mediano, G = grande).	51
Figura 11. Parámetros físicos promedios de los periodos de lluvias (LI, ícono negro) y secas (Se, ícono blanco) para Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava. a. Temperatura, b. Salinidad, c. Oxígeno y d. pH.	57

Figura 12. Concentración de plomo total (peso seco) en a. músculo y b. hígado por especie para los sistemas Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava y Urías en los periodos de Lluvias y Secas.	62
Figura 13. Concentraciones de plomo total normalizadas (log10), para las doce especies estudiadas,.....	63
Figura 14. Comparación de concentraciones de plomo total (peso seco) entre tejido muscular (Mus) y hepático (Hig) por especie.....	64
Figura 15. Gráficos de conglomerados de las concentraciones de plomo (peso seco) generados a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis; a. Época - Tejido; b. Tejido - Tamaños; c. Lugar - Época. (Hui: Huizache, Tea: Teacapán-Agua brava, Uri: Urías; Ll: lluvias; Se: secas; Peq: pequeño, Med: mediano, Gra: grande).....	66
Figura 16. Gráfico de conglomerados de los promedios de las concentraciones de plomo en peso seco generados a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis por: a. Nivel trófico y permanencia en estuario; b. Permanencia con hábitos alimenticios; c. Nivel trófico con hábitos alimenticios. (M: migratorio, I intermitente; R: residente; Pla: planctívoro-herbívoro; Car: carnívoro, Omn: omnívoro).....	67
Figura 17. Ordenamiento nMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) para los niveles de plomo total en: a. Lugares (Huizache, Teacapán-Agua brava, Urías); b. Épocas (Lluvias, Secas); c. Tejidos (músculo, hígado); d. Tamaños (pequeño, mediano, grande) e. Nivel trófico; f. Permanencia en estuario (I: intermedio, M: migratorio. R: residente), g. Hábitos alimenticios (Pla: planctívoros-herbívoros, Car: carnívoro, Omn: omnívoro).....	68
Figura 18. Patrones de bioacumulación de la concentración de plomo total ($\mu\text{g/g}$) con relación a la longitud total y al peso total en las especies analizadas de nivel trófico 2.	73
Figura 19. Patrones de bioacumulación de la concentración de plomo total ($\mu\text{g/g}$) con relación a la longitud total y al peso total en las especies analizadas de nivel trófico 3	74

Figura 20. Patrones de bioacumulación de la concentración de plomo total ($\mu\text{g/g}$) con relación a la longitud total y al peso total en las especies analizadas de nivel trófico 4	75
Figura 21. Concentraciones medias de plomo total ($\mu\text{g/g}$ peso húmedo) para músculo en los peces recolectados en Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava y Urías (línea punteada: límite máximo permisible de la OMS y Unión Europea; línea continua: límite máximo Norma Mexicana).	76
Figura 22. Concentraciones de plomo total en $\mu\text{g/g}$ (pesos húmedo) para diferentes especies y lugares del mundo, donde se destacan, verde: especies que presentaron niveles por debajo de la norma mexicana; Amarillo: especies que alcanzaron a sobrepasar la norma mexicana pero no llegaron a duplicarla; Rojo: especies que sobrepasaron más de dos veces la norma mexicana. (Línea Continua: norma mexicana: $1.0 \mu\text{g/g}$; línea punteada Norma OMS-FAO y Unión Europea: $0.3 \mu\text{g/g}$).....	77

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Especies de importancia comercial del sur de Sinaloa, donde se especifica nivel trófico y características generales.....	5
Tabla 2. Conceptos de bioconcentración, biotransferencia, bioacumulación, biomagnificación y biorreducción.	9
Tabla 3. Diferentes modelos utilizados para describir el proceso de bioacumulación de contaminantes en organismos acuáticos.....	11
Tabla 4. Concentración de plomo total ($\mu\text{g/g}$) en diferentes trabajos en peces estuarinos (*peso húmedo; ** peso Seco).....	27
Tabla 5. Niveles máximos permisibles de plomo en peso húmedo para peces y productos pesqueros.....	29
Tabla 6. Características de los sistemas Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava.....	44
Tabla 7. Valores estadísticos obtenidos de la longitud total (cm) y peso total (g) para las especies seleccionadas (Hui-C: Huizache-Caimanero; Tea: Teacapán-Agua brava, Uri: Urías).....	58
Tabla 8. Porcentajes de humedad para músculo e hígado por especie en los sistemas Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava.....	59
Tabla 9. Prueba de ANOSIM para la concentración de plomo total (peso seco) en todas las especies analizadas con relación a los factores: tejido, lugar, época y tamaños. R: rango de similitud (-1 a 1) y el nivel de significancia (%).....	69
Tabla 10. Análisis de t-student para las concentraciones de plomo total (peso seco) en músculo e hígado por mínimos cuadrados, se resaltan en rojo los valores que presentaron diferencias significativas ($t < 0.05$). (R^2 : coeficiente de correlación, Lt: longitud total, Pt: peso total).....	71
Tabla 11. Resultados obtenidos a partir de las regresiones lineales entre las concentraciones de plomo total (peso seco) con la longitud total (Lt) y el peso total (Pt) para cada especie.	72

RESUMEN

Se determinaron las concentraciones de plomo total en tejido muscular y hepático en doce especies de peces demersales con importancia económica, en los sistemas estuarinos de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava (Sinaloa). Las muestras fueron analizadas con espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito EEA-FG con el objetivo de evaluar la bioacumulación de plomo en peces, en sistemas con diferentes grados de intervención antropogénica bajo la hipótesis de las concentraciones del plomo está relacionado al impacto antropogénico del sistema (Urías>Huizache-Caimanero>Teacapán-Agua brava).

Los tres sistemas presentaron los siguientes valores de parámetros fisicoquímicos: la temperatura promedio fue de 25°C y con poca variación entre los sistemas, el oxígeno disuelto tuvo fluctuaciones en Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava de 1 a 8 mg/L mientras que Urías de 1 a 6 mg/L y la salinidad presentó variaciones considerables entre los 3 sistemas, en Huizache-Caimanero fue de 5-15‰; Teacapán-Agua brava 25-30‰ y Urías 30 a 35‰.

Las concentraciones promedio de plomo ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en el músculo en época de lluvias fueron: Urías 0.33 ± 0.29 $\mu\text{g/g}$, Huizache- Caimanero 0.29 ± 0.26 $\mu\text{g/g}$ y Teacapán-Agua brava 0.21 ± 0.14 $\mu\text{g/g}$; para la época seca: Urías 0.11 ± 0.07 $\mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero 0.20 ± 0.14 $\mu\text{g/g}$ y Teacapán-Agua brava 0.21 ± 0.11 $\mu\text{g/g}$.

En hígado fueron: en lluvias Urías 0.73 ± 0.56 $\mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero 0.87 ± 0.57 $\mu\text{g/g}$ y Teacapán-Agua brava con 0.78 ± 0.84 $\mu\text{g/g}$; en época seca: Urías 0.43 ± 0.53 $\mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero 0.65 ± 0.67 $\mu\text{g/g}$ y Teacapán-Agua brava 0.53 ± 0.40 $\mu\text{g/g}$.

Se encontraron tres tipos de variación en la secuencia de concentración del plomo total: hígado>músculo en las especies *Chanos chanos*, *Mugil curema*, *Mugil cephalus*, *Diapterus. peruvianus*, *Pomadasys macracanthus*, *Eugerres axillaris*, *Cathorops fuerthii*, *Sciades seemanii* y *Elops affinis*, hígado=músculo en *Centropomus robalito* y *Caranx caninus* e hígado<músculo en *Cynoscion xanthulus*.

Las concentraciones de plomo encontradas tanto en músculo como en hígado en este trabajo fueron similares a sistemas moderadamente contaminados, pero menores a los reportados en estudios anteriores realizados en Sinaloa, esta disminución puede deberse al no uso de gasolina con plomo. El plomo presente en los ecosistemas se ha ido depositando en los sedimentos, siendo menos biodisponible.

Se compararon las concentraciones de plomo total con diferentes factores, encontrando diferencias por tejido, sistema, tamaño; los que no mostraron diferencias fueron: época, permanencia en el estuario, hábitos alimenticios, y nivel trófico.

Las especies: *C. chanos*, *M. curema*, *M. cephalus*, *D. peruvianus*, *P. macracanthus*, *E. axillaris*, *C. robalito*, *C. xanthulus*, *E. affinis*, no mostraron correlación significativa, con la longitud total, ni con el peso total. Las especies: *C. caninus* y *S. seemanii* al incrementar la longitud total, disminuyó la concentración del plomo; con el incremento del peso total, las especies *C. caninus* y *C. fuerthii* mostraron la misma tendencia de disminución, indicando la poca efectividad de acumulación del plomo, esto puede darse por dilución por crecimiento, pérdida reproductiva y la ineficiente biotransferencia del plomo por la red trófica.

Ninguno de los peces analizados mostró valores de concentración de plomo en el músculo por encima del límite definido por la norma mexicana (1.0 µg/g peso húmedo), Únicamente cuatro individuos sobrepasaron la norma de la OMS-FAO y Unión Europea (0.3 µg/g peso húmedo) que corresponden al 0.8% del total de individuos analizados. Estas fueron *D. peruvianus* (0.72 µg/g) en Urías; *C. xanthulus* (0.48 µg/g) y *M. curema* (0.36 µg/g) en Huizache-Caimanero y *P. macracanthus* (0.34 µg/g) en Teacapán-Agua brava. El consumo de las especies estudiadas parece no ser riesgoso para la salud humana; pero es recomendable seguir disminuyendo el plomo en los ecosistemas estuarinos.

ABSTRACT

Total lead concentrations in muscle and liver tissue were determined in twelve species of demersal fish with economic importance, in the estuarine systems of Urías, Huizache- Caimanero and Teacapán-Agua Brava (Sinaloa). The samples were analyzed using atomic absorption spectrophotometry with a graphite furnace EEA-FG with the aim of evaluating the bioaccumulation of lead in fishes, in systems with different degrees of anthropogenic intervention the working hypothesis would lead concentrations it is related to the anthropogenic impact of the system (Urías> Huizache- Caimanero> Teacapán-Agua Brava).

All three systems showed similar temperature values (25°C on average), the dissolved oxygen fluctuated from Huizache-Caimanero and Teacapán-Agua Brava from 1 to 8 mg/L, while Urías from 1 to 6 mg/L and the salinity showed strong variations in every system: Huizache-Caimanero varied 5-15‰; Teacapán-Agua Brava 25-30‰ and Urías 30 - 35‰.

The average concentrations of lead ($\mu\text{g/g}$ dry weight) in the muscle during the rainy season were: Urías 0.33 ± 0.29 $\mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero 0.29 ± 0.26 $\mu\text{g/g}$, Teacapán-Agua Brava 0.21 ± 0.14 $\mu\text{g/g}$; for the dry season the values were Urías 0.11 ± 0.07 $\mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero 0.20 ± 0.14 $\mu\text{g/g}$ and Teacapán-Agua Brava 0.21 ± 0.11 $\mu\text{g/g}$.

In liver tissue the values were: Urías 0.73 ± 0.56 $\mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero 0.87 ± 0.57 $\mu\text{g/g}$ and Teacapán-Agua Brava with 0.78 ± 0.84 $\mu\text{g/g}$ for the rainy season. In the dry season the values were Urías 0.43 ± 0.53 $\mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero 0.65 ± 0.67 $\mu\text{g/g}$ and Teacapán-Agua Brava 0.53 ± 0.40 $\mu\text{g/g}$.

Three types of variation in the sequence of the total lead concentrations were found: liver>muscle in the species *Chanos chanos*, *Mugil curema*, *Mugil cephalus*, *Diapterus peruvianus*, *Pomadasys macracanthus*, *Eugerres axillaris*, *Cathorops fuerthii*, *Sciades seemanii* and *Elops affinis*. Liver = muscle in *Centropomus. robalito* and *Caranx caninus*, and liver<muscle in *Cynoscion xanthulus*.

Lead concentrations in muscle and liver found in this study are similar to those found in moderately contaminated systems; however the values reported here are lower than those reported in previous studies in the same systems. The reason for lower concentrations could be related to the use of unleaded gasoline in recent times. At present the lead has been deposited in the sediments, being less bioavailable.

Total lead concentrations were related to different biotic and abiotic factors, and it was determined that the concentrations showed significant differences related to the estuarine system and the size and weight of fish, but not differences were found according to the time spent in the estuary, feeding habits, or trophic level.

The species *C. chanos*, *M. curema*, *M. cephalus*, *D. peruvianus*, *P. macracanthus*, *E. axillaris*, *C. robalito*, *C. xanthulus*, and *E. affinis*, showed no significant correlation with the total length and total weight. The species: *C. caninus*, *C. fuerthii* and *S. seemanii* showed a correlation with total length, the lead concentration decreased as the length increased; whereas species *C. caninus* and *C. fuerthii* decreased the concentration the lead as the weight increased indicating that the lead dilutes as the fish grows. There is also a reproductive loss and inefficient bio transfer of lead from the food web.

None of the analyzed fish species showed values of lead concentration in muscle above the Mexican legal limit (1.0 µg/g wet weight). Only four individuals exceeded the standard FAO-WHO and European Union (0.3 µg/g wet weight) corresponding to 0.8% of total of individuals analyzed. These were *D. peruvianus* in Urías (0.72 µg/g); *C. xanthulus* (0.48 µg/g) and *M. curema* (0.36 µg/g) in Huizache-Caimanero and *P. macracanthus* (0.34 µg/g) in Teacapán- Agua brava. Consumption of the studied species does not seem to have a risk to human health, but a further reduction of the lead reaching the estuarine ecosystems is advisable.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación generada por actividades humanas como los vertimientos industriales, la agricultura y los desechos urbanos han incrementado significativamente con la presencia de una gran variedad de elementos y sustancias de origen antrópico en los ecosistemas acuáticos (Jordao *et al.*, 2002).

La evaluación de contaminantes se ha enfocado en aquellos que se acumulan en los organismos y se transfieren a través de la trama trófica, debido a que su presencia y concentración son claves en la identificación de la calidad del agua y de los sedimentos de los ecosistemas (Mackay & Frasier, 2000). Dentro de estos se encuentran sustancias químicas persistentes, bioacumulativas, tóxicas y con un rango de transporte largo, además, de los subproductos generados en los procesos de combustión, incineración y procesos industriales (Mackay y Frasier, 2000).

De éstos, los llamados “metales pesados” han presentado los mayores efectos en cuanto a la calidad de los productos pesqueros, fundamentales en las necesidades alimenticias de la población mundial (Bickham *et al.*, 2000; Mayon *et al.*, 2006; Gurcu *et al.*, 2010).

Estos “metales” provienen de las modificaciones en el equilibrio de los ciclos biogeoquímicos, que de manera natural se encuentran en pequeñas cantidades; pero diferentes actividades antropogénicas han movilizad o e incrementado sus concentraciones en los ecosistemas acuáticos (Furness y Rainbow, 1990; Thornton, 1993).

El plomo es considerado el segundo contaminante más común en los ambientes debido a la diversidad de usos (Saryan y Zenz, 1994); este elemento es considerado un metal no esencial, debido a que no se conoce que tenga alguna función metabólica definida. El plomo es encontrado frecuentemente en los

cuerpos de agua, generando procesos de bioacumulación y biotransferencia que pueden llegar a ser genotóxicos para la biota (Ali *et al.*, 2009; Fatima *et al.*, 2014).

En el medio marino y zonas costeras estos “metales” han presentado un gran impacto, ya que, se han acumulado en los sedimentos y los organismos, llegando a los seres humanos a través de las redes tróficas debido al consumo de individuos contaminados, exponiéndolos junto con la biota a dosis tóxicas, siendo así un riesgo para la salud humana y los ecosistemas (Balkas *et al.*, 1982; Giordano *et al.*, 1991; Mackay y Fraser, 2000; Obbard, 2001; Arockia *et al.*, 2013).

Es preciso resaltar que los ecosistemas lagunar estuarinos tienen una alta capacidad acumulativa de materiales de descarga, debido a la influencia de mareas, adaptación a altas temperaturas, variación de la salinidad y alto contenido de materia orgánica. La presencia de partículas suspendidas, el potencial redox y el pH propios, pueden alterar la concentración de los metales disueltos y su especiación química, afectando así la disponibilidad de estos para los organismos marinos (Harbison, 1986; Lacerda *et al.*, 2001).

El Pacífico mexicano posee gran variedad de lagunas costeras, que brindan diferentes beneficios ecológicos y económicos, en ellas se encuentran reservas de flora y fauna, zonas de disponibilidad de recursos pesqueros y turismo, zonas de crianza, crecimiento y reproducción de diferentes especies de importancia ecológica y comercial. La gran diversidad y riqueza de especies ictiológicas hacen que los pescadores artesanales tengan fácil acceso a las mismas. (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988, CONABIO, 2008).

Los peces han sido utilizados dentro de los protocolos de evaluación ecotoxicológicos, como especies indicadoras de ecosistemas con contaminación por metales, a partir de la evaluación de los impactos generados sobre las poblaciones, ya que son considerados bio-acumuladores naturales ya que transfieren los contaminantes por la red trófica (Boisson *et al.*, 1998; Mackay y Fraser, 2000; McGeer *et al.*, 2002; Hopkins, 2004; Mazzei *et al.*, 2014).

Ya que al ser capaces de acumular contaminantes “traza” permiten evidenciar los impactos antes que en las valoraciones abióticas (Spahn, 1999; Argota, 2012), además, por su importancia como recurso económico en la zona tropical y su papel ecológico, permiten definir grados de impacto de las actividades humanas, y determinar los aportes y distribución de los contaminantes en las zonas costeras (Amezcu-Linares, 2008).

Debido a lo anterior es necesario determinar el impacto de los efectos antrópicos, como la contaminación del agua por descargas urbanas, actividades agrícolas, ganaderas y mineras, puesto que, éstas afectan la calidad de los ecosistemas, la producción pesquera, su disponibilidad y su calidad (FAO, 2012, PNUMA, 2010).

El presente estudio determinó las concentraciones del plomo (Pb) en músculo e hígado de doce especies de peces de importancia comercial en tres sistemas estuarinos del sur de Sinaloa (Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava) que presentan diferentes grados de intervención antropogénica, con el fin de determinar los patrones de bioacumulación de cada una de las especies.

1.1. Especies analizadas

Los peces utilizados son especies demersales, con importancia económica en el área de estudio (sur de Sinaloa), capturados por la pesquería de escama artesanal. La lista sistemática de las especies estudiadas se basó en CAS (2015) y una descripción de sus características se encuentran en Amezcua (2008) y Froese y Pauly (2013) y su nivel trófico se tomó de Amezcua y Soto (2015) (Tabla 1).

Orden Elopiformes

Familia Elopidae

Género *Elops* Linnaeus, 1766

Especie *Elops affinis* Regan, 1909

Orden Siluriformes

Familia Ariidae

Género *Cathorops* Jordan y Gilbert, 1882

Especie *Cathorops fuerthii* (Steindachner, 1876)

Género *Sciades* Müller y Troschel, 1849

Especie *Sciades seemanni* (Günther, 1864)

Orden Gonorynchiformes

Suborden Chanoidei

Familia **Chanidae**

Género *Chanos* Lacépède, 1803

Especie *Chanos chanos* (Forsskal, 1775)

Orden Mugiliformes

Familia **Mugilidae**

Género *Mugil* Linnaeus, 1758

Especie *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758

Especie *Mugil curema* Valenciennes, 1836

Orden Perciformes

Suborden Percoidei

Familia **Carangidae**

Género *Caranx* Lacépède, 1802

Especie *Caranx caninus* Günther, 1867

Familia **Centropomidae**

Género *Centropomus* Lacépède, 1802

Especie *Centropomus robalito* Jordan y Gilbert, 1882

Familia **Sciaenidae**

Género *Cynoscion* Gill, 1854

Especie *Cynoscion xanthulus* Jordan y Gilbert, 1882

Familia **Gerridae**

Género *Diapterus* Ranzani, 1840

Especie *Diapterus peruvianus* (Cuvier, 1830)

Género *Eugerres* Jordan y Evermann, 1927



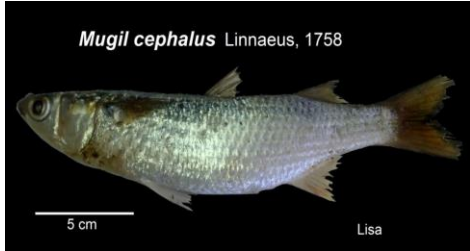
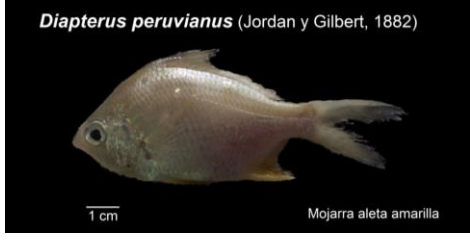
Especie *Eugerres axillaris* (Günther, 1864)

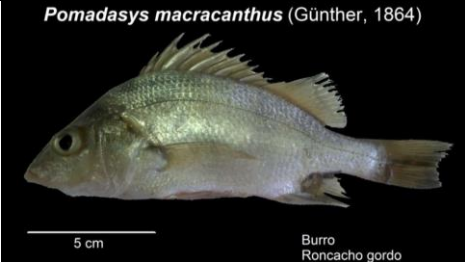
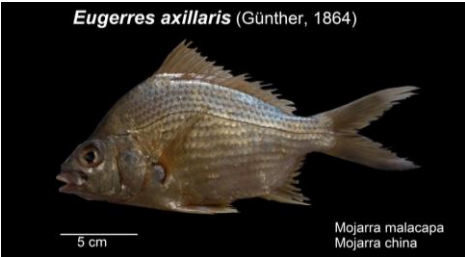

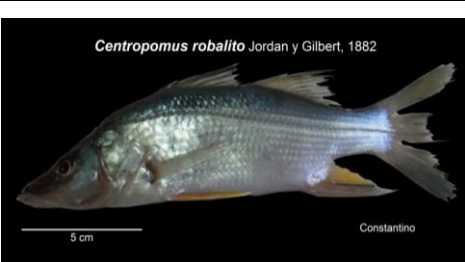
Familia **Haemulidae**



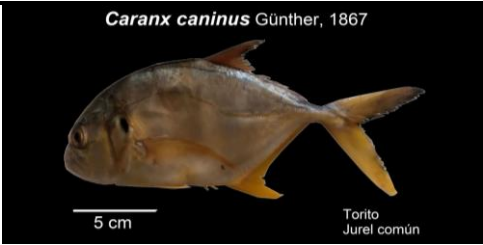

Género *Pomadasys* Lacépède, 1803

Especie *Pomadasys macracanthus* (Günther, 1864)

Tabla 1. Especies de importancia comercial del sur de Sinaloa, donde se especifica nivel trófico y características generales.

Especie	Nivel Trófico	Permanencia estuarios	Características (Amezcuca, 2008; Froese, y Pauly, 2013)
<p><i>Chanos chanos</i> Forsskal, 1775</p> 	2.0	Intermedio	<p>Especie cosmopolita, Distribución en Océano Pacífico, Índico y mar Rojo. Especie costera, incursiona estuarios y ríos. Se alimenta de algas e invertebrados bentónicos, larvas, zooplancton, cianobacterias y pequeños invertebrados. Longitud máxima de 70 cm.</p>
<p><i>Mugil curema</i> Cuvier y Valenciennes, 1836</p> 	2.01	Migratorio	<p>Se distribuye en el Pacífico, del sur de California y Golfo de California hasta Chile. Habita en zonas costeras arenosas y lodosas en ambientes eurihalinos. Se alimenta de detritus, diatomeas, algas filamentosas, zooplancton y variedad de organismos bentónicos. Longitud máxima hasta 91 cm.</p>
<p><i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758</p> 	2.19	Migratorio	<p>Especie cosmopolita, común en aguas costeras tropicales y subtropicales. Habita en el Pacífico, desde el Golfo de California hasta Perú, se encuentra en ambientes arenosos o fangosos, con vegetación densa. Tolera variación de salinidades. Se alimenta de zooplancton, fitoplancton, bentos, algas, otros vegetales y detritos. Longitud Máxima 135 cm.</p>
<p><i>Diapterus peruvianus</i> (Jordan y Gilbert, 1882)</p> 	2.55	Migratorio	<p>Se distribuye desde la mitad sur del Golfo de California hasta Perú. Habita en zonas costeras, en sustratos fangosos con baja transparencia y poca profundidad hasta 30 m. Tolera cambios salinos. Hábitos carnívoros; se alimenta de camarones, cangrejos, anélidos poliquetos, foraminíferos, gasterópodos y bivalvos. Talla máxima 38 cm.</p>

Especie	Nivel Trófico	Permanencia Estuarios	Características (Amezcuca, 2008; Froese y Pauly, 2013)
 <p><i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther, 1864)</p> <p>5 cm</p> <p>Burro Roncacho gordo</p>	3.18	Migratorio	<p>Se distribuye desde el sur de Baja California hasta el Ecuador. Habita en la zona costera, en ambientes de sustratos arenosos y fangosos, hasta 24 m de profundidad, común en estuarios y lagunas.</p> <p>Se encuentra generalmente entre las raíces del mangle; tiende a migrar en época de lluvia a áreas marinas.</p> <p>Se alimenta de peces pequeños y crustáceos.</p> <p>Talla máxima hasta 37 cm.</p>
 <p><i>Eugerres axillaris</i> (Günther, 1864)</p> <p>5 cm</p> <p>Mojarra malacapa Mojarra china</p>	3.4	Intermedio	<p>Se distribuye desde el sur de Baja California hasta Honduras. Habita zonas costeras como lagunas, estuarios, fondos arenosos someros. Tolerancia a bajas salinidades.</p> <p>Su alimentación se basa en poliquetos, tanaidáceos, ostrácodos, camarones, cangrejos, mejillones y microalgas.</p> <p>Longitudes hasta 22 cm.</p>
 <p><i>Cathorops fuerthii</i> Steindachner, 1827</p> <p>5 cm</p> <p>Chihuil prieto</p>	3.48	Residente	<p>Distribución desde Guaymas (Sonora), al Golfo de Tehuantepec en México.</p> <p>Especie estuarina - dulceacuícola, vive en fondos fangosos, prefiere áreas de manglar.</p> <p>Tolera cambios de temperatura y salinidad.</p> <p>Se alimenta de copépodos, huevos de invertebrados, peces pequeños, camarones, cangrejos.</p> <p>Alcanza longitudes hasta 32 cm.</p>
 <p><i>Centropomus robalito</i> Jordan y Gilbert, 1882</p> <p>5 cm</p> <p>Constantino</p>	3.95	Migratorio	<p>Su distribución va desde la mitad del Golfo de California al Ecuador.</p> <p>Se localiza en la zona costera, en aguas someras y fangosas, se puede encontrar hasta los 50m de profundidad.</p> <p>Puede soportar amplios rangos de salinidad.</p> <p>Alimentación carnívora, basada en camarones, jaibas, cangrejos, anfípodos, copépodos, moluscos y peces.</p> <p>Longitud máxima de 35cm.</p>

Especie	Nivel Trófico	Permanencia en estuarios	Características (Amezcuca, 2008; Froese y Pauly, 2013)
<p><i>Cynoscion xanthulus</i> Jordan & Gilbert, 1882</p>  <p>5 cm Corvina</p>	4.07	Intermedio	<p>Se distribuye desde el Golfo de California hasta la bahía de Acapulco (Guerrero). Especie costera, habita fondos suaves arenosos; común en lagunas. Alimentación carnívora, peces, camarones, cangrejos, cefalópodos. Talla máxima de 120 cm</p>
<p><i>Elops affinis</i> Regan, 1909</p>  <p>5 cm Chiro</p>	4.12	Residente	<p>Se distribuye desde el sur del Golfo de California hasta Perú. Habita en aguas poco profundas, como bahías, lagunas y áreas de manglar. Alimentación carnívora, consume crustáceos y peces. Longitud máxima 91 cm.</p>
<p><i>Caranx caninus</i> Günther, 1867</p>  <p>5 cm Torito Jurel común</p>	4.17	Intermedio	<p>Amplia distribución en el pacífico oriental, desde San Diego (California) hasta el Perú. Especie oceánica y costera y se encuentra principalmente en ambientes con bosques de manglar, pastos marinos, en columnas de agua con poca turbidez en estuarios, y lagunas salobres. Se alimenta de camarones, cangrejos e isópodos, peces engráulidos, góbidos y bivalvos. Alcanza tamaños de hasta 101 cm (ISAPESCA, 2013).</p>
<p><i>Sciades seemanni</i> (Günther, 1864)</p>  <p>5cm Chiuil- Bagre tete</p>	4.26	Residente	<p>Se distribuye desde el sur del Golfo de California al Perú. Habita en zonas costeras y marinas. Se puede encontrar en aguas dulces y salobres, prefiere lugares fangosos y arenosos. Su alimentación es de pequeños crustáceos, bivalvos, gasterópodos y peces. Se caracteriza por que los machos incuban a los huevos en la cavidad oral. Longitud máxima 40 cm.</p>

2. ANTECEDENTES

2.1. Bioacumulación

Los riesgos ecológicos generados por los contaminantes, como lo son los metales, son difíciles de evidenciar, debido a que las respuestas a su exposición varían entre cada especie, exposición al contaminante, características de cada metal y los factores ambientales (Luoma y Rainbow 2005), su toxicidad está determinada por la absorción interna y la especie química del metal (Luoma y Rainbow, 2005).

Los organismos acuáticos pueden almacenar altas concentraciones de contaminantes al compararlos con lo presente en el medio, estos procesos son la bioconcentración, la biotransferencia y la bioacumulación (biomagnificación, bioreducción) (Mackay y Fraser, 2000) que se definen en la Tabla 2.

La bioacumulación de metales y metaloides sirve como indicador de exposición, ya que al no ser metabolizados por los organismos y al variar entre los taxones, la acumulación refleja diferencias básicas biológicas generadas por los metales (Luoma y Rainbow 2005). La cantidad de metales que almacenan o absorben los individuos a partir del medio y la dieta se acumulan y pueden ser o no magnificados (McGeer *et al.*, 2002).

Este proceso (bioacumulación) es complejo debido a que en él influyen diferentes factores, como son los propios del contaminante, su biodisponibilidad y forma química. Junto a factores ambientales como el pH, la salinidad, la temperatura, las condiciones oxido-reducción y las interacciones con otros elementos, hacen que se incremente o disminuya la bioacumulación (Sparling *et al.*, 2000; Castañón, 2009).

Los metales al no ser degradados por los organismos, pueden ser almacenados en los sedimentos, formando reservorios abióticos que pueden mantenerse inmovilizados o circular a través de las redes tróficas (Mahan *et al.*, 1987; Gray,

2002). Al considerar estas interacciones es necesario que en las pruebas toxicológicas con animales acuáticos se tenga en cuenta el nivel trófico y la transferencia de los metales entre los individuos (Fisher y Hook, 2002).

Tabla 2. Conceptos de bioconcentración, biotransferencia, bioacumulación, biomagnificación y biorreducción.

Concepto	Definición
Bioconcentración	Captación de sustancias químicas por la absorción únicamente del agua (por lo general establecidas bajo condiciones de laboratorio), que puede ocurrir a través de las vías respiratorias, superficies y la piel, en donde la concentración del químico en el organismo acuático es mayor que la concentración en el agua (Gobas y Morrison, 2000).
	Es el proceso de acumulación de sustancias químicas transmitidas por el agua de los peces y otros animales acuáticos a través de rutas no dietéticas (Barron, 1990).
	Acumulación de un producto químico en los tejidos de un organismo como resultado de la exposición directa al medio circundante (por ejemplo, agua), es decir, que no incluye la transferencia por la red alimentaria (MacDonald y Ingersoll, 2002).
Biotransferencia	Es la transferencia de metales a partir de una fuente de alimento para los consumidores (Barwick y Maher, 2003)
Bioacumulación	Proceso por el que hay un incremento en las concentraciones de un químico en un organismo acuático en comparación con la del agua, en donde se incluyen todas las rutas de exposición incluyendo la dieta, absorción, transporte a través de superficies respiratorias y absorción dérmica (Gobas y Morrison, 2000).
	Absorción de compuestos orgánicos mediante la biota de agua y/o alimento. Muchos productos químicos, orgánicos y tóxicos alcanzan concentraciones en biota, en varios órdenes de magnitud mayor que sus concentraciones acuosas (Smith <i>et al.</i> , 1988).
	Proceso por el cual los productos químicos son absorbidos por el organismo, ya sea directamente por la exposición a un medio contaminado o por el consumo de alimentos que contienen la sustancia química (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 2010).
	Acumulación de sustancias químicas en el tejido de los organismos a través de cualquier vía, incluyendo la respiración, ingestión o contacto directo con agua contaminada, sedimento y agua intersticial en el sedimento (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 2000).
	La bioacumulación se puede ver como una combinación de la bioconcentración y la absorción por los alimentos (Makay y Frasier, 2000).
Biomagnificación, Enriquecimiento trófico	Puede considerarse como un caso especial de bioacumulación, en la que la concentración del producto químico en el organismo es superior que en la dieta del organismo, debido a la absorción dietética (Gobas y Morrison, 2000).
	Es la secuencia de procesos en un ecosistema por la que las concentraciones más altas de una sustancia química en particular (como el DDT), se incrementan en organismos al final de la cadena alimentaria, por lo general a través de una serie de relaciones predador-presa (Universidad de Oxford, 2008).
	Describe el enriquecimiento de los contaminantes dentro de las redes tróficas y se refiere al aumento progresivo de las concentraciones químicas con el aumento del nivel trófico (Encyclopedia of Ecology, 2008).
	Acumulación progresiva de los elementos “traza”, con el incremento de los niveles tróficos en una cadena o trama trófica acuática (Soto-Jiménez, 2011).

Biorreducción, Dilución trófica	Caso especial de la bioacumulación, es el más frecuente, se caracteriza por que la concentración del contaminante puede decrecer al incrementarse el nivel trófico. El balance entre la tasa de ingestión, captura desde el alimento, transformaciones internas y eliminación son de tal magnitud que el contaminante se mantiene de manera conservativa (Páez-Osuna, 2011)
--	---

El proceso de bioacumulación está regulado por las vías de exposición (dieta, solución), los efectos biogeoquímicos, la biodisponibilidad, los patrones de bioacumulación propios de cada especie, los métodos de regulación de las concentraciones de contaminantes (Luoma y Rainbow, 2005).

También por las relaciones inter e intraespecíficas, preferencias de hábitat, nivel trófico, hábitos alimenticios y las características propias de cada individuo, como la edad, longitud, peso, duración de exposición al contaminante y su actividad regulatoria homeostática (Sankar *et al.*, 2006).

Considerando la cantidad de factores que influyen en la bioacumulación se han desarrollado modelos para describir este proceso, los cuales han podido determinar las diferentes rutas de entrada y eliminación de los contaminantes.

Estos modelos van desde los basados en la comparación de la concentración agua - individuo, como los que consideran las interacciones de los receptores de absorción en branquias, la fracción biodisponible del contaminante, tasas y tiempos de absorción, hasta modelos farmacocinéticos; todos desarrollados principalmente por bioensayos debido a su difícil desarrollo y replicación en condiciones naturales (Tabla 3).

Tabla 3. Diferentes modelos utilizados para describir el proceso de bioacumulación de contaminantes en organismos acuáticos.

Modelo	Fundamento
Modelo de Enfoque empírico	Es un modelo sencillo, de los primeros en crearse, considera la diferencia entre las concentraciones del contaminante en el agua o los sedimentos con relación a la concentración encontrada en el individuo (Neely <i>et al.</i> , 1974), en este modelo no se consideran las diferentes rutas, si no la relación concentración- individuos/ambiente.
Modelo Mecanicista	Considera un balance de masas, cuantifica los procesos de entrada y salida del contaminante en el organismo por la respiración y la alimentación, considerando la proporción de estas vías y la eficiencia de absorción, en este modelo, se puede incluir el efecto de dilución; permite tener información valiosa sobre los fenómenos que ocurren en la bioacumulación y da predicciones más fiables, la llegada de este modelo generó un cambio de enfoque, del empírico al mecanicista. Cabe resaltar que solo puede ser analizado en laboratorio (Neely <i>et al.</i> , 1974; Mackay y Frasier 2000).
Modelo de Ligandos Bióticos	Tiene en cuenta la composición química del contaminante en la columna de agua, donde se produce la unión de los iones metálicos a los receptores en las branquias de los peces, permite predecir la toxicidad Letal (CL50). Este modelo considera el equilibrio, al tener en cuenta la fracción biodisponible en la evaluación de las especies tóxicas del contaminante. Éste no considera los cambios biológicos, como los daños reproductivos, cambios conductuales y los cambios en el desarrollo, factores que pueden afectar las dinámicas poblacionales, sólo considera la parte disuelta del metal y no considera la adquirida por dieta, por lo cual no puede predecir los efectos tóxicos derivados de la exposición de metales por alimentación y la respuesta toxica de los individuos a este contaminante (Fisher y Hook, 2002).
Modelo Cinético de Bioacumulación de transferencia trófica de metales	Considera las concentraciones de metales en alimentos, la tasa de ingestión, eficiencia de asimilación de los metales pesados ingeridos y la tasa de flujo de salida, este modelo explica mejor la biodisponibilidad que el modelo de ligandos bióticos (Fisher y Hook, 2002).
Modelo Biodinámico	Considera las influencias geoquímicas, diferencias biológicas y las diferencias propias de los metales, este modelo buscó unificar los conceptos de la bioacumulación en patrones de exposición intensa de un contaminante. Busca determinar las concentraciones y el cambio de estas en el organismo en un tiempo establecido. En este modelo se define la tasa por día (%) y la velocidad de pérdida. Considera la absorción por branquias (poco conocida); estima los ajustes óptimos de absorción/pérdida considerando el multimodelo de compartimientos farmacocinéticos, considera las especies químicas del contaminante, concentraciones, influencia geoquímica sobre la biodisponibilidad, vías de exposición y atributos fisiológicos específicos de las especies. El crecimiento no es incluido en el modelo (Luoma y Rainbow 2005).
Modelo DYMBAM (Modelo Dinámico de Bioacumulación con Múltiples Rutas)	Conocido también como modelo biocinético o cinético de bioacumulación. Este modelo asume a la bioacumulación neta entre la tasa de absorción por la dieta, la tasa de absorción por la parte disuelta y la tasa de eliminación. Sólo se ha desarrollado en laboratorio mediante bioensayos controlados, en sí lo que logra este modelo, es descomponer la bioacumulación en diferentes compartimientos (Luoma y Rainbow 2005).
Modelo OMEGA	Está desarrollado para evaluar la bioacumulación de componentes del petróleo, estima las concentraciones internas del contaminante, la tasa de absorción, la velocidad de eliminación (que es determinada por el peso húmedo), el contenido de lípidos y el nivel trófico de los individuos. Este modelo estima la absorción de la sustancia química en el agua con relación al peso húmedo por día (Hendriks <i>et al.</i> , 2001; De Hoop <i>et al.</i> , 2013).

Los modelos han considerado el proceso de bioacumulación como un balance de masas, se cuantifican las entradas y salidas de los contaminantes, razón por la cual se han definido tres rutas de absorción (respiración, difusión dérmica y alimentación) y seis de eliminación o pérdida (respiración, difusión dérmica, eliminación por orina y heces, conversión metabólica, pérdida reproductiva y dilución por crecimiento (Mackay y Frasier, 2000; Figura 1).

Por lo anterior la bioacumulación sería un desbalance entre la absorción del contaminante y la tasa de eliminación del mismo, generando así una retención del contaminante (Hamenlink *et al.*, 1971) en donde la tolerancia al contaminante varía de acuerdo a los mecanismos de excreción, absorción y acumulación de cada especie así como de su fisiología (Heath, 1995; Wood, 2012).

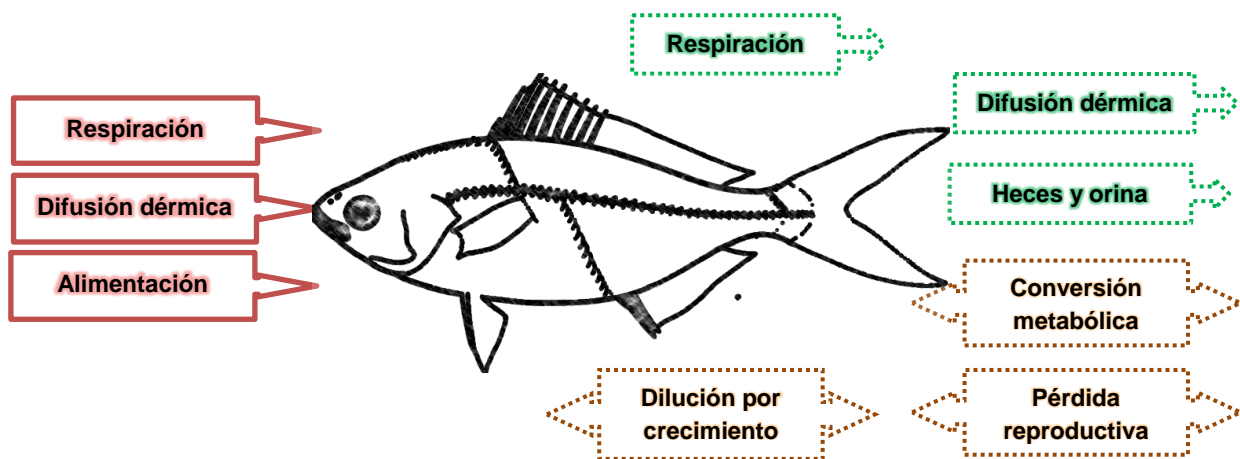


Figura 1. Rutas de captación (línea continua) y eliminación (línea punteada) de contaminantes en organismos (Tomado y modificado de Mackay y Frasier, 2000).

En la respiración los organismos adquieren oxígeno y expulsan CO_2 , por lo cual, es una ruta de absorción y eliminación de los metales por difusión pasiva; el intercambio dérmico es otra ruta de entrada y salida, es de gran importancia en individuos pequeños, debido a su mayor exposición al medio; la tercera ruta de captación es por ingesta de alimentos como fuente de materia y energía, genera el ingreso de los contaminantes de manera inadvertida (Mackay y Frasier, 2000).

Los contaminantes también pueden ser eliminados por: materia fecal y orina, por transformación metabólica, que sucede dentro de los organismos y se realiza principalmente en el hígado, reduciendo las concentraciones, por crecimiento del individuo ya que hay un proceso de distribución del contaminante en un volumen mayor de los tejidos (Mackay y Frasier, 2000), por pérdida de contaminantes relacionada con los procesos reproductivos, debido a que las hembras pueden transferir estos contaminantes a los huevos o a sus crías (Mackay y Frasier, 2000) o durante su gestación (Frías-Espericueta *et al.*, 2014).

Las concentraciones de metales en diferentes tejidos fluctúa debido a las diferentes rutas de absorción, estos al depositarse en diferentes tejidos pueden interferir en diferentes procesos fisiológicos, haciendo que su toxicidad varíe (Fisher y Hook, 2002), motivo por el cual los estudios selectivos en órganos específicos hacen más efectiva y sensible la determinación del proceso de acumulación de los metales (Arockia *et al.*, 2013).

Las modificaciones que se ven en los tejidos son una respuesta de defensa contra el contaminante. Las branquias, el hígado y el músculo presentan signos de exposición a los xenobióticos absorbidos (medio y la dieta) como lesiones o modificaciones celulares (Camargo y Martínez, 2006; Arockia *et al.*, 2013); además, al presentar diferentes rutas de captación de los contaminantes se consideran adecuados para la realización de biomonitoreos (Abbas y Aly, 2007; Jebali *et al.*, 2014).

El hígado tiene mecanismos de desintoxicación de metales, estos compuestos se biotransforman por los sistemas enzimáticos y al ser este el órgano donde se encuentran las metalotioneinas los inhabilitan evitando el estrés oxidativo (Mormede y Davies, 2001; Arockia *et al.*, 2013; Mazzei *et al.*, 2014).

En el hepatopáncreas de isópodos se observó que aún en bajas concentraciones de plomo, este órgano mostró incremento en las vacuolas lipídicas, alteraciones en las microvellosidades, mientras que en altas concentraciones se observó disrupción celular y procesos degenerativos (Mazzei *et al.*, 2014), además, se ha

encontrado que las vacuolas lipídicas sirven como un depósito de metales absorbidos y con ello reducen la toxicidad en el organismo (Mormede y Davies, 2001; Abbas y Aly, 2007; Arockia *et al.*, 2013; Jebali *et al.*, 2014).

2.2. Plomo

El plomo forma parte de los llamados metales pesados porque su densidad es mayor a 5 g/cm^3 (Osuna-López *et al.*, 1989; Cañizares-Villanueva, 2000); es un metal clase B o de post- transición, se encuentra principalmente en estado oxidativo divalente y como mineral es encontrado principalmente como galena (PbS), cerusita (PbCO₃) y anglesita (PbSO₄) (Mager, 2011).

No posee una función metabólica conocida, clasificándolo como un metal no esencial; ha generado gran impacto ambiental por sus diferentes usos, alterando los ciclos biogeoquímicos naturales incrementando sus niveles en los ecosistemas acuáticos (Cañizares-Villanueva, 2000).

Según los Estudios de International Lead and Zinc Group, la producción mundial de plomo (en miles de toneladas) para 2008 fue de 9,188 y para el 2012 de 10,586 (ILZSG. 2013); gran parte de los procesos industriales expulsan elevadas concentraciones de este metal en los sistemas acuáticos, siendo esto un riesgo para la salud de la vida marina y humana (Bryan y Langston, 1992).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) señala que las actividades humanas que liberan plomo al ambiente son: la minería, la fundición, la refinación, el reciclaje informal del plomo, el uso de gasolina con plomo, la producción de reciclaje de baterías de plomo-ácido, las pinturas, la soldadura, la fabricación de cerámicas, los residuos electrónicos y las tuberías antiguas de agua (WHO, 2010).

El plomo en el ambiente se puede encontrar como partículas en suspensión en la atmósfera, el agua, el suelo y la biota en general (Saryan y Zenz, 1994; Environmental Protection Agency, 2009; WHO, 2010; Melchiori *et al.*, 2010).

En los ecosistemas marinos de la eco-región de California el plomo presenta dos fuentes potenciales, a saber, la natural, dada por los procesos de erosión de la

Sierra Madre Occidental (SMO) y las antropogénicas, que se dividen a su vez en cuatro: la principal es el plomo derivado de la combustión de gasolinas con tetraetilo de plomo en el periodo de 1940 a 1997 y que aún persiste en los ecosistemas, la sigue el uso de fertilizantes en los valles agrícolas, el derivado de los desechos de la minería realizada en la SMO y la influencia no regional, producto de la combustión industrial producida en Estados Unidos (Soto-Jiménez *et al.*, 2006; Soto-Jiménez *et al.*, 2008, Soto-Jiménez y Flegal, 2009).

En el Estado de Sinaloa, aparte de presentarse los aportes anteriores, los ecosistemas costeros asociados con áreas urbanas y sub urbanas se han convertido en un depósito de contaminantes, aportados por el desarrollo urbano, el turismo, la pesca, la industria, la navegación y el cultivo de camarones (Soto-Jiménez *et al.*, 2008).

En las zonas pesqueras se encuentra una fuente adicional de contaminación, las plomadas, que son pequeñas esferas de plomo usadas como peso en los artes de pesca, éstas al dañarse pueden ser consumidas por los organismos o se degradan en el ambiente incorporándose en los cuerpos de agua en forma particulada (Scheuhammer y Norris, 1996).

En los ecosistemas acuáticos la forma iónica, Pb^{2+} , se considera la forma más tóxica para la biota porque al ser soluble en el agua y al formarse como bicarbonato, se absorbe y forma complejos con los ligandos biológicos, los dadores de azufre, principalmente la cisteína, formando complejos estables (King, 1997; Cañizares-Villanueva, 2000; Doadrio, 2006).

La bio-disponibilidad del plomo en los organismos acuáticos se ve afectada por factores como el pH, la alcalinidad y la cantidad de materia orgánica en los cuerpos de agua, las variaciones de estos pueden generar eventos de toxicidad en el agua y modificación homeostática en las bombas iónicas (Wood, 2012).

Los efectos a nivel crónico de exposición al plomo son principalmente hematológicos y neurológicos, ya que el plomo es absorbido en su forma de Pb^{2+} y

sustituye cationes como el calcio, hierro y zinc, por lo que se encuentra acumulado en los huesos, en sangre, branquias, riñón e hígado (Moreira y Moreira, 2004; Wood, 2012).

El plomo en sistemas acuáticos con pH mayores a la neutralidad, tiende a formar complejos de sales inorgánicas pocos solubles, excepto las sales de nitratos, cloratos y cloruros que son muy solubles en condiciones acidas, también puede encontrarse en sus formas orgánicas como el tetraetilo de plomo; aun cuando se considera la forma iónica Pb^{2+} como la más toxica, en los peces esta toxicidad se ve afectada por la cantidad de hidroxilos y carbonatos presenten en los sistemas (Mager, 2012).

La especiación del plomo en los estuarios es más compleja, ya que al ser ambientes de intercambio de agua dulce con marina y ser áreas de acumulación de materia orgánica presentan condiciones de salinidad intermedia y cambiante; por lo tanto, se espera que la solubilidad y la toxicidad disminuya con el aumento de la salinidad (Grosell *et al.*, 2007; Wood, 2012).

Considerando lo anterior, si en el sistema predominan condiciones de agua dulce, la especiación química estará determinada por la alcalinidad, la concentración de la materia orgánica y el pH, siendo este último el que definirá la especie química que predomine; pero si el sistema presenta condiciones marinas, el plomo se ve influenciado por pH, la alcalinidad, la materia orgánica y la influencia del ión Cl^- que al ser un elemento mayoritario llega a formar complejos con el plomo, generando un efecto tampón (manteniendo estable el pH), disminuyendo la cantidad de iones libres de plomo (Tipping, 1994; Grosell *et al.*, 2007; Wood, 2012).

También es de considerar que si el sistema presenta pH alto y alcalinidad por carbonatos, dominarán los hidróxidos, mientras que, con pH bajos el plomo se encuentra principalmente como ión Pb^{2+} (Tipping, 1994, Wood, 2012).

La materia orgánica disuelta, tiene el supuesto que, ayuda a proteger a los sistemas contra la toxicidad de los metales, al generar ligandos entre los metales y los ácidos húmicos, pero depende de la calidad y el tipo de fuente (Taillefert *et al.*, 2000).

Uno de los grandes problemas encontrados en los sistemas estuarinos, es que son utilizados como vertederos de aguas residuales y a causa de esto, reciben aportes de diferentes metales y contaminantes que influirán en la especiación del plomo, y pueden generar estrés ambiental en los peces (Grosell *et al.*, 2007).

Zirino y Yanamoto (1972) y Turner (1981; En: Kester, 1986) realizaron análisis de la especiación química del plomo, con relación al pH y la salinidad, en ecosistemas marinos y costeros encontrando que este interactúa inicialmente con los iones carbonatos y en la zona marina con el ion cloruro, también confirman que las especies químicas del plomo varían con el cambio de pH y la salinidad (Figura 2).

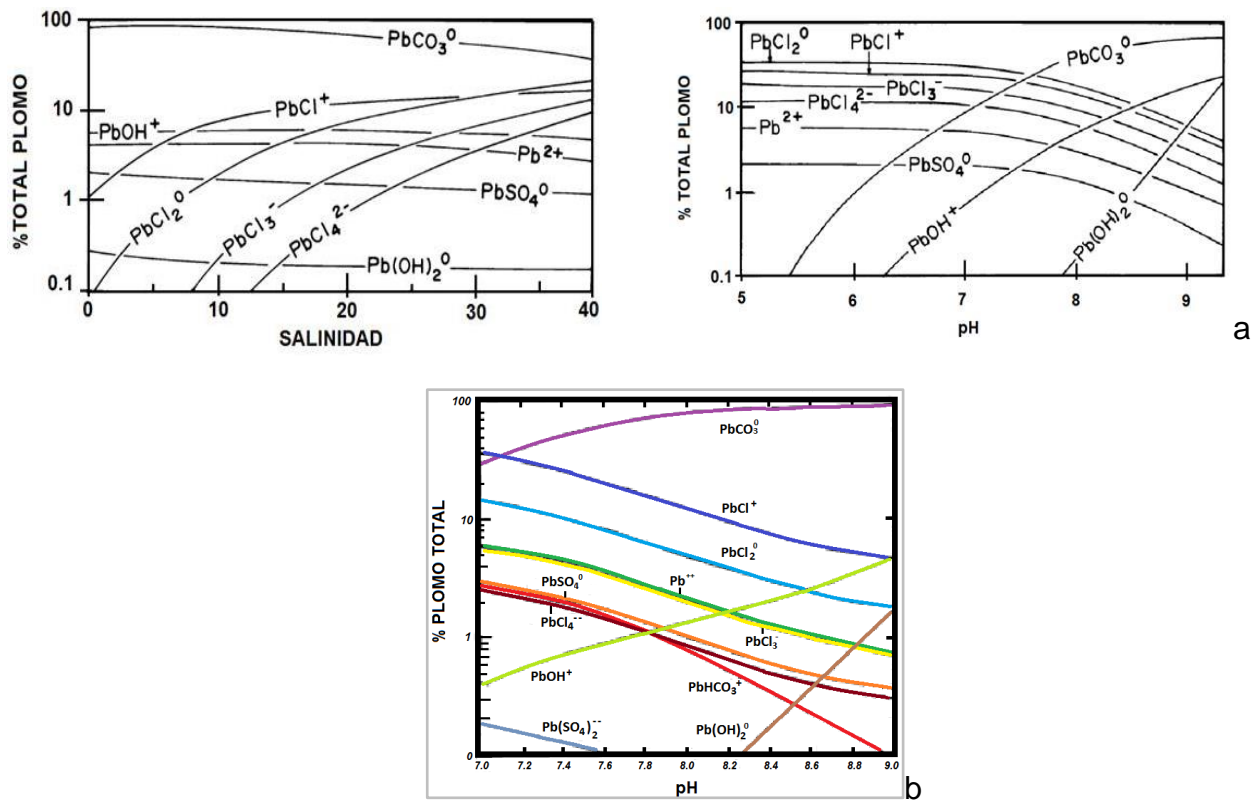


Figura 2. Variaciones de las especies químicas del plomo a. en función de la salinidad y el pH (Turner *et al.*, 1981. En: Kester, 1986) b. en función del pH en agua marina (Zirino y Yamamoto, 1972).

2.3. Plomo en peces

El efecto en los peces se ve enmarcado en diferentes niveles, en nivel celular el Pb^{2+} compete con el Ca^{2+} , mediante un proceso llamado mimetismo iónico, que ocurre en los canales de calcio, inhibiendo las actividad de la Ca^{2+} -ATPasa y también inhibe la anhidrasa carbónica intracelular, llegando a producir hipocalcemia (disminución del calcio en sangre) (Figura 3), afectando la actividad en el sistema nervioso y muscular; en las branquias genera fugas en la vía paracelular, causando inflamaciones por el incremento del volumen de las células, afectando el intercambio gaseoso (Wood, 2001; Wood 2012).

La exposición continua al plomo, además, de generar hipocalcemia, afecta el crecimiento y la inhibición reproductiva en exposiciones crónicas (Mager, 2012), produciendo estrés oxidativo, generando radicales libres de hidróxido y peróxido de hidrógeno (Di Giulio *et al.*, 1989); esto genera peroxidación lipídica y carbonilación de las proteínas, produciendo daños en el ADN y en las funciones celulares (Lushchak, 2011).

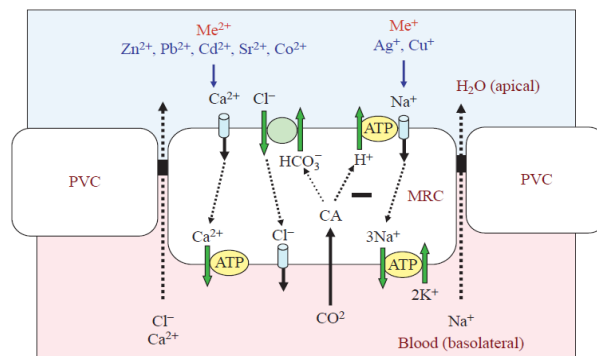


Figura 3. Modelo del ingreso de metales pesados a través de las branquias (PVC: membrana celular; MRC: células ricas en mitocondrias). Tomado de Wood (2012).

Los efectos se producen con rapidez, causando una probable mortalidad aguda, es decir, llevando a los peces a una notoria disminución de su condición física (Scott y Sloman, 2004; Pyle y Wood, 2007).

Para reducir la toxicidad los individuos cuentan con procesos de desintoxicación, el primer proceso genera complejos con el glutatión, que es la principal reserva no proteica, esto reduce los grupos tiol y quela varios cationes metálicos; también está la formación de metalotioneinas, que es una proteína de bajo peso molecular, con gran afinidad a los cationes metálicos divalentes y como último la formación de gránulos metálicos que sirven como almacenamiento y se forman por reacciones lisosomales, capturando metales análogos al calcio (Kling y Olsson, 1995; Skeaff *et al.*, 2002; Goto y Wallace, 2010).

Los metales pueden biotransformarse, incrementando o reduciendo su toxicidad, esto sucede ambientalmente por los factores abióticos, por bacterias, otros microorganismos y dentro de los tejidos de los peces (Kling y Olsson, 1995; Skeaff *et al.*, 2002).

La acumulación del plomo en tejidos varía; el cerebro parece estar protegido por la barrera sangre-cerebro a la exposición, en comparación al hígado y al riñón, que al ser órganos excretores son potencialmente los mayores acumuladores de metales, encontrándose en ellos las mayores concentraciones, seguidos por el intestino, las branquias, los huesos y escamas; mientras que el músculo blanco refleja las menores concentraciones debido a que su eliminación es tardía (Wood, 2012; Mager, 2012).

Como efectos adicionales se han encontrado, debilitamiento del cordón espinal en larvas y deformidades (Bishop *et al.*, 2010), daños neurológicos (Soto-Jiménez *et al.*, 2010), daños fisiológicos, como lo son, daños en branquias, que al afectar el crecimiento produce comportamientos anormales al respirar, reducción de la motilidad y nado errático (Soto-Jiménez, 2011).

Se ha desarrollado una gran variedad de trabajos sobre el efecto de los metales como contaminantes en peces, estos evalúan la concentración de los metales en diferentes especies, causados por impactos antrópicos como la minería, para determinar cómo esta exposición afecta al hombre por las especies consumidas en su dieta o por transferencia de los metales a través de las redes tróficas

(Bidone *et al.*, 1997; Olivero *et al.*, 1998; Dos Santos *et al.*, 2000; Souza-Lima *et al.*, 2005).

Hernández-Peñalver *et al.* (1999) determinaron arsénico, cadmio, plomo y mercurio en los sedimentos de 10 ríos que aportan servicios de acueducto en Cuba; Salomons y Forstner (1984), Bryan y Langston (1992), Licheng y Kezhun (1992), Gonçalves *et al.* (1992), encontraron que las concentraciones de plomo en sedimentos no contaminados van aproximadamente de <10 µg/g a 50 µg/g.

Pese a que el plomo no se considera uno de los metales más móviles en el medio ambiente, a menudo se une fuertemente a las partículas en suspensión y a los sedimentos (Hapke, 1991; Berg *et al.*, 1995), se han encontrado evidencias que el plomo de los sedimentos se encuentra disponible para las especies que se alimentan en ellos (Bryan y Langston, 1992).

Luoma y Rainbow (2005), realizaron una revisión con el fin de unificar conceptos utilizando el modelo biodinámico, puesto que los riesgos ecológicos generados por los metales son muy difíciles de documentar, esto se debe a que las respuestas varían entre las especies, el tipo de amenaza y el sin número de influencias ambientales, este modelo considera las influencias geoquímicas, diferencias biológicas y las diferencias de los metales.

Para estuarios en Inglaterra, Bryan y Langston (1992), definieron los factores que determinan la biodisponibilidad de los metales depositados en los sedimentos a las poblaciones biológicas, encontrando cinco causas que afectan la disponibilidad y concentración de estos en la biota. A saber: 1. La movilización de metales en el agua intersticial y especiación química. 2. Transformación de los metales. 3. Control ejercido por los componentes principales de los sedimentos a los que el metal se une preferentemente. 4. La competencia entre los metales por el sedimento. 5. La influencia de bioturbación, salinidad, redox o pH.

En los manglares del municipio de São Francisco do Conde, do Bahía (Brasil), Pereira *et al.* (2013) evaluaron los niveles de plomo y cadmio presente en los principales recursos pesqueros, debido al incremento de explotaciones petroleras siendo necesario evaluar los posibles impactos ambientales que puedan generar. Entre los peces examinados se encuentran, la lisa (*Mugil brasiliensis*) y el róbalo común (*Centropomus undecimalis*), además de mejillones y camarones.

La legislación brasilera dispone para el plomo niveles de 1.00 µg/g, las concentraciones de plomo detectadas en pescados y mariscos fueron de 0.13 a 5.40 µg/g, presentando las mayores concentraciones los mejillones y los camarones. Respecto a los peces, la especie *C. undecimalis* presentó niveles de 0.14 a 0.31 µg/g y *M. brasiliensis* concentraciones de 0.1 a 0.8 µg/g siendo en ambos inferior a lo permitido por la norma nacional.

Davis *et al.* (1996) evaluaron la bioacumulación de As, Cr, Pb en peces en el estero de Massachusetts, evaluando la biodisponibilidad de estos y el potencial de absorción de los metales en los peces, determinaron la concentración y el factor de bioacumulación, encontrando para el plomo concentraciones en los detritívoros de 0.71 a 3.86 µg/g y en los omnívoros de 0.58 a 4.76 µg/g, definieron que el mayor riesgo fue en el sector del estero que es dragado y re-suspende el sedimento, haciendo al plomo más biodisponible incrementando la bioacumulación en los diferentes niveles tróficos.

Velusamy *et al.* (2014) evaluaron la bioacumulación de metales, dentro de estos el plomo, para 18 peces comerciales en Mumbai, India, debido a que en estudios anteriores encontraron concentraciones elevadas en sedimentos y que existe una alta transferencia hacia los organismos bentónicos y estos a su vez a niveles tróficos superiores con gradientes de contaminación temporal.

Compararon las concentraciones de plomo en músculo con aguas del estuario y aguas internacionales con los límites permisibles reportados por la FAO-OMS para

consumo humano, encontrando concentraciones desde 0.01 a 0.26 $\mu\text{g/g}$, siendo menores a lo establecido por la legislación.

Encontraron que las tasas de acumulación de los metales en peces varían en función del elemento, el tiempo de acumulación, las fuentes de contaminación y parámetros fisicoquímicos de cada sistema, además, el tamaño de los organismos juega un papel importante en la acumulación de los metales.

Adicional relacionaron la concentración del plomo con la longitud y el peso de los individuos, encontrando que al ir incrementando el tamaño la acumulación del plomo disminuye, teniendo así una correlación negativa, mientras que, al incrementar el peso aumentaba la concentración del plomo, mostrando una correlación positiva

Widianarko *et al.* (2000) encontraron que en *Poecilia reticulata* la relación del peso y la longitud con la concentración de plomo es negativa, ya que disminuye la concentración al incrementarse estos factores.

Sia su *et al.* (2013) evaluaron la bioacumulación y la relacionaron con las alteraciones histopatológicas, generadas por plomo total, en peces de la Bahía de Manila en Filipinas, la acumulación de los metales en tejidos produce alteraciones morfológicas, histológicas y bioquímicas, generando lesiones como, apoptosis y necrosis.

Los individuos fueron colectados de la pesca comercial analizando las especies, *Sphyraena qenie*, *Sardinella brachysoma*, *Seraloides leptolepsis* *Liza subviridis* y *Mugil melinopterus* (*Chelon melinopterus*), con concentraciones de plomo desde 0.172 a 0.395 $\mu\text{g/g}$, siendo inferiores a las establecidas por la FAO, aun así, se observa desintegración de las fibras musculares, debido a la bioacumulación por plomo, lo cual muestra que en niveles muy por debajo de los tóxicos existe daño en los organismos.

Arockia *et al.* (2013), usaron integradamente la histología y biomarcadores ultraestructurales para evaluar los efectos de los metales en el estuario de Ennore

en India, en donde cuantificaron el Cu, Pb, Zn, Cd, Mn y Fe, en branquias, músculo e hígado de *M. cephalus*. Señalan que ésta especie puede ser una buena indicadora de contaminación por metales, porque se encuentran asociados a los sedimentos, filtran partículas suspendidas de la columna de agua y es importante en las tramas tróficas estuarinas.

En el estuario la concentración en músculo e hígado fueron de 1.15 ± 0.23 y 4.33 ± 0.49 $\mu\text{g/g}$, respectivamente; en la zona marina, fuera del estuario, se encontraron concentraciones de plomo de 0.54 ± 0.09 y 0.98 ± 0.11 $\mu\text{g/g}$, siendo significativamente menores a las encontradas en el estuario.

Los análisis histológicos mostraron en el hígado proliferación de fibroblastos, degeneración granular, incremento de vacuolas grasas y alteración de las mitocondrias, se evidencian cambios en los grupos musculares, como procesos degenerativos, necrosis y formación de edemas musculares; reportando al estuario de Ennore (India) como un sistema crónicamente expuesto a los metales.

Kwok *et al.* (2014) estimaron la bioacumulación de cadmio, cromo, cobre, zinc y plomo entre los peces y las aves de la familia Ardeidae (garzas) en el estuario de Río Perla en China, categorizado como sitio RAMSAR, donde encontraron los metales anteriormente mencionados en los peces, las aves y sus huevos, detectaron que el consumo de los peces por las aves son una de las vías más importantes de biotransferencia y están siendo transferidos a sus huevos, afectando su conservación.

Soto–Jiménez *et al.* (2006) realizaron la cronología de 100 años de contaminación en México, analizaron los sedimentos en el estero de Urías (Sinaloa), Lago verde (región de Tuxtla), estero del río Culiacán (Sinaloa), Lago espejo lirios (ciudad de México); encontraron que el principal factor de deterioro de la calidad de los ambientes ha sido la fundición de minerales de plomo para la producción de tetraetilo de plomo para la gasolina, en donde se agregaron por combustión a la atmosfera 541,000 toneladas de plomo.

Para el estado de Sinaloa, los trabajos evalúan las concentraciones de metales en los ecosistemas acuáticos costeros, encontrándose una elevada presencia de plomo en los sedimentos y organismos.

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2000) quienes evaluaron la biodisponibilidad relativa de: Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, en las aguas costeras de Mazatlán, en especies filtradoras como el ostión (*Crassostrea corteziensis*), el mejillón (*Mytella strigata*) y el balano (*Fistulobalanus dentivarians*), encontrando variaciones estacionales e interespecíficas en metales como el Cd, Ni, Pb y Zn, evidenciando que aunque los individuos cuenten con el mismo mecanismo de alimentación común, las concentraciones fueron diferentes, siendo los balanos los que presentaron mayores concentraciones de Cd, Pb y Zn.

En sedimentos, Green-Ruiz y Páez-Osuna (2001), hallaron concentraciones de metales pesados en sedimentos superficiales del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, encontrando que el sistema lagunar está sujeto a los efectos de los contaminantes, pero en relación al plomo está de moderado a fuertemente contaminado.

Frías-Espicqueta *et al.* (2010) realizaron una recopilación de 20 años de información de los niveles de concentración de cadmio y plomo en ejemplares de importancia comercial de la zona costera; para el plomo en tejido muscular en bivalvos reportan una tendencia a la disminución, que puede estar relacionado con la prohibición de la gasolina con plomo, pero esta disminución no coincide con las concentraciones reportadas en camarones. Además, las concentraciones de plomo fueron superiores a los indicadores de presencia de impactos ambientales, también en cuestión al riesgo de consumo del tejido muscular peces y mariscos, no encontraron concentraciones superiores al nivel de riesgo.

Soto-Jiménez *et al.* (2008) evaluaron la contaminación por plomo y el riesgo potencial por consumo de pescado y mariscos, en los sistemas de Chiricahueto y Estero de Urías, en donde identificaron las fuentes, evaluando diferentes matrices abióticas (agua, material particulado, sedimentos) y bióticas (macroalgas,

angiospermas, zooplancton, molusco herbívoro, ostras filtradoras, balano cangrejo, poliqueto) se consideró una sola especie de pez que es de importancia comercial, *Mugil cephalus*. Encontraron que el plomo persiste en los ambientes y sus concentraciones pueden aumentar progresivamente debido a escorrentías por la minería, aguas residuales urbanas, industria, la escorrentía natural, los fertilizantes agrícolas y la deposición atmosférica.

De los individuos estudiados de *M. cephalus* el 20-30 % sobrepasaron los límites máximos permitidos por la legislación mexicana, presentó concentraciones promedio en Chiricahueto de $5.3 \pm 3.2 \mu\text{g/g}$ y en Urías $3.3 \pm 1.9 \mu\text{g/g}$.

Arellano (2007) desarrollo un experimento para observar la biotransferencia del plomo en organismos marinos en diferentes niveles tróficos, utilizando el modelo DYMBAM, midiendo los mecanismos de consumo en dieta, concentración en la solución y tasa de pérdida; el pez que mostró un mayor nivel de contaminación fue el *Haemulon scudderi*, alimentado únicamente con camarón, se encontró concentraciones de plomo en músculo de 0.76- 1.70 $\mu\text{g/g}$, no observó una tendencia de incremento en el tiempo y definió una tasa diaria de absorción de Pb/día de 0.08 $\mu\text{g/g}$. Así mismo, realizó una comparación entre la concentración del plomo en músculo con relación a la talla y el peso, en donde para la talla no encontró alguna relación, mientras si hubo relación con el peso.

Reporta que el plomo en los peces se acumula en músculo, piel, escama, hígado y esqueleto, haciéndolo menos biodisponible para los niveles tróficos superiores. La concentración en músculo es menor que en otros órganos, pero es considerable si se tiene en cuenta el porcentaje con respecto al peso corporal, puesto que, el músculo equivale al 50-55% del total del peso.

La eliminación por heces mostró las mayores concentraciones de plomo, siendo evidencia que esta es una ruta de desintoxicación efectiva.

Los peces expuestos tuvieron una reducción de su tasa de crecimiento del 37% con relación a los no expuestos; aun cuando las concentraciones de plomo en

productores primarios son altas (20.0-25.0 $\mu\text{g/g}$) en niveles superiores desde las artemias a peces, las concentraciones disminuyeron siendo menores de 3.0 $\mu\text{g/g}$.

Especificando la existencia de un proceso de biotransferencia del plomo en la dieta y de un proceso de bioacumulación, pero no de biomagnificación, mostró una posible disminución al incrementarse el nivel trófico, estos resultados fueron reportados posteriormente en Soto–Jiménez *et al.* (2010).

Jara-Marini *et al.* (2008) evaluaron la acumulación de metales (Cu, Pb, Cd y Hg) en el estero de Urías, donde encontraron que las actividades humanas han incrementado estos contaminantes en los sedimentos, la biota y el agua, también que las zonas de manglar sirven como un sumidero de contaminantes por su capacidad de retenerlos en los cuerpos de agua.

Encontraron que las concentraciones de plomo más altas en época seca, se evidencian en ostión *Crassostrea corteziensis* (0.38- 1.97 $\mu\text{g Pb/g}$ peso húmedo), el mejillón *Mytella strigata* (0.87- 2.61 $\mu\text{g Pb/g}$), y el alga *Caulerpa sertularioides* (1.57- 4.94 $\mu\text{g Pb/g}$), siendo menores a las reportadas en estudios anteriores, especificando que se debe a la reducción del uso de gasolina con plomo.

El plomo no presentó incremento en la red trófica modelada, pero mostró una tendencia a la disminución en los niveles superiores, por lo que no se observa una biomagnificación si no solamente la transferencia del contaminante y presenta un efecto de biodisminución al incrementar el nivel trófico.

Pero aunque la transferencia del plomo no es eficiente, el incremento de la concentración de éste en el agua puede elevar las concentraciones en los organismos, puesto que se encontraron concentraciones superiores a las establecidas por la FAO y la legislación mexicana en los peces (1.4 \pm 0.7 $\mu\text{g/g}$) evidenciando un riesgo para la salud (Tabla 4).

Tabla 4. Concentración de plomo total ($\mu\text{g/g}$) en diferentes trabajos en peces estuarinos (*peso húmedo; ** peso Seco).

Tejido	Orden	Familia	Especie	Nombre común	Conc. Pb. $\mu\text{g/g}$	Lugar	Referencia
MÚSCULO	Perciformes	Scianidae	<i>Jhonius elongatus</i>	Corvina	0.22**	Estuario Mumbay-India	Velusamy <i>et al.</i> (2014)
	Perciformes	Polynemidae	<i>Polynemus tetradactylus</i>	Barbudo	0.01**		
	Perciformes	Carangidae	Carangoidae	Carangidos	0.12**		
	Siluriforme	Ariidae	<i>Arius maculatus</i>	Bagre manchado	0.26**		
	Perciformes	Carangidae	<i>Dendrophysa russelii</i>	Carangidos	0.13**		
	Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Tetraodon sp.</i>	Botete	ND**		
	Clupeiformes	Engraulidae	<i>Coilia dussumieri</i>	Anchoa	ND - 0.17**		
	Perciformes	Terapontidae	<i>Therapon jarbua</i>	Perca	0.14**		
	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus joni</i>	Pargo	ND**		
	Clupeiformes	Engraulidae	<i>Thryssa mystax</i>	Anchoa	0.16**		
	Siluriforme	Plotosidae	<i>Plotosus limbatus</i>	Bagre aleta Negra	0.09**		
	Siluriforme	Ariidae	<i>Arius arius</i>	Bagre	0.14**		
	Clupeiformes	Engraulidae	<i>Thryssa hamiltonii</i>	Anchoa	0.02**		
	Perciformes	Scatophagidae	<i>Scatophagus argus</i>	Pez mantequilla	0.13**		
	Perciformes	Gobiidae	<i>Trypauchen sp.</i>	Gobio	0.24**		
	Perciformes	Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	Sable del pacifico	0.04**		
	Perciformes	Scianidae	<i>Johnius macropterus</i>	Corvina de aleta larga	0.11**		
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza macrolepis</i>	Salmonete	0.04**		
	Perciformes	Sphyraenidae	<i>Sphyraena qenie</i>	Barracuda aleta negra	0.39 \pm 0.03*	Estuario Manila – Filipinas	Sia Su <i>et al.</i> (2013)
	Cupleiformes	Cupleidae	<i>Sardinella brachysoma</i>	Sadinela	0.25 \pm 0.02*		
	Perciformes	Carangidae	<i>Selaroides leptolepis</i>	Carangidos	0.24 \pm 0.003*		
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza subviridis</i>	Salmonete	0.17 \pm 0.006*		
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil melinopterus</i>	Lisas-lisetas	0.18 \pm 0.01*		
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	1.15 \pm 0.23**	Estuario Ennore – India	Arockia <i>et al.</i> (2013)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	0.54 \pm 0.09**	offshore india	
	Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus (pequeño)</i>	Tilapia	4.07 \pm 4.33*	Estuario del Río Perla China	Kwok <i>et al.</i> (2014)
	Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus (mediano)</i>	Tilapia	6.80 \pm 4.81*		
Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus (grande)</i>	Tilapia	8.64 \pm 6.41*			
Perciformes	Cannidae	<i>Channa asiatica</i>	Pez cabeza de serpiente	6.32 \pm 1.50*			
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza saliens</i>	Salmonete	<0.02	Portugal	Fernandes, <i>et al.</i> (2008)	

Cont. Tabla 4.

Tejido	Orden	Familia	Especie	Nombre común	Conc. Pb. $\mu\text{g/g}$	Lugar	Referencia
MÚSCULO	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil spp</i>	Lisas-lisetas	0.04-0.05*	Mar Mediterráneo	Storelli <i>et al.</i> (2006)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> verano-invierno	Lisa- Lisa rayada	5.80 vs 7.80**	Costa de Karatas, Turquía	Cogun <i>et al.</i> (2006)
	Siluriforme	Ictaluridae	<i>Ictalurus nebulosus</i> (Detritívoro)	Pez gato americano	0.71-3.86*	Estero. Massachusetts EUA	Davis <i>et al.</i> (1996)
	Cypriniformes	Catostomidae	<i>Catostomus commersoni</i> (Detritívoro)	Ciprinido			
	Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Notemigonus crysoleucas</i> (Omnívoro)	Carpa	0.58-4.76*		
	Perciformes	Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Omnívoros)	Pez sol común			
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	1.25**	Altata	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2010)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	2.07-3.05	Estero de Urías	Frías-Espericueta <i>et al.</i> (2010)
	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon scudderi</i>	Burro pecoso	0.60- 0.90*	Laboratorio-México	Soto - Jiménez <i>et al.</i> (2010)
	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon scudderi</i>	Burro pecoso	1.40 \pm 0.70*		
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	1.00**	Altata-ensenada	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2008)
	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus colorado</i>	Pargo colorado	1.30**		
	Perciformes	Sciaenidae	<i>Cynoscion xanthulus</i>	Corvina aleta amarilla	2.60**		
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	5.30 \pm 3.20*	Chiricahueto - México	Soto - Jiménez <i>et al.</i> (2008)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	3.30 \pm 1.90*	E. Urías-México	
	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon scudderi</i>	Burro pecoso	0.76- 1.70**	Laboratorio-México	Arellano (2007)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	Liseta	2.80**	Valle de Culiacán	Izaguirre-Fierro <i>et al.</i> (1992)
Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Tilapia	0.10-1.00**			
HÍGADO	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	4.33 \pm 0.49**	E. Ennore – India	Arockia <i>et al.</i> (2013)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa- Lisa rayada	0.98 \pm 0.11**	offshore india	
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza saliens</i>	Salmonete	<0.02	Portugal	Fernandes, <i>et al.</i> (2008)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil spp</i>	Lisas-lisetas	0.28-0.30	Mar Mediterraneo	Storelli <i>et al.</i> (2006)
	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> verano vs Invierno	Lisa- Lisa rayada	11.20 vs 16.80**	Costa de Karatas, Turquía	Cogun <i>et al.</i> (2006)
VISERAS	Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus</i> (pequeño)	Tilapia	17.40 \pm 4.19*	E. Río Perla China	Kwok <i>et al.</i> (2014)
	Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus</i> (mediano)	Tilapia	21.70 \pm 7.18*		
	Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus</i> (grande)	Tilapia	26.20 \pm 5.57*		
	Perciformes	Cannidae	<i>Channa asiatica</i>	Pez cabeza de serpiente	29.60 \pm 11.50*		

2.4. Límites permisibles de plomo

Considerando los diferentes impactos de los metales sobre la salud humana, se establecieron valores máximos recomendados de exposición de los metales, en 1983 la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) realizó, en diferentes países, una compilación de los límites máximos permisibles de sustancias tóxicas en los productos pesqueros, donde se incluyen los peces y moluscos como tejido vivo. Para ese año México no reportaba límites establecidos para el plomo (Nauen, 1983).

La OMS, define para el plomo un máximo permitido en peces y productos alimenticios marinos de 0.3 µg/g peso húmedo (WHO, 1999), que es el mismo límite establecido para los países de la Unión Europea (European Union Law, 2006), mientras que en países como Australia y Nueva Zelanda el nivel es mayor (0.5 µg/g peso húmedo); pero estas son inferiores a lo establecido por la Norma Oficial Mexicana NOM-027-SSA1-1993 que registra un límite máximo de 1.0 µg/g peso húmedo para todos los productos pesqueros (Tabla 5).

Tabla 5. Niveles máximos permisibles de plomo en peso húmedo para peces y productos pesqueros.

Continentes	País	Nauen (1983)	Niveles máximos	Referencia
Mundial	FAO-OMS		0.3 µg/g	OMS- FAO (2006)
América	México		1.0 µg/g	NOM 027 (1993)
	Canadá	0.5 µg/g		
	Chile / Brasil	2.0 µg/g		
Europa	Unión europea		0.3 µg/g	European Union law (2006)
	Alemania	0.5 µg/g		
	Reino Unido / Suecia	2.0 µg/g		
	Suiza	1.0 µg/g		
Asia	India	5.0 µg/g		
	Tailandia	1.0 µg/g		
África	Zambia/Sudáfrica	0.5 µg/g		
	Sudáfrica	0.5 µg/g		
Oceanía	Australia		0.5 µg/g	Australian Government (2011)
	Nueva Zelanda	2.0 µg/g		

3. JUSTIFICACIÓN ACADÉMICA

Los ecosistemas estuarinos se han visto afectados por las actividades antropogénicas (industriales, agrícolas y/o urbanas), lo cual ha incrementado la presencia de sustancias y elementos que generan desequilibrio o toxicidad para la biota; uno de estos es el plomo, metal no esencial frecuente en los cuerpos de agua, que puede generar procesos de biotransferencia y bioacumulación, llegando a alcanzar altas concentraciones y transferido a través de las redes tróficas.

Los riesgos generados por los metales son difíciles de evidenciar, porque varían por especie, tiempo o tipo de exposición, características propias del metal, factores ambientales y mecanismos de respuesta, por tanto, evaluar la bioacumulación permite cuantificar y estimar el grado de exposición al metal, reflejando diferencias en la acumulación para cada especie.

El uso de órganos como el hígado y el músculo en la evaluación de contaminación por plomo son útiles, debido a, que estos tejidos reflejan modificaciones por exposición, además, estos poseen diferentes respuestas de defensa contra el contaminante.

El hígado es considerado un órgano de limpieza, posee un mecanismo complejo de protección contra los metales que permite la desintoxicación (ej. formación de vacuolas grasas y las metalotioneinas). El músculo posee diferentes rutas de captación y presenta una acumulación tardía del metal. Ambos reflejan cambios por exposición, características que los hacen adecuados para realizar biomonitoreos.

Es necesaria la evaluación del estado de los recursos acuáticos y determinar los impactos de los metales, sus riesgos para la biota y a su vez para la población humana, en el presente trabajo se determinaron las concentraciones de plomo en músculo e hígado de doce especies de peces, de importancia económica, de tres

sistemas estuarinos (Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava) que presentan diferentes grados de intervención antropogénica, a fin, de determinar la acumulación del plomo en los tejidos y los patrones de bioacumulación del plomo en cada especie.

4. OBJETIVOS

4.1. General

Evaluar la bioacumulación de plomo en tejido muscular y hepático de peces demersales, de tres sistemas estuarinos del sur de Sinaloa, con diferentes grados de intervención antropogénica.

4.2. Específicos

Estimar las concentraciones de plomo total en tejido muscular y hepático en doce especies de peces demersales en tres sistemas estuarinos.

Determinar si existen diferencias en la concentración y por ende de bioacumulación de plomo entre las especies y para los periodos de lluvias y secas.

Comparar las concentraciones de plomo presente en ambos tejidos con los niveles tróficos de las especie en los tres sistemas estudiados.

Relacionar los patrones de bioacumulación del plomo en músculo con la longitud y peso de las especies estudiadas.

Comparar las concentraciones de plomo en tejido muscular (parte comestible) con los límites máximos establecidos para consumo humano de la legislación Mexicana y la Organización Mundial de la Salud (OMS).

5. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio fue realizado al sur del Estado de Sinaloa, el cual se encuentra ubicado en el pacífico mexicano, en la parte Este del golfo de California; posee una extensión de 58,092 km², desde la Latitud Norte 22°31'00 al 26°56'00" y Longitud Oeste 105°24'00 al 109°27'00".

Presenta una gran diversidad de reservas hídricas, conformadas por 11 ríos y 234 arroyos; cuenta con ocho represas, que son el soporte de la disponibilidad hídrica a los diferentes municipios, generando 15,200 Mm³. Los afluentes más importantes son Fuerte Culiacán y Sinaloa, nacen en la vertiente oeste de la Sierra Madre Occidental, entre los estados de Chihuahua y Durango (CNA, 1998; Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Sinaloa soporta diferentes impactos antropogénicos que aportan contaminantes a los ecosistemas, como son:

La agricultura: representó en el 2013 para el estado una producción cercana a 10.03 millones de toneladas de productos, en 1.2 millones de hectáreas, correspondientes a 33,659 millones de pesos, esta producción se centra en el cultivo de maíz, frijol, tomate, sorgo, trigo, algodón, garbanzo, chile verde, papa caña de azúcar y frutas (CEEES, 2014).

Ganadería: es el más importante del sector pecuario aportando un total de 7,557.28 millones de pesos mexicanos, representado principalmente por Bovinos (3,691.06 millones de pesos), seguido por las aves (3,185 millones de pesos), Porcino (562.20 millones de pesos), ovinos (67.81 millones de pesos) y caprinos (50.96 millones de pesos) (CEEES, 2014).

La minería: en el estado tiene más de 200 años, siendo una fuente importante en la economía del mismo, aportando en el 2013, 5,255 millones de pesos, de estos, la explotación de metales como el oro, la plata, el cobre, hierro, plomo y zinc

generaron 1,732 millones de pesos (485,090 toneladas), el plomo aportó 106 millones de pesos que corresponden a 4,315 toneladas (CEEES, 2014).

Otras actividades que generan impactos son: el turismo, la acuicultura, los asentamientos humanos y la pesca, en esta última, Sinaloa es líder en captura de camarón, tunidos, jaibas y tiburón; capturados en altamar, bahías y esteros con un total de 36,912 pescadores, para el 2012, aportó un 20% del total (peso vivo), ocupando el segundo lugar de producción en el país con 341,042 toneladas (4'092,375 Pesos MXN), y en producción acuícola de 50,882 toneladas, principalmente de camarón, tilapia y ostiones, generando 1'994,094 pesos MXN (ISAPESCA, 2013).

El área de trabajo se ubicó en la plataforma continental de la zona sur-oriental del Golfo de California, la cual, presenta diferentes ríos que afectan los procesos litorales, brindando sedimentos, materia orgánica y nutrientes (De la Lanza-Espino y Cáceres-Martínez, 1994).

Esta zona costera, es influenciada por cambios ciclónicos y la confluencia de tres corrientes superficiales; la corriente de California, con agua fría y baja salinidad; la corriente del sur de México (corriente de Costa Rica) y el flujo saliente del golfo de California, con aguas cálidas (WWF, 2001).

El clima de la región es tropical subhúmedo, con variaciones de temperaturas que van desde los 19.7 °C en febrero, hasta los 28 °C en agosto. La precipitación anual ronda los 800 mm, siendo la temporada de lluvias entre julio y octubre (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001). Estos sistemas poseen una gran cantidad de nutrientes, dando soporte a las redes alimenticias de gran riqueza biológica (WWF, 2001).

Los muestreos se realizaron en tres sistemas lagunares, que presentan diferentes áreas de cobertura de manglares y con diferentes grados de impactos antrópicos, los cuales son:

5.1. Estero de Urías

Localizado al sur del Municipio de Mazatlán, entre los 23°10'36" y 23°13'00"N y 106°20'00" y 106°25'35"O; considerada un área marina prioritaria por el gobierno mexicano, debido a la importancia ecológica y económica, puesto que, es hábitat de una gran variedad de especies únicas o en peligro de extinción (Soto-Jiménez *et al.*, 2008).

Su clima es tropical-subtropical, se presentan dos estaciones contrastantes al año, con temperatura media anual de 25°C; una precipitación media de 800 mm, principalmente en la temporada de lluvias; su salinidad media es de 34 ‰ (pero se pueden encontrar desde 25.8 a 38.4 ‰), el estero se considera como un sistema estuarino en época de lluvias (julio ± octubre) y antiestuarino en época seca (noviembre ± junio) (Pritchard 1967; García 1973; Conteras-Espinoza, 1993; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Méndez, 2002; Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Es clasificado como un sistema lagunar tipo III-B (III-A) presentando una entrada permanente y orientación semi-paralela a la línea de costa (Lankford, 1977); con un tiempo de recambio hidrodinámico de todo el cuerpo de agua entre 5 a 7 días (Del Río Chuljak, 2003), su régimen de mareas es de predominancia semidiurna, con una amplitud media de 0.9 m (Del Río Chuljak, 2003; Montaña-Ley y Páez-Osuna, 1990).

El Estero presenta diferentes focos de presión antropogénica como son: los desechos municipales, portuarios (barcos y buques), la pesca, el procesamiento de mariscos, la generación de energía (termoeléctrica), la cría de camarones, la escorrentía de las aguas pluviales y residuales sin tratar, problemas de invasión de terrenos (reservados como humedales) y descargas clandestinas de aguas no tratadas; generando diferentes fuentes de sustancias potencialmente tóxicas, haciéndolo susceptible a la contaminación acumulativa (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Bojórquez, 2002).

Este estero posee una superficie de 18 km² y una longitud de 17 km, con una profundidad de 1-10 m, considerando los diferentes impactos se puede dividir en

tres sectores, el primero corresponde a los 3 primeros kilómetros, desde de su desembocadura, donde se localiza el puerto y la flota pesquera, se considera el sector más contaminado donde se encuentra el matadero, la procesadora de harina de pescado y las descargas de aguas residuales, que generan eutrofización (García 1973, Ochoa-Izaguirre, 1999; Páez-Osuna *et al.*, 1997; Ruelas- Inzunza y Páez Osuna, 2000; Contreras-Espinoza y Castañeda-López, 2004).

El segundo sector va desde el kilómetro 3 al 7, donde se encuentra la termoeléctrica, diferentes industrias pesqueras y el rastro municipal; en este se genera un gran aporte de residuos de la ciudad de Mazatlán y áreas contiguas (García 1973, Ochoa-Izaguirre, 1999; Páez-Osuna *et al.*, 1997; Ruelas- Inzunza y Páez Osuna, 2000; Contreras-Espinoza y Castañeda-López, 2004).

El último sector corresponde desde el kilómetro 7 al 17, donde se encuentra la empresa camaronera Clementina y las formaciones de manglar, compuestas principalmente por mangle negro (*Avicennia germinans*), blanco (*Laguncularia racemosa*), rojo (*Rhizophora mangle*) y botoncillo (*Conocarpus erectus*) esta es considerada no contaminada, ya que presenta poca influencia antropogénica (García, 1973; Ochoa-Izaguirre, 1999; Páez-Osuna *et al.*, 1997; Ruelas- Inzunza y Páez Osuna, 2000; Contreras-Espinoza y Castañeda-López, 2004; Tabla 6; Figura 4).

Los canales con manglares presentan una amplitud promedio de 300 m, profundidades superficiales de 0-2 m, con sedimentos constituidos por limos y arcillas, pobremente clasificados y gran cantidad materia orgánica, los canales artificiales, como el canal de navegación, muestran amplitudes de 300 a 1200 m y profundidades de 2 a 12 m, con sedimentos constituidos por arenas gruesas, presencia de gravas y restos de conchas, en la laguna superior, los sedimentos son de origen aluvial, lacustre y litoral, constituidos por cuarzo, plagioclasas, feldespatos, arcosas, orto-cuarzitas y lito-arenitas del cuaternario (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; CAPSA 2012).

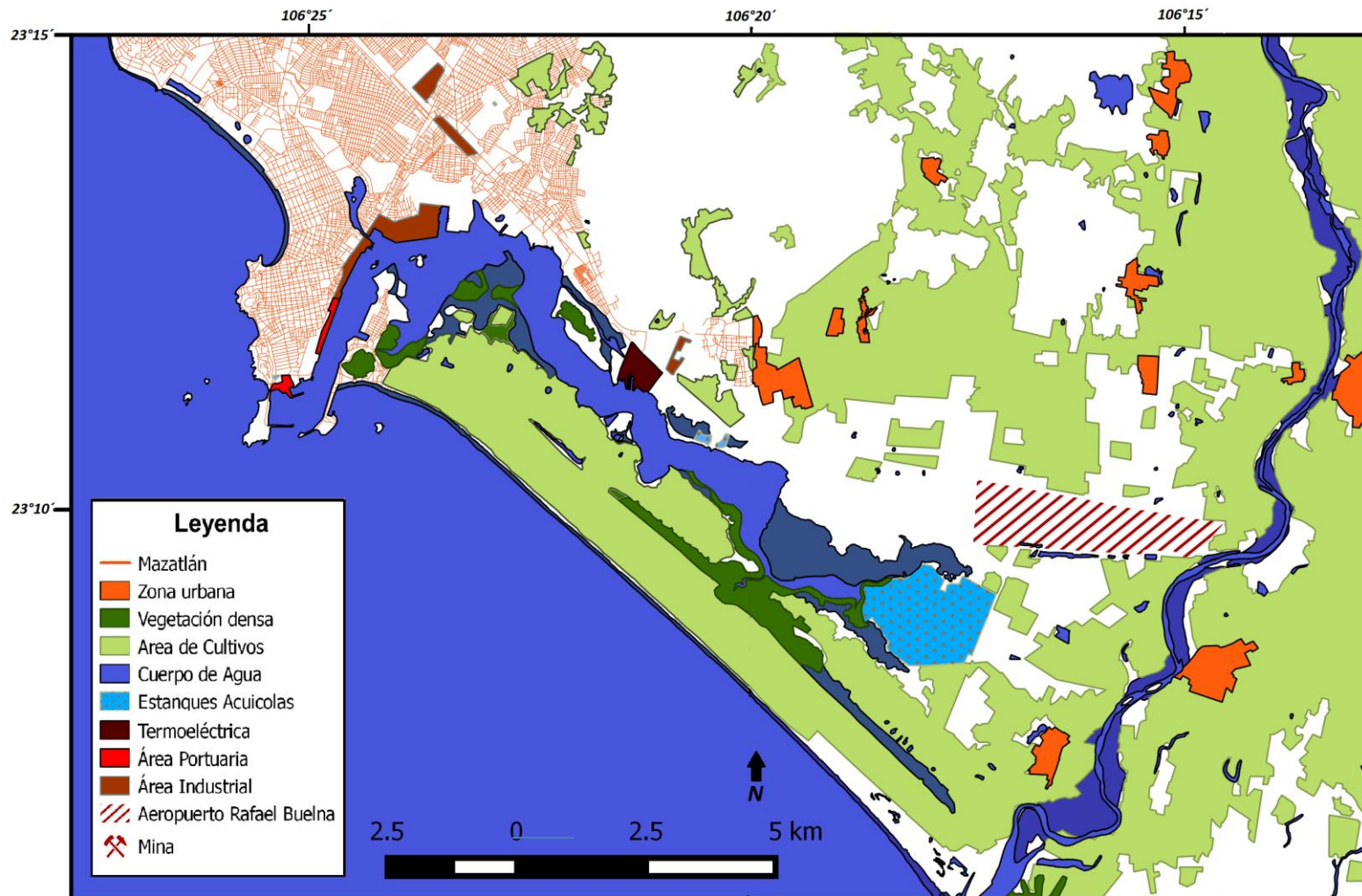


Figura 4. Estero de Urías. Tomado y modificado del mapa topográfico escala 1:50,000 (INEGI, 2014a).

5.2. Huizache-Caimanero

Es considerado un sitio RAMSAR desde el febrero de 2007, localizado cerca de la población del Walamo, municipio de Mazatlán, ubicado entre los 23°05'33.34"N y 22°49'48.52"N y los 106°17'26.97"O y 106° 2'4.79"O; esta laguna costera recibe aportes de agua dulce de los ríos Presidio y Baluarte; está conformada por dos cuerpos de agua que dan como resultado una extensión de 17,100 hectáreas (Huizache 6,000; Caimanero 12,000) (RAMSAR, 2010; Figura 5).

Se clasifica como laguna tipo II-A (Lankford, 1977) con una profundidad somera media de 0.50 a 1.5 m que varía de acuerdo a la estación del año, su nivel máximo se presenta en la época de lluvias (junio a septiembre) con profundidades de 2m, mientras que en la época de secas (desde la primavera y parte del verano) presenta nivel muy bajo y su extensión se reduce 1400 hectáreas quedando gran parte del sistema totalmente descubierta (Aquino-Guzmán *et al.*, 1983).

Su geomorfología es larga y angosta, posee una barrera arenosa llamada Isla Palmito de la Virgen, dos bocas que se cierran naturalmente, pero los pescadores y autoridades las dragan frecuentemente manteniéndolas abiertas; al noreste el río Presidio, se comunica con el mar por el Tapo Botadero; se forma un aislamiento con Caimanero en el sector del Tapo Pozo de Hacienda, que es cerrado en la temporada de camarón; el Ostial se ubica al norte de la laguna, en este sector se encuentran canales con una longitud aproximada de 10 km bordeados de manglar (Amezcu-Linares, 1977; Warburton, 1978; Contreras, 1985; Contreras-Espinoza, 1993).

La formación geológica de Huizache-Caimanero se caracteriza por presentar una plataforma de barrera interna, con depresiones inundadas en los márgenes internos del borde continental, rodeados por formaciones terrígenas, protegidas del mar por barreras arenosas; presenta algunas corrientes pequeñas que fluyen hacia la laguna y sólo se activan durante la época de lluvia; se ha determinado que las lagunas se están azolvando rápidamente por los sedimentos de las zonas

altas, que son transportados por los ríos, mediante un proceso geológico natural (Álvarez *et al.*, 1984; Lankford, 1977; De la Lanza y García, 1991).

Los sedimentos son principalmente arcillas pobremente clasificadas; en la región periférica sureste se encuentran limos muy finos, pobremente clasificados; frente al Tapo Hacienda se halla arena muy fina, pobremente clasificada, el cuarzo es el más abundante, variando de 41 a 92%. También se encuentran: Feldespatos de 5 a 7%, minerales oscuros del 2 al 22%, fragmentos de roca ígnea y metamórfica del 0 al 7% y minerales trazas (Álvarez *et al.*, 1984; Lankford 1977; De la Lanza y García, 1991).

Se observa que la actividad humana ha modificado la composición de los suelos y ha incrementado la velocidad de azolvamiento, esto a causa de actividades como las canalizaciones, la agricultura, los pesticidas y la tala del mangle, que ha aportado nuevos componentes al suelo y no son recirculados (Álvarez *et al.*, 1984; Lankford 1977; De la Lanza y García, 1991).

El sector menos recirculado es la laguna grande del Caimanero, en las zonas de bocas (Barrón y Chametla), el agua tiende a fluir de manera constante pero restringida; mostrando el sistema poco intercambio oceánico, realizando un recambio de agua en 67 días (Álvarez *et al.*, 1984; Lankford 1977; De la Lanza y García, 1991).

Los cambios climáticos, pluviales y marinos del sistema, hacen que se encuentren variaciones de salinidad y fisicoquímicos fuertes; mostrando tres zonas hialinas distintas: la primera, en los esteros de Agua dulce y el Ostial que se caracteriza por ser una zona de mezcla con salinidades de 3 a 30 ‰; la segunda, que va hasta la unión de las lagunas con valores de 3 a 25 ‰ y la tercera, en los cuerpos lacustres con poca variación de ciclo mareal con 15 a 60 ‰ (De la Lanza y García, 1991).

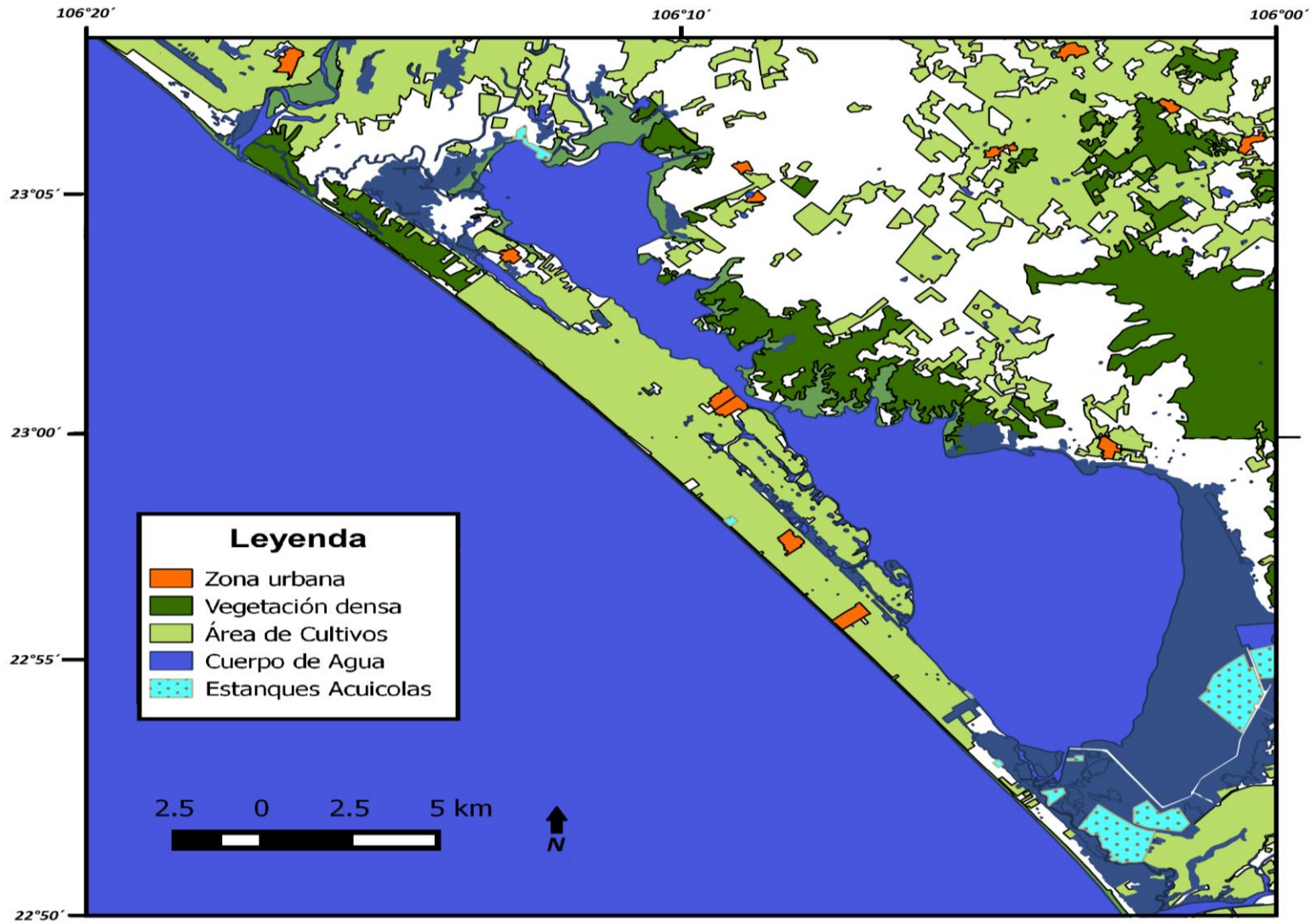


Figura 5. Sistema Huizache-Caimanero. Tomado y modificado del mapa topográfico escala 1:50,000 (INEGI, 2014b).

5.3. Teacapán-Agua brava

Hace parte del complejo lagunar de marismas nacionales y fue declarado sitio RAMSAR el 22 de Junio de 1995; se localiza en el límite de los estados de Sinaloa y Nayarit a los 22°32'45.84" y 22°11'6.04" N y los 105°45'37.11" y 105°38'22.57"O; incluido dentro de la depresión central, entre los depósitos de las llanuras aluviales deltaicas de los ríos San Pedro, Acaponeta y Grande de Santiago (Flores-Verdugo *et al.*, 1990; INEGI, 1995, SEMARNAT, 2008).

Posee una superficie aproximada 38,000 ha, formado por un complejo de canales de marea, laguna costera y formaciones amplias de manglar, con cuatro especies: el Blanco (*L. racemosa*), rojo (*R. mangle*), negro (*A. germinans*) y botoncillo (*C. erectus*). Presenta un clima subhúmedo tropical, con una temperatura media anual de 27°C y su precipitación anual oscila entre 1.000-1500 mm (Flores-Verdugo *et al.*, 1990; Figura 6).

Se clasifica como laguna tipo III-A (III-C), formada por plataformas de barreras internas, con depresiones inundadas en los márgenes internos del borde continental, rodeados de superficies terrígenas y protegida del mar por barreras arenosas; su formación data de los últimos cinco mil años, el canal se formó de un aluvión de la interacción entre las corrientes litorales y el suministro de sedimentos, donde los ríos aportaron arena, limo y arcilla hacia el mar (Lankford, 1977; SEMARNAT, 2008).

Los suelos son de tipo Solonchak con alta salinidad y alto contenido de sodio intercambiable, sedimento limoso tipo Feozem Háplico, con una capa superficial blanda rica en materia orgánica y nutrientes, la conexión entre el estuario y el mar es de tipo intermedio, con un recambio de agua de 22.8 días (Acosta-Velázquez, 2003; SEMARNAT, 2008).

El sistema posee dos bocas una al norte y la segunda al sur llamada el "Palmar de Cuautla", esta se encuentra ubicada paralela a la costa y posee un ancho de 1km (Álvarez *et al.*, 1990). Presenta profundidades de tres a nueve metros, formando la

laguna de Agua grande donde se encuentra la Isla Palma, que posee la mayor formación de manglares (Lankford, 1977; SEMARNAT, 2008).

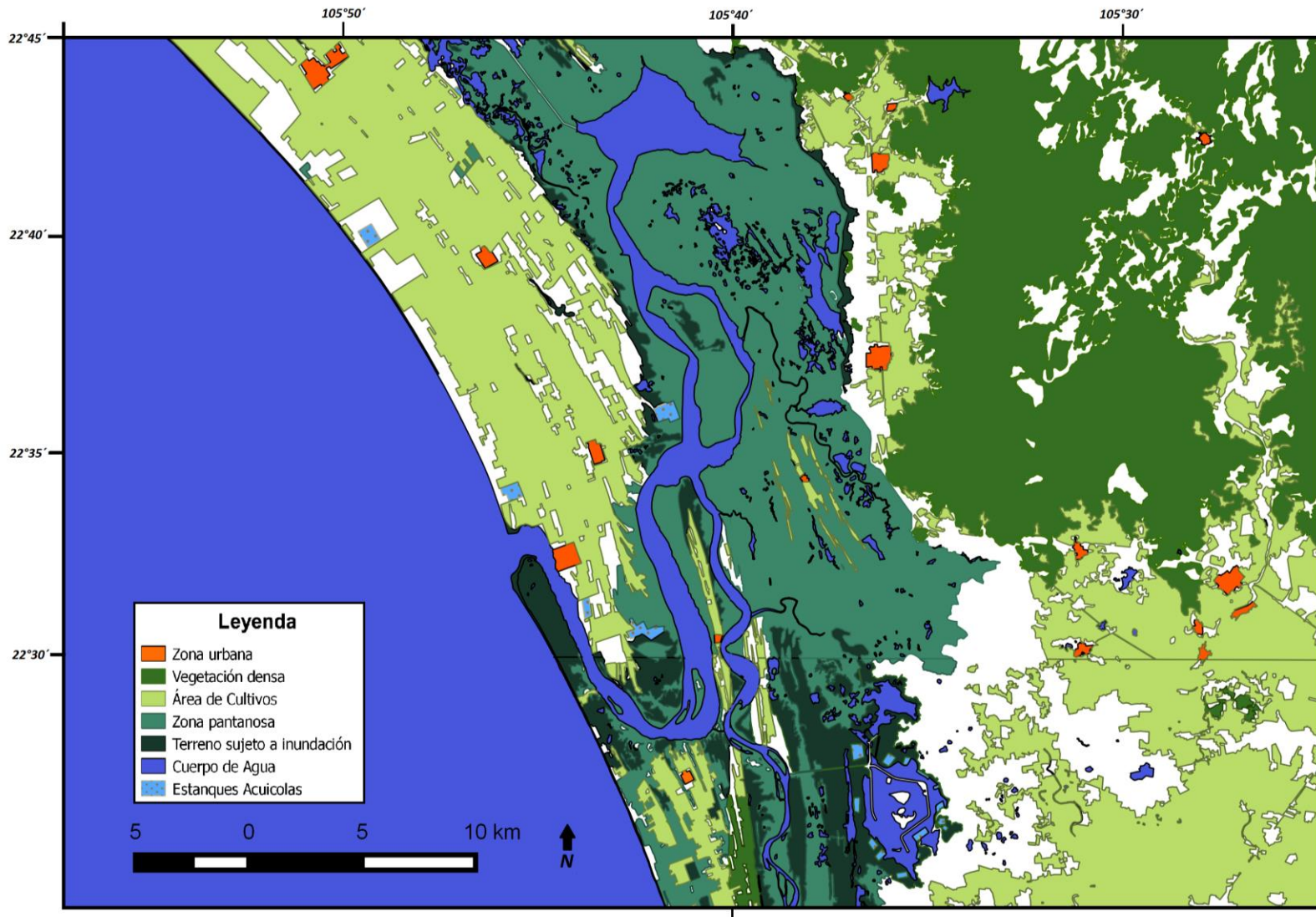


Figura 6. Sistema Teacapán-Agua brava. Tomado y modificado del mapa topográfico escala 1:50.000 (INEGI, 2014c).

Tabla 6. Características de los sistemas Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava.

Característica	Urías	Huizache-Caimanero	Teacapán-Agua brava	Referencias
Sistema lagunar	III B	II A	II A – III C	Lankford (1977)
Salinidad	25,8-38,4‰	3-60 ‰	20-35‰	Contreras-Espinoza (1993); Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001); Páez-Osuna (2007).
Tiempo recambio	5-7 días	67 días	22,8 días	Del Río Chuljak (2003); Álvarez <i>et al.</i> (1984); Lankford (1977); De la Lanza y García (1991).
Tipo de sedimento	Limos y arcillas mal clasificados y MO, arenas gruesas gravas y restos de conchas cuarzos, feldespatos, plagioclasas	Arcillas pobremente clasificadas, limos, limos muy finos, mal clasificados, arenas finas	Limosos tipo Feozen háplico (MO + Nutrientes)	Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001); CAPSA (2012); Álvarez <i>et al.</i> (1984); Lankford (1977); De la Lanza y García (1991).
Vegetación	Mangle Negro (<i>A. germinans</i>), Blanco (<i>L. racemosa</i>), Rojo (<i>R. mangle</i>), Botoncillo (<i>C. erectus</i>)			Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1990); Acosta-Velázquez (2003).
Impactos	Desechos municipales, portuarios y clandestinos. Procesamiento de mariscos. Termoeléctrica. Pesca. Invasión de terreno	Dragado de barra. Canalización. Agricultura/pesticidas, Pesca. Tala mangle.	Agricultura. Ganadería. Modificación de suelo. Pesca.	Páez-Osuna <i>et al.</i> (1997); Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001); Bojórquez (2002).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras fueron obtenidas de dos maneras: las primeras a partir del estudio previo de Martínez (2013) recolectadas en el periodo 2011-2012; de éstas se seleccionaron los digeridos de las especies evaluadas en el presente trabajo; la segunda recolecta se realizó a partir de muestreos como se describe a continuación:

6.1. Fase de Campo

Se realizaron muestreos de mayo de 2013 a abril del 2014, de manera bimensual, en los tres sistemas lagunares estuarinos. Para los sistemas de Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava se utilizaron lanchas tipo panga de 7.5 m de largo, con motores fuera de borda de 25 a 60 HP, los peces fueron capturados con chinchorro, que es una la red de enmalle tipo agallera con ojo de malla de 2 ½ y 3 ½ pulgadas y 600 pies de largo.

La red se ubicó lateralmente a la columna de agua en donde se dejó operar por 20 minutos en cada punto del muestreo, mientras se esperaba este tiempo, se utilizó como arte adicional la atarraya, para buscar ejemplares más pequeños para cada estación.

Seguido, los peces capturados fueron almacenados en bolsas de plástico debidamente etiquetadas, se refrigeraron y transportaron al laboratorio; todos los muestreos contaron con el apoyo de pescadores locales; para el estero de Urías se realizaron dos muestreos mensuales de ejemplares a partir de la pesca comercial de pequeña escala.

Durante los muestreos se midieron: la salinidad, temperatura y oxígeno disuelto, el pH fue calculado a partir de los datos recolectados en el periodo 2011-2012 para cada uno de los sistemas, en donde se obtuvo el promedio por época (Lluvias-Secas).

Teniendo así, un total de 500 individuos; 185 fueron recolectados en Teacapán-Agua brava (37%); 184 en Huizache-Caimanero (37%) y 131 de Urías (26%) (Figura 7a).

Por época climática para secas 265 individuos, en Huizache-Caimanero se recolectaron 81 individuos (16%), en Teacapán-Agua brava 114 (23%) y en Urías 70 individuos (14%) y 235 individuos en época de lluvias, con 104 ejemplares (21%) de Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava 70 (14%) y Urías 61 individuos (12%) (Figura 7b), logrando una buena representatividad de once especies por épocas y sistemas, excepto con *C. xanthulus*, que registró pocos individuos en Teacapán-Agua brava y Urías (Figura 8).

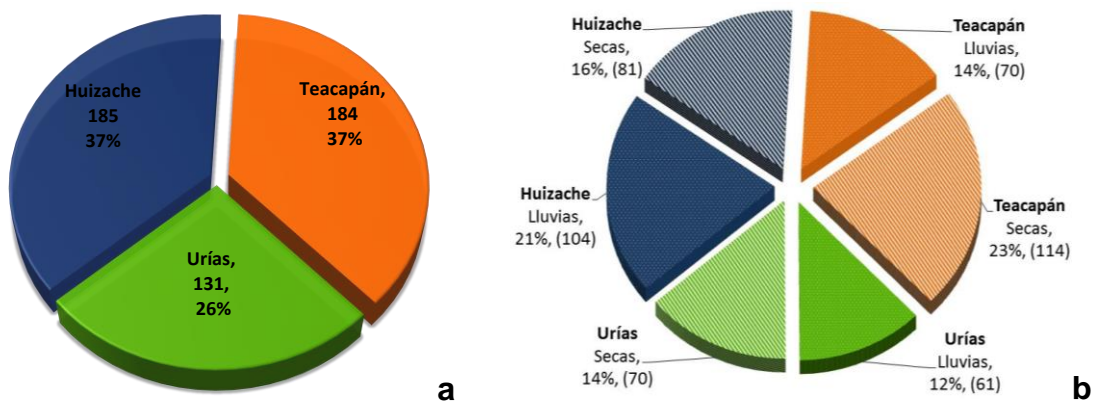


Figura 7. Individuos recolectados en los sistemas de Urías, Teacapán-Agua brava y Huizache-Caimanero a) Total, b).por épocas (Lluvias y Secas).

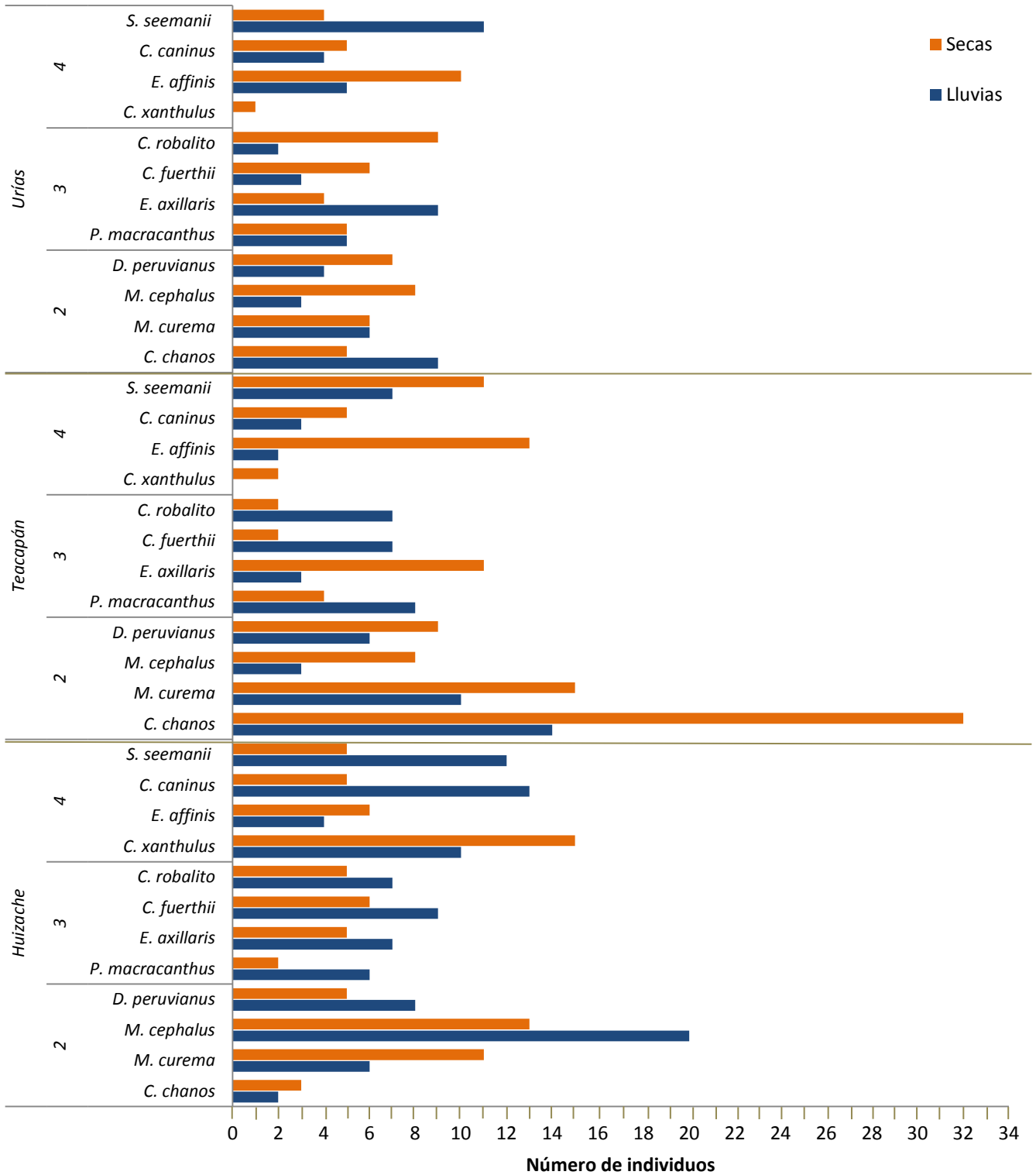


Figura 8. Número de individuos por especie, lugar (Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava, Urías), época (Lluvias, Secas) y nivel trófico (representado por los números 2, 3, 4).

6.2. Fase de Laboratorio

6.2.1. Preparación material

El material plástico utilizado en todos los procesos fue limpiado previamente de acuerdo a los especificado por Moody y Lindstrom (1977); primero, fueron lavados con jabón y agua destilada; segundo, se sumergieron en un baño de ácido clorhídrico (HCl 2M) durante tres días, se enjuagaron con agua milli-Q, luego se sumergieron en ácido nítrico (HNO₃ 2M) durante tres días, se retiraron del baño y se enjuagaron con agua milli-Q, se dejaron secar a temperatura ambiente y fueron guardados en bolsas para su uso posterior.

6.2.2. Identificación y medición

Se realizó la identificación taxonómica de los individuos recolectados en el laboratorio de Ictiología y Pesquerías del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Mazatlán, UNAM, utilizando como referencia las guías de identificación de la FAO (Fischer *et al.*, 1995); Seguido se tomaron los datos merísticos de cada individuo considerando las tallas total y furcal (si aplica), con un ictiómetro con mínimo 1 mm, el peso (total, eviscerado) con balanza digital OHAUS ValorTM1000 con precisión de 1.0 g.

Los individuos fueron diseccionados, obteniéndose así el hígado y el músculo que fue recolectado de la zona dorsal media; ambas muestras fueron pesadas con una balanza SARTORIUS con precisión de 0.01 g; se almacenaron en recipientes plásticos y se dejaron en congelación.

6.2.3. Liofilización y digestión

Las muestras congeladas pasaron por un proceso de eliminación de la humedad a partir de liofilización, donde se dejaron en la liofilizadora Labconco durante 24-36 horas a una temperatura de -49°C y una presión de 133×10^{-3} mBar.

Después las muestras fueron molidas en un mortero de ágata, del producto homogenizado obtenido se tomaron cerca de 0.25 g, pesados en una balanza

analítica con una precisión de 0.001 g, luego se añadieron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado en recipientes de teflón (Savillex), se dejó durante la noche (12 horas aprox.) en pre-digestión, luego se sellaron herméticamente los recipientes para iniciar la digestión, se ubicaron en una plancha de calentamiento durante tres horas a 120°C , se dejaron enfriar y el material fue ubicado en frascos plásticos y se aforó a 25 mL, quedando el material listo para el análisis.

Para el control de calidad se utilizó como material de referencia para músculo DORM-3 (NRC-CNRC, 2007) y para el hígado DOLT-4 (NRC-CNRC, 2008) permitiendo validar el procedimiento y los resultados.

6.2.4. Determinación de plomo

La determinación de plomo total, fue realizada por el método de espectrofotometría de absorción atómica conectado con horno de grafito (EAA-GF) en un equipo Varian SpectrAA 220 (Figura 9), la curva de calibración se generó de acuerdo a lo especificado por Rothery (1988), se utilizó una longitud de onda de 283 nm con un máximo de absorbancia de 1.4; se usó como modificador el ortofosfato de amonio ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) 5 mg/mL y como matriz nitrato de magnesio ($\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$) utilizando el método de adición de estándares internos y el modificador de matriz; la exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia *DORM 3* para músculo con un contenido de plomo de 0.395 ± 0.050 mg/kg (peso seco) (NRC-CNRC, 2007). Para el hígado se utilizó como material el *DOLT4* con plomo total de 0.16 ± 0.04 mg/kg (peso seco) (NRC-CNRC, 2008).



Figura 9. Espectrofotómetro de absorción atómica, con horno de grafito (Varian SpectrAA 220).

6.3. Análisis de Datos

6.3.1. Estructura de tallas

La identificación de grupos modales por especie se realizó a partir de las distribuciones de frecuencia de la longitud total (Lt), utilizando los registros existentes desde junio de 2012 a julio de 2014, los cuales se ajustaron a un análisis multimodal, que consiste en obtener una serie de modas con desviación estándar y un índice de separación (Haddon, 2001):

$$IS = \frac{L_{(a+1)} - L_a}{(S_{a+1} + S_a)/2}$$

Dónde:

IS = Índice de Separación.

La= Longitud media de la moda a.

Sa= Desviación estándar de la moda a.

Esto se realizó con el fin de facilitar los análisis posteriores, ya que las especies analizadas presentan diferencias en sus tamaños, por lo que se definieron tres grupos: chicos, medianos y grandes; para poder así realizar comparaciones entre las especies, en los casos de encontrarse más de tres modas, se determinó que a partir de la tercera todos los organismos se agruparan como organismos grandes para mantener una homogeneidad en el análisis (Figura 10).

A partir de las frecuencias obtenidas en los análisis multimodales y los valores estadísticos de los individuos (Tabla 7), se encontró que los peces recolectados, corresponden es su mayoría a individuos de tallas y pesos medianos (*C. chanos*, *M. cephalus*, *D. peruvianus*, *P. macracanthus*, *E. axillaris*, *C. fuerthii*, *C. xanthulus*, *E. affinis*, *C. caninus*, *S. seemanii*) y grandes (*M. curema* y *C. robalito*). Los pescadores al utilizar artes de pesca, como la red de enmalle de 3 a 3.5 pulgadas, generan selectividad en las captura y esto junto al interés de los consumidores al buscar ejemplares de un tamaño “platero”, permitió centrar los análisis de plomo

para todas las especies, en los tamaños y pesos, que realmente son de enfoque comercial en el sector.

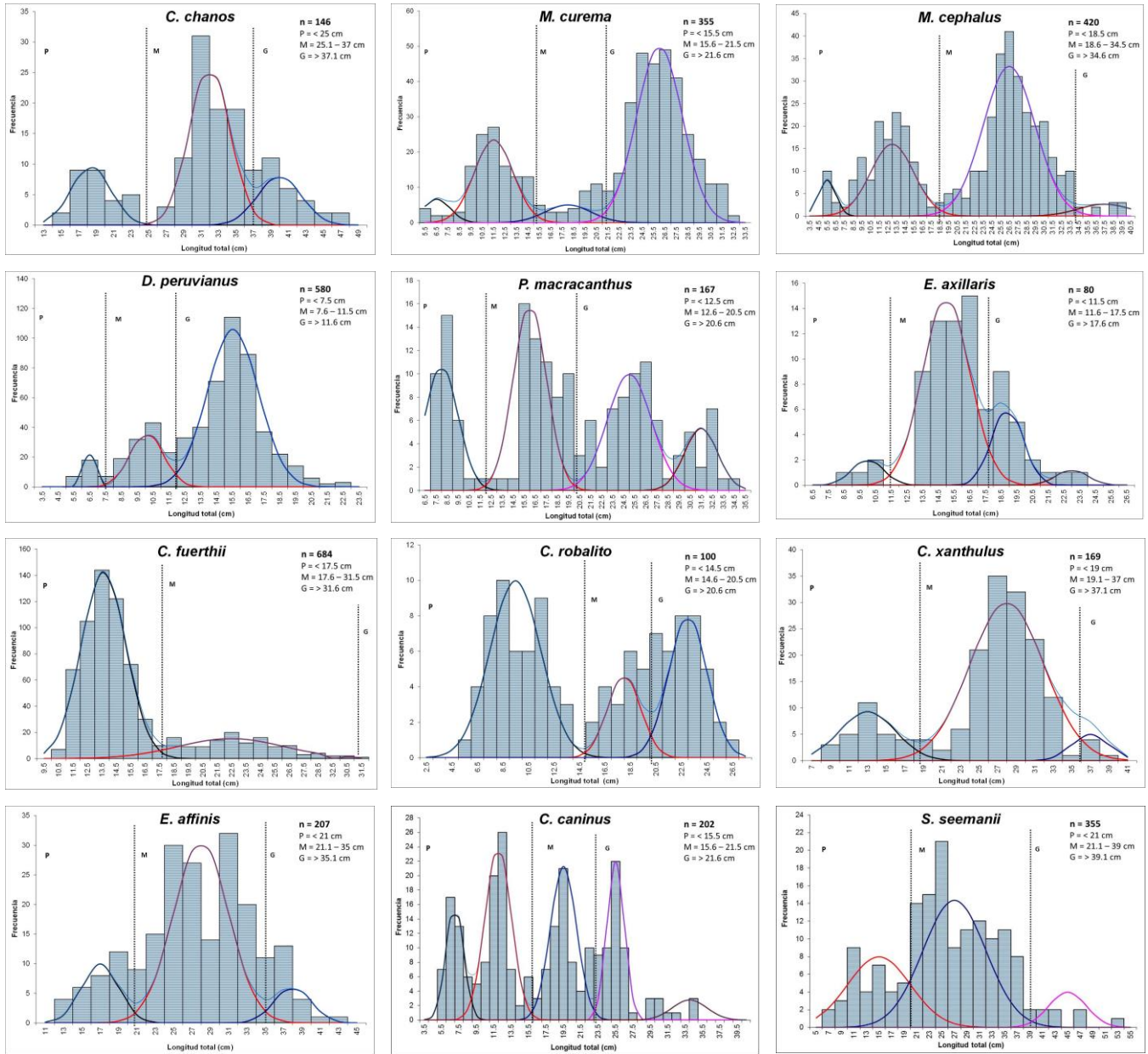


Figura 10. Estructuras de tallas unificadas a partir del análisis multimodal en donde se definen los individuos por categorías. (P = pequeño, M = mediano, G = grande).

6.3.2. Concentraciones de plomo

Para determinar las concentraciones de plomo, expresada en $\mu\text{g/g}$ (peso seco), se le restó la lectura del blanco a la lectura de la muestra (ambas en $\mu\text{g/g}$), se divide el resultado entre el peso del tejido utilizado en el análisis, tal como se expresa en la siguiente ecuación:

$$\text{Conc. de Pb}(\mu\text{g/g}) = \frac{Lm(\mu\text{g}) - Lb(\mu\text{g})}{Pm(g)}$$

Dónde:

Lm = Lectura de la muestra.

Lb = Lectura de blanco.

Pm= Peso de la muestra.

6.3.3. Estadística descriptiva

Se determinaron medidas de tendencia central, desviación estándar, pruebas de homogeneidad de varianzas y normalidad, para la longitud total (Lt) y peso total (Pt) y concentración de plomo total (peso seco) para cada una de las especies evaluadas, por sitios y épocas (lluvia y seca) para determinar si existe o no diferencias significativas; se plantearon inicialmente pruebas paramétricas a partir de las pruebas de normalidad y homocedasticidad (Zar, 2000).

Se realizaron análisis con métodos multivariados para determinar si existen afinidades biológicas entre las especies, debido a que se trabajaron diferentes especies, se realizó un análisis en conjunto para definir la estructura y su relación con el ambiente (Clarke y Warwick, 2001).

6.3.4. Análisis multivariados

Para realizar las comparaciones entre los diferentes factores se efectuaron análisis con pruebas estadísticas multivariadas, para identificar y caracterizar los cambios e interacciones entre las variaciones en la concentración de plomo total (peso seco) que se puedan observar entre los tejidos (músculo e hígado), lugares (Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava y Urías), épocas (Lluvias y Secas),

tamaños (Chico, Mediano y Grande), niveles tróficos (2, 3 y 4), permanencia en el estuario (Intermedio, Residente y Migratorio) y hábito alimenticio (Planctívoro - Herbívoro, Carnívoro, Omnívoro).

Se utilizaron modelos de clasificación y de ordenación para la verificación de resultados con el Software PRIMER- E con permanova versión 6.0 (2007). Estos métodos de ordenación proyectan los puntos de un espacio multidimensional sobre un espacio de menor dimensión, definido por un menor número de ejes en una representación gráfica de dos o tres dimensiones (Clarke y Warwick, 1994).

La técnica de clasificación por agrupamiento fue el análisis de conglomerados que tiene por objeto encontrar grupos naturales de similitud, como las muestras de un grupo, si estas son o no similares entre ellas con relación a las muestras de otros grupos, el resultado es un esquema jerárquico, un diagrama de árbol, donde el eje define el grado de similaridad entre dos muestras o grupos (Clarke y Warwick, 1994).

La técnica de ordenación que se adoptó fue el análisis de escalamiento multidimensional (MDS) no-métrico, que es un algoritmo numérico complejo pero simple de aplicar; el modelo hace pocas suposiciones sobre la forma de los datos o de las interrelaciones de las muestras y el acoplamiento entre el cuadro final y los datos originales. El propósito de MDS es construir un mapa en un número especificado de dimensiones, las cuales satisfacen tentativamente las condiciones impuestas por el intervalo de la matriz de similitud y se compara un valor de estrés al final del análisis MDS (Clarke y Warwick, 1994).

Ambos se basan en una matriz de clasificación jerárquica del promedio de las concentraciones de plomo total (peso seco) entre los tejidos (músculo, hígado), épocas (lluvias, secas), y zonas (Estero de Urías, Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava), con base en el índice de Bray-Curtis, determinando el grado de ordenamiento.

Para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los grupos definidos *a priori*, se realizó una prueba de análisis de similitud (ANOSIM), a partir del rango de similitud global que sirve como medida comparativa de la separación entre grupos (-1 a 1), cuando este se aproxima a cero no se rechaza la hipótesis nula y se considera que no existen separaciones entre grupos. En caso de que ANOSIM indique que existen diferencias, se procede con un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) que determina cuáles son las especies que causan las diferencias entre los grupos previamente definidos (Clarke y Warwick, 2001).

6.3.5. Análisis mínimos cuadrados y T student

Este análisis fue realizado para determinar el efecto de cada uno de los factores con relación a la concentración de plomo total (peso seco) para cada especie; se utilizó el Software JMP versión 11.2 (Hodgson, 2013).

El método de mínimos cuadrados es usado para ajustar los datos basados a un criterio de mínimo error cuadrático, que busca reducir las diferencias entre los residuos en un modelo lineal de los datos, la línea de regresión puede presentar una relación directa entre las variables con pendiente positiva o negativa; o no existir ninguna relación generando una pendiente de cero; la ecuación que representa el modelo es (Abdi, 2003; Hodgson, 2013):

$$y_i = \alpha + \beta x_i + \varepsilon$$

Dónde:

Y_i = Valor de la variable dependiente en la i ésima observación.

α = primer parámetro de la ecuación de regresión, valor de Y cuando X = 0.

β = Segundo parámetro de la ecuación de regresión, que indica la pendiente de la línea de regresión.

x_i = valor específico de la variable independiente, en la i ésima observación.

ε = error del muestreo aleatorio en la observación.

La prueba de T student, se utiliza para contrastar hipótesis sobre medias en las poblaciones, es una prueba paramétrica, en donde se estima la media de una población de tamaño pequeño. Se utilizó esta prueba para muestras independientes a partir del ajuste de mínimos cuadrados para definir cuál de los factores presentaba diferencias significativas ($T < 0.05$) en cada una de las especies y si se encontraban diferencias significativas, fueron definidas a partir de una prueba Tukey, dentro de cada factor, para saber cuál es el que genera tales diferencias (Hodgson; 2013).

6.3.6. Análisis de correlación

Se realizó un análisis exploratorio a los datos de concentración del plomo total (peso seco) donde se determinó que los datos no son paramétricos, por lo que se realizaron correlaciones de Spearman a partir de las regresiones lineales por cada especie para determinar si existía un grado de asociación entre las variables: Concentración de plomo en músculo ($\mu\text{g/g}$ peso seco) con la Longitud total (Lt) y el Peso total (Pt), en donde se define el coeficiente de correlación (R), que maneja rangos de 1 a -1, cuando el valor es cercano a +1 ambas variables se asocian directamente de manera estrecha, cuando el valor es cercano a -1 ambas variables se asocian inversamente de manera muy estrecha, pero cuando el coeficiente es cercano o igual a cero se dice que no presenta asociación.

Para comprobar si los valores son o no diferentes de cero se verificó con el valor de P, en donde: si P es mayor a 0.05 el valor de R_s es igual a cero, pero si P es menor a 0.05 es diferente de cero (Zar, 2000).

$$R_s = 1 - \frac{6 \sum d^2 i}{n(n^2 - 1)}$$

7. RESULTADOS

7.1. Parámetros físicos

La temperatura en el agua no presentó diferencias marcadas entre los tres sistemas evaluados, encontrándose en lluvias rangos desde 28 a 32°C y en época seca de 24 a 28 °C (Figura 11a);

Al comparar la salinidad por lugar, el sistema Urías presentó las mayores salinidades con valores de 30 a 35 ‰, mientras que Huizache-Caimanero fue el de menor salinidad (5 a 15 ‰), Teacapán-Agua brava mostró salinidades intermedias de 20 a 30 ‰ (Figura 11b).

El oxígeno disuelto mostró diferencias entre las épocas, encontrándose que el periodo de secas tuvo concentraciones cercanas a cero hasta los 8 mg/L (Urias 0-5 mg/L, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava de 1-8 mg/L) mientras que en periodo de lluvias los tres sistemas variaron, encontrándose para Urías de 1 a 4 mg/L, en Huizache-Caimanero de 4 a 8 mg/L y Teacapán-Agua brava con las menores variaciones 4-5 mg/L (Figura 11c).

Con respecto al pH en los tres sistemas se mantuvo en un intervalo de 5 a 9 en ambos periodos, pero con promedios de 7 a 8, el periodo de secas mostró la mayor variación (Figura 11d).

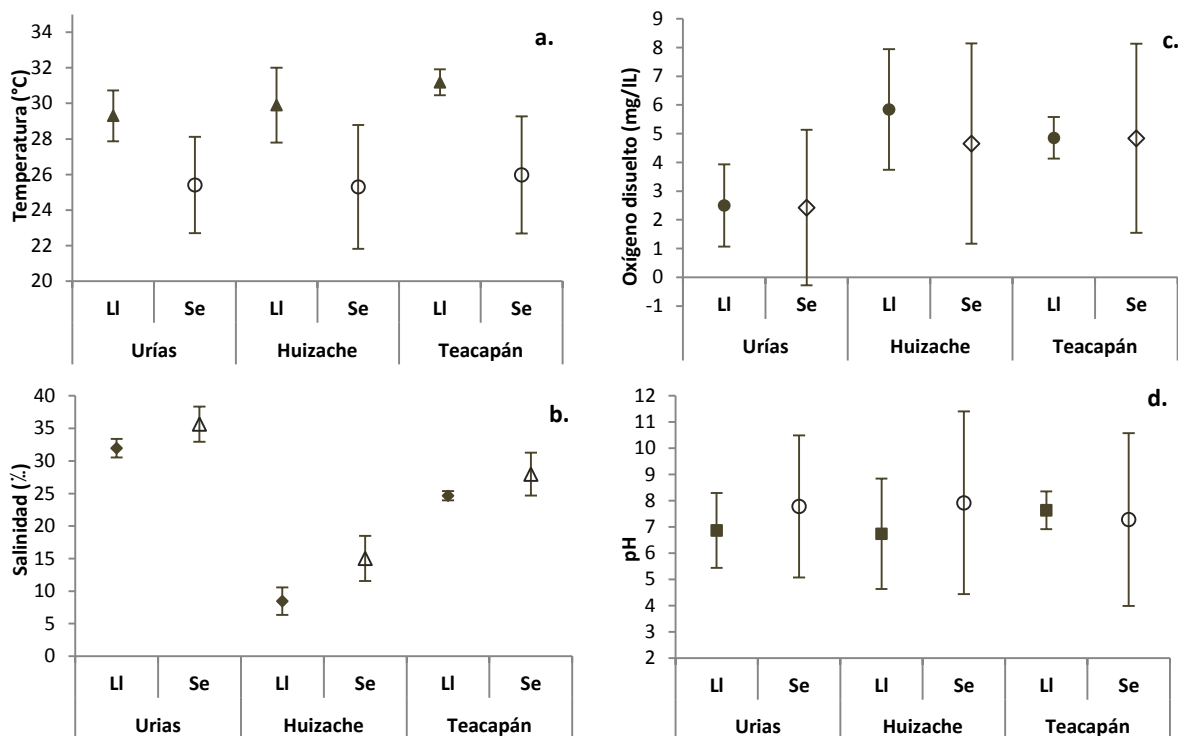


Figura 11. Parámetros físicos promedio de los periodos de lluvias (LI, ícono negro) y secas (Se, ícono blanco) para Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava. a. Temperatura, b. Salinidad, c. Oxígeno y d. pH.

7.2. Estadística descriptiva

La estadística descriptiva se realizó por especie y sistema (Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava y Urías); donde se establecieron medidas de dispersión básicas promedio y desviación estándar mínimos y máximos, que permitieron ver la distribución de los individuos recolectados por longitud total y peso total (Sparre y Venema, 1995).

Tabla 7. Valores estadísticos obtenidos de la longitud total (cm) y peso total (g) para las especies seleccionadas (Hui-C: Huizache-Caimanero; Tea: Teacapán-Agua brava, Uri: Urías).

Nivel trófico	Especies	Sistema	n	Longitud total (cm)				Peso total (g)			
				Promedio	Desv. estándar	Min	Max	Promedio	Desv. estándar	Min	Max
2	<i>C. chanos</i>	Total	65	33.6	5.0	17	45	316.8	131.2	50	786
		Hui-C	5	31.5	8.4	17	39	301.6	109.0	146	428
		Tea	46	33.2	4.5	26.5	45	302.1	136.2	50	786
		Uri	14	35.7	4.7	24.5	42.5	370.4	113.8	118	593
	<i>M. curema</i>	Total	54	26.8	3.1	17	33.5	189.6	60.3	49	357
		Hui-C	17	24.8	1.7	23	28.5	149	31.5	115	217
		Tea	25	28.2	3.1	17	33.5	218.2	52.4	49	297
		Uri	12	26.6	3.5	19.5	33	187.6	75.4	74	357
	<i>M. cephalus</i>	Total	55	28.1	4.9	13.5	44	232.4	135.9	38	888
		Hui-C	33	27.0	3.3	22	35.6	201.5	72.6	102	396
		Tea	11	31.2	5.6	26	44	325.9	232.5	142	888
		Uri	11	28.2	6.9	13.5	38.7	231.8	126.3	38	487
	<i>D. peruvianus</i>	Total	39	15.6	2.3	11.5	21.7	61.3	26.9	21	147
		Hui-C	13	13.5	1.1	11.5	15.5	39.8	11.7	21	61
		Tea	15	15.7	1.5	12.5	18	57.4	9.5	44	74
		Uri	11	18.0	1.8	15	21.7	92.1	28.1	52	147
3	<i>P. macaracanthus</i>	Total	30	20.5	2.9	15.6	26	133.9	57.1	67	265
		Hui-C	8	18.4	2.8	15.6	25	102.8	54.3	67	234
		Tea	12	22.0	3.0	17	26	162.8	64.9	75	265
		Uri	10	20.2	1.8	16	22.5	124.3	31.1	67	164
	<i>E. axillaris</i>	Total	39	16.2	3.3	9	27	76.9	48.8	15	291
		Hui-C	12	15.7	1.8	13.4	19	62.6	26.6	33	114
		Tea	14	14.5	3.7	9	21.3	61.1	44.3	15	160
		Uri	13	18.6	2.7	16.5	27	107.1	57.2	66	291
	<i>C. fuerthii</i>	Total	33	22.5	3.7	15.5	31.5	115.6	56.4	32	284
		Hui-C	15	23.7	4.1	18	31.5	129.5	68.2	58	284
		Tea	9	20.2	3.8	15.5	25	78.9	43.8	32	145
		Uri	9	22.8	1.6	20.5	25.5	129.1	23.6	93	163
	<i>C. robalito</i>	Total	32	21.6	2.5	15.6	27	116.6	36.7	36	195
		Hui-C	12	20.9	2.8	15.6	26.5	96.8	34.5	36	139
		Tea	9	22.2	2.4	19	27	144.8	33.2	91	195
		Uri	11	22.1	2.1	17	25	115	28.1	53	149
4	<i>C. xanthulus</i>	Total	28	27.6	3.5	20.8	37.7	200.7	86.7	62	468
		Hui-C	25	27.1	3.1	20.8	32	189.2	72.5	62	340
		Tea	2	28.5	0.7	28	29	211.0	41.0	182	240
		Uri	1	37.7				468.0			
	<i>E. affinis</i>	Total	40	28.1	4.4	21	41.3	123.6	55.6	62	300
		Hui-C	10	28.5	4.6	23	36.1	126.0	61.9	62	257
		Tea	15	26.3	4.4	21	36.4	110.8	53.0	65	259
		Uri	15	29.8	3.9	25.4	41.3	134.7	54.9	82	300
	<i>C. caninus</i>	Total	35	19.2	3.8	14.2	34	111.4	75.6	38	469
		Hui-C	18	17.7	2.5	14.2	22.2	87.0	32.9	41	156
		Tea	8	18.9	3.1	15.5	23.3	106.8	58.5	38	224
		Uri	9	22.3	4.9	17	34	164.3	120.3	78	469
	<i>S. seemanni</i>	Total	50	30.6	5.6	19.3	42.9	296.6	192.2	62	836
		Hui-C	17	27.2	5.4	19.3	40.5	200.4	167.7	62	707
		Tea	18	34.3	4.5	23	41	430.9	173.2	125	836
		Uri	15	30.1	4.5	24.5	42.9	244.5	152.6	105	730

7.3. Concentración de plomo

7.3.1. Humedad

Se determinaron los porcentajes promedios de humedad de los tejidos por sistema, encontrando en promedio para el músculo en lluvias porcentajes de 52.5 a 77.9, mientras que para secas de 73.4 a 82.2%; para el hígado, lluvias tuvo porcentajes de 52.5 a 77.9 % y para secas de 58.29 a 80.11% (Tabla 8).

Tabla 8. Porcentajes de humedad para músculo e hígado por especie en los sistemas Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua brava.

Nivel trófico	Especies	Músculo						Hígado					
		Urías		Huizache-Caimanero		Teacapán-Agua brava		Urías		Huizache-Caimanero		Teacapán-Agua brava	
		Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
2	<i>C. chanos</i>	73.5±1.4	74.3±0.9	73.1±0.7	73.7±0.1	73.0±1.3	75.0±1.4	66.4±2.4	66.2±2.3	68.1±0.4	68.1±0.3	67.5±5.7	67.1±4.8
	<i>M. curema</i>	72.1±2.8	79.0±2.2	70.1±2.0	74.1±4.2	74.2±2.0	76.0±1.4	68.1±2.8	75.5±2.6	60.1±7.9	73.1±5.4	67.6±5.8	67.5±3.9
	<i>M. cephalus</i>	74.5±0.6	74.2±1.2	75.8±0.9	73.0±2.5	77.7±1.2	75.5±2.8	71.1±3.8	74.1±3.9	74.1±1.3	66.1±5.6	72.8±0.8	70.1±5.4
	<i>D. peruvianus</i>	72.2±0.3	80.9±1.8	74.9±3.0	80.9±1.8	78.7±3.6	76.8±0.3	71.9±2.3	71.7±5.2	78.2±2.0	78.6±4.0	77.8±1.3	58.6±6.4
3	<i>P. macracanthus</i>	78.5±3.5	76.5±1.6	73.6±2.2	83.5±0.4	76.2±0.6	77.6±1.9	73.6±1.4	79.7±3.6	75.0±3.8	78.5±3.8	74.9±0.6	66.5±5.1
	<i>E. axillaris</i>	77.8±4.8	82.2±5.1	85.1±0.9	79.8±3.6	76.0±2.9	75.1±3.5	76.4±0.8	71.2±2.0	75.9±3.6	75.8±2.2	79.1±2.8	80.1± 0.3
	<i>C. fuerthii</i>	78.0±0.2	77.1±0.5	79.1±1.6	77.6±0.8	75.8±1.3	76.4±0.7	67.3±8.3	74.2±3.5	77.9±1.1	76.7±1.9	72.7±4.5	71.6±1.8
	<i>C. robalito</i>	74.1±1.8	79.1±2.8	72.8±4.5	75.8±0.3	75.4±1.1	73.4±5.9	59.7±3.6	69.6±5.8	56.3±4.6	57.9±6.9	59.1±2.7	63.9±3.2
4	<i>C. xanthulus</i>		77.86	78.8±4.3	78.5±0.8		75.3±5.1		74.64	67.1±7.9	59.7±4.4		60.7±6.7
	<i>E. affinis</i>	76.8±3.8	81.1±2.6	79.2±2.1	73.1±2.8	76.1±0.2	76.6±0.9	75.1±2.9	78.0±3.6	76.2±2.3	67.5±4.3	76.9±2.2	69.6±6.8
	<i>C. caninus</i>	72.3±1.9	76.4±1.5	76.4±0.9	76.3±1.7	74.5±1.7	74.1±4.4	61.7±5.6	58.2±18.5	52.5±3.1	74.0±3.1	67.2±8.2	70.7±0.7
	<i>S. seemanii</i>	76.5±0.9	76.7±0.6	77.2±1.1	77.1±1.1	75.8±3.6	76.2±1.6	74.3±0.9	72.4±2.4	75.0±1.1	74.1±3.9	73.7±2.6	70.7±4.1

7.3.2. Plomo total en músculo e hígado

Los porcentajes de recuperación del músculo para el material de referencia DORM 3 (NRC-CNRC, 2007) estuvieron entre 81.6 a 107.4% con un promedio de 94.5%; mientras que para el material de referencia del hígado DOLT-4 (NRC-CNRC, 2008) se encontró porcentajes de recuperación de 87.3% a 116.5% con un promedio de 101.4%.

Por época climática el periodo de lluvias presentó las mayores concentraciones de plomo total (peso seco) para ambos tejidos, mientras que por nivel trófico las especies pertenecientes a los niveles 2 y 3 mostraron las mayores concentraciones.

En el tejido muscular por especie es de destacarse que *D. peruvianus* en el sistema de Urías en lluvias alcanzó una concentración promedio de 1.0 µg/g (peso seco) y *P. macracanthus* en ambas épocas para Huizache-Caimanero presentó un promedio de 0.8 µg/g, en Urías para la época de lluvias, esta misma especie tuvo un incremento de 0.1 a 0.7 µg/g; en el resto de las especies se observó un aumento leve en época de lluvias pero no sobrepasaron los 0.5 µg/g (Figura 12a).

Comparando las concentraciones de plomo en el tejido hepático se observó que siete especies (*C. chanos*, *M. curema*, *M. cephalus*, *P. macracanthus*, *C. robalito*, *C. xanthulus*, *C. caninus* y *S. seemani*) presentaron concentraciones menores a 1.0 µg/g (para los tres sistemas y las dos épocas).

D. peruvianus tuvo las mayores concentraciones en los tres sistemas (1.0 a 9.0 µg/g lluvias y 1.0 a 3.0 µg/g secas); la especie *E. axillaris* sobrepasó 1.0 µg/g en Teacapán-Agua brava y Urías en las dos épocas; *C. fuerthii* alcanzó los 2.0 µg/g en Teacapán-Agua brava época de lluvias y *E. affinis*, sobrepasó 1.0 µg/g en Huizache-Caimanero época seca (Figura 12b).

Adicional se realizó la comparación de las concentraciones de plomo total por especie entre los tejidos muscular y hepático, donde cuatro especies de nivel trófico 2 (*C. Chanos*, *M. curema*, *M. cephalus*, *D. peruvianus*), tres de nivel trófico 3 (*P. macracanthus*, *E. axillaris*, *C. fuerthii*) y dos de nivel trófico 4 (*S. seemani*, *E. affinis*) mostraron que la concentración en hígado fue mayor que en músculo, siendo de 1-2 veces mayor, excepto en *D. peruvianus* (16 veces), *E. axillaris* (6 veces) y *C. fuerthii* (8 veces) (Figura 13; Figura 14).

Mientras que especies como *C. robalito* (posición trófica 3.95) y *C. caninus* (posición trófica 4.17) tuvieron concentraciones similares en ambos tejidos y *C.*

xanthulus (posición trófica 4.07) tuvo una mayor concentración en músculo que en hígado (Figura 13; Figura 14).

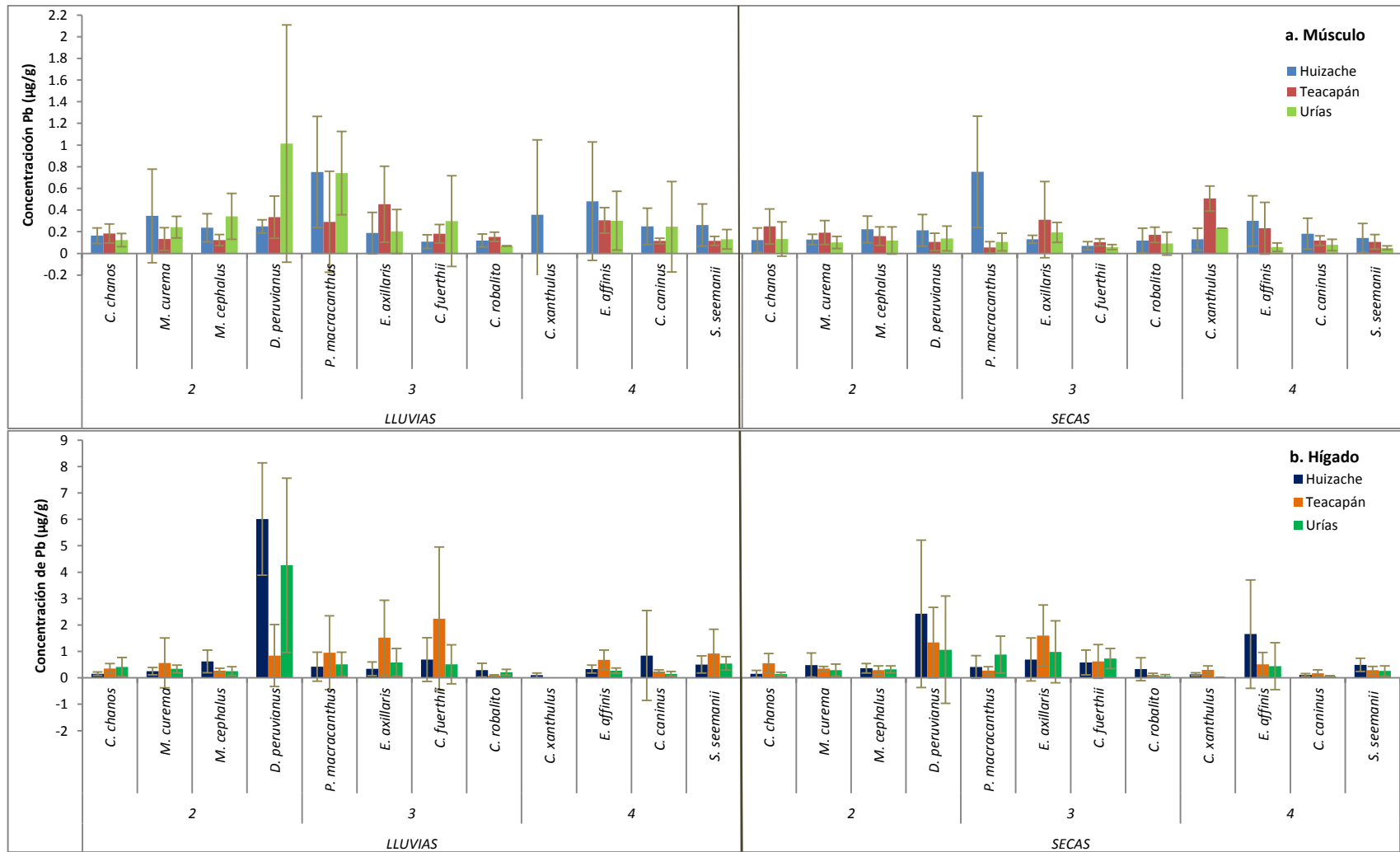


Figura 12. Concentración de plomo total (peso seco) en a. músculo y b. hígado por especie para los sistemas Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava y Uriás en los periodos de Lluvias y Secas.

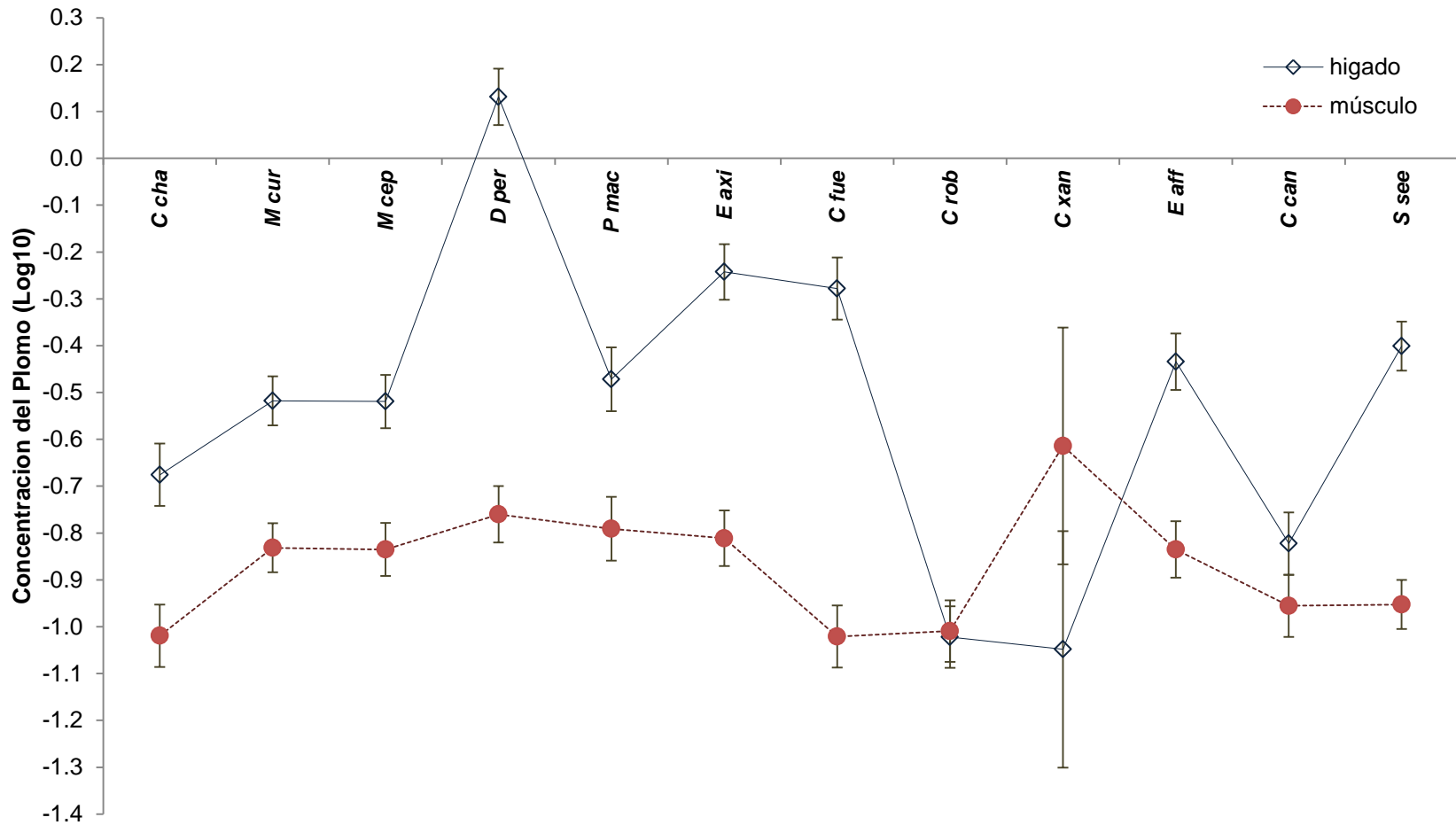
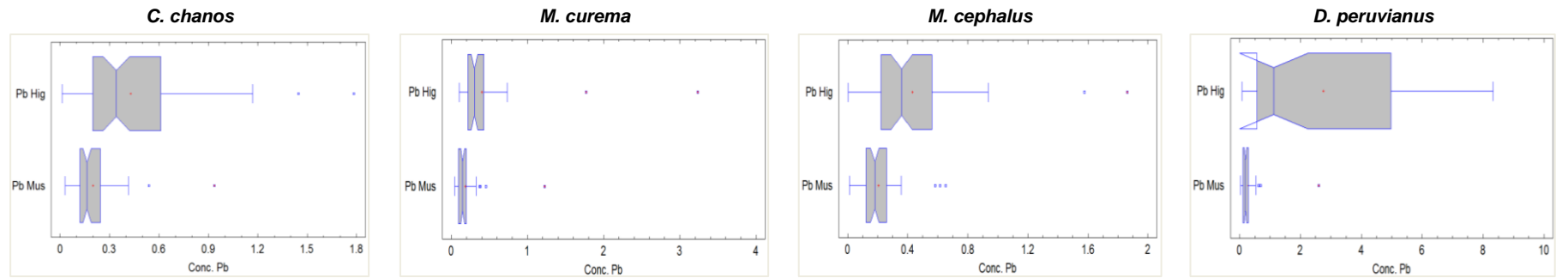
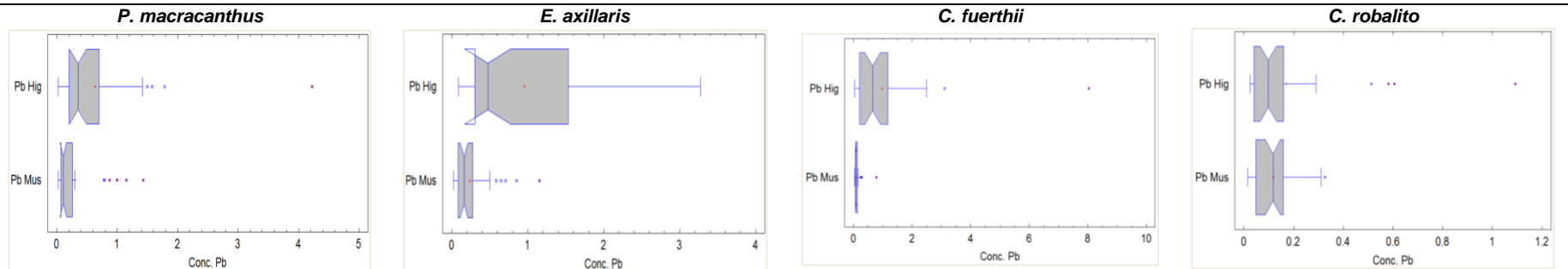


Figura 13. Concentraciones de plomo total normalizadas (log10), para las doce especies estudiadas, $F(11,924) = 9.1966$, $p = 0.000$; intervalo de confianza 0.95. (C cha: *C. chanos*; M cur: *M. curema*; M cep: *M. cephalus*; D per: *D. peruvianus*; P mac: *P. macracanthus*; E axi *E. axillaris*; C fue: *C. fuerthii*; C rob: *C. robalito*; C xan: *C. xanthulus*; E aff: *E. affinis*; C can: *C. caninus*; S see: *S. seemanni*).

NIVEL TRÓFICO 2



NIVEL TRÓFICO 3



NIVEL TRÓFICO 4

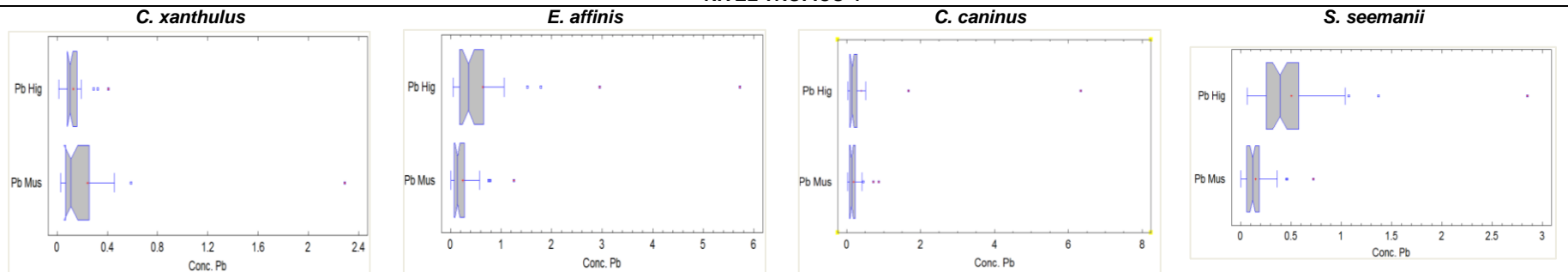


Figura 14. Comparación de concentraciones de plomo total (peso seco) entre tejido muscular (Mus) y hepático (Hig) por especie.

7.4. Análisis multivariados

A partir de los análisis de conglomerados se encontró que la concentración de plomo (peso seco), en todos los factores, agruparon a una similitud de 50%, encontrando diferencias entre los tejidos (músculo e hígado; Figura 15 a, b) y tamaños (pequeño, mediano, grande; Figura 15b), mientras que no se observaron diferencias entre lugares y épocas (Figura 16 a, c).

Esto se confirmó con el análisis de ordenamiento nMDS que presentó un nivel de stress 0.16, indicando una buena representatividad de los datos; en donde los tejidos y tamaños formaron dos grupos definidos, en este último se observa el primer grupo entre los pequeños con grandes y el segundo de los medianos con grandes (Figura 17a-d).

Comparando el análisis de las especies por los factores de nivel trófico, permanencia en el estuario y hábitos alimenticios, todos se agruparon a una similitud del 40%; con el análisis de conglomerados no se observó formación de grupos en niveles tróficos; mientras que por hábito alimenticio solo se agruparon los omnívoros, por permanencia la agrupación fue en los migratorios (Figura 17); al confirmar estas relaciones con el análisis nMDS, con un estrés de 0.11 (buena representatividad), no se observó formación de grupos (Figura 17e-g).

En el Análisis de Similaridad (ANOSIM) se determinó el rango de similitud (R) que es una medida comparativa de la separación entre grupos (-1 a 1) y el nivel de significancia (porcentaje de similitud SIMPER) que permitió definir las diferencias entre los grupos de cada factor (tejido, lugar, época, tamaño, permanencia en el estuario y hábitos alimenticios) encontrando diferencias significativas (<10%), con relación a la concentración de plomo total (peso seco) fueron los factores tejidos, lugares y tamaños.

Para los factores época, permanencia en el estuario, hábitos alimenticios, y nivel trófico, no se mostraron diferencias, cabe resaltar, que este último factor (nivel trófico) en la comparación entre nivel 2 contra el nivel 4 si presentó diferencias con un porcentaje de 2.9% (Tabla 9).

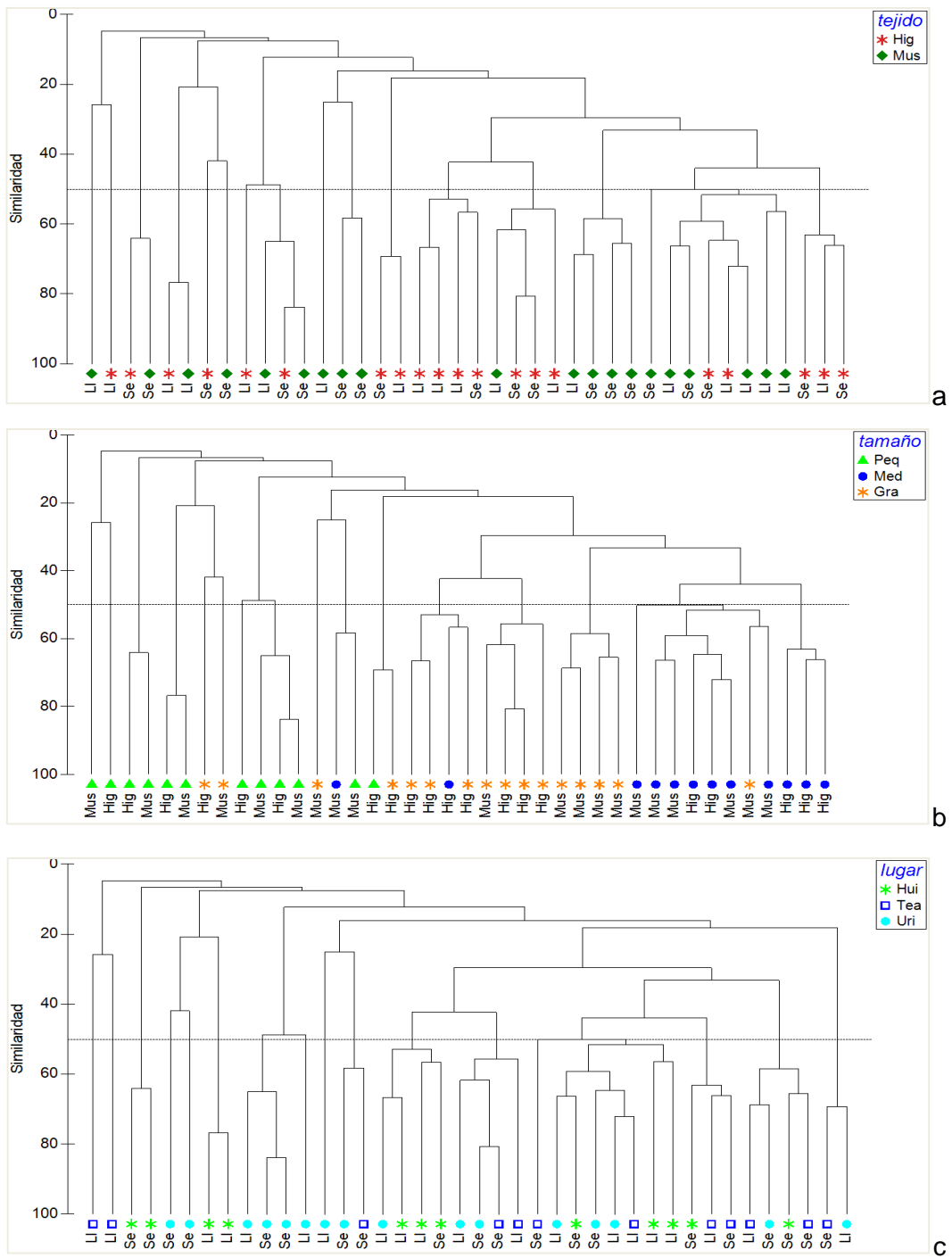


Figura 15. Gráficos de conglomerados de las concentraciones de plomo (peso seco) generados a partir de la matriz de similitud de Bray-Curtis; a. Época - Tejido; b. Tejido - Tamaños; c. Lugar - Época. (Hui: Huizache, Tea: Teacapán-Agua brava, Uri: Urías; Ll: lluvias; Se: secas; Peq: pequeño, Med: mediano, Gra: grande).

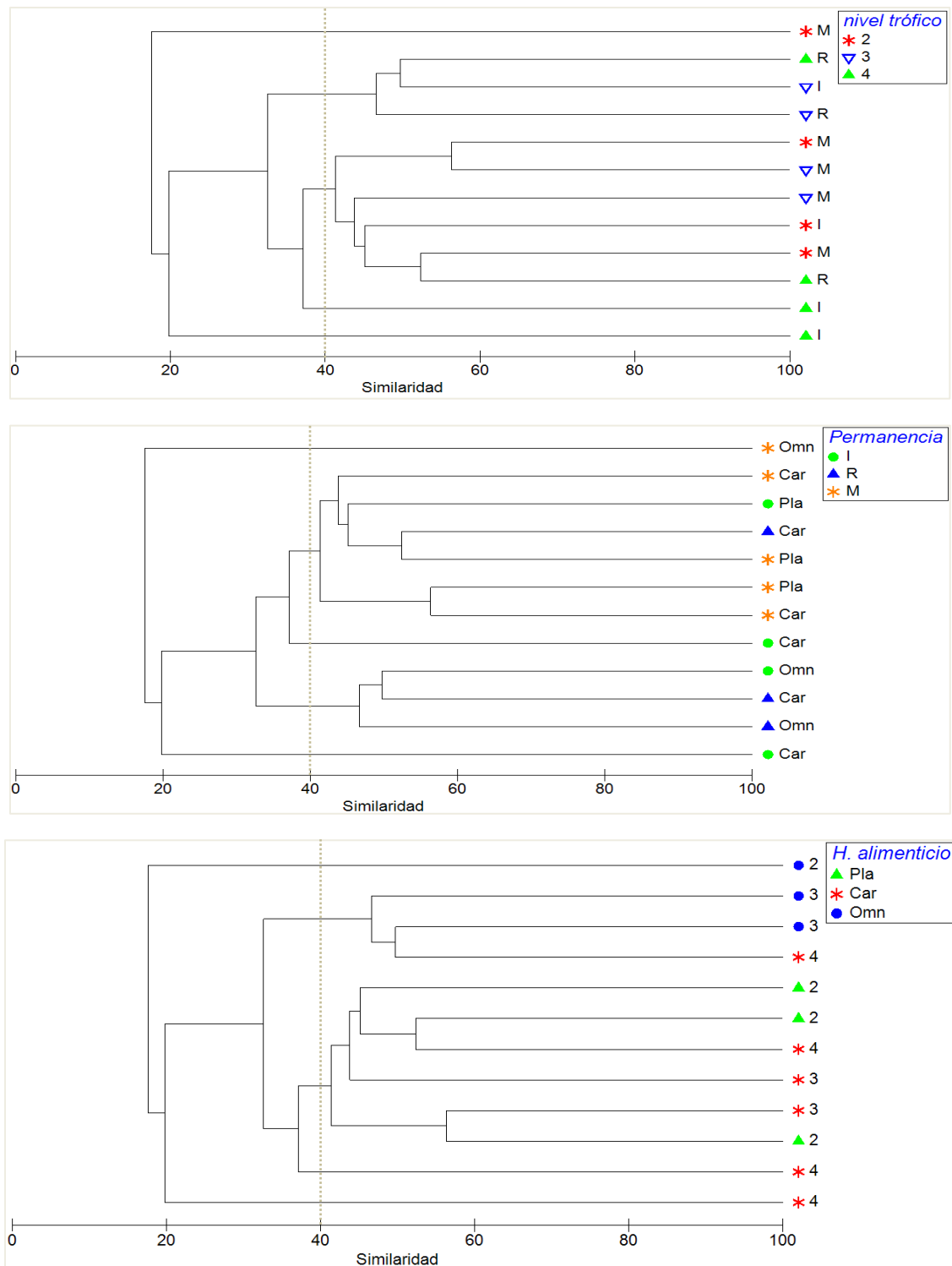


Figura 16. Gráfico de conglomerados de los promedios de las concentraciones de plomo en peso seco generados a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis por: a. Nivel trófico y permanencia en estuario; b. Permanencia con hábitos alimenticios; c. Nivel trófico con hábitos alimenticios. (M: migratorio, I intermitente; R: residente; Pla: planctívoro-herbívoro; Car: carnívoro, Omn: omnívoro).

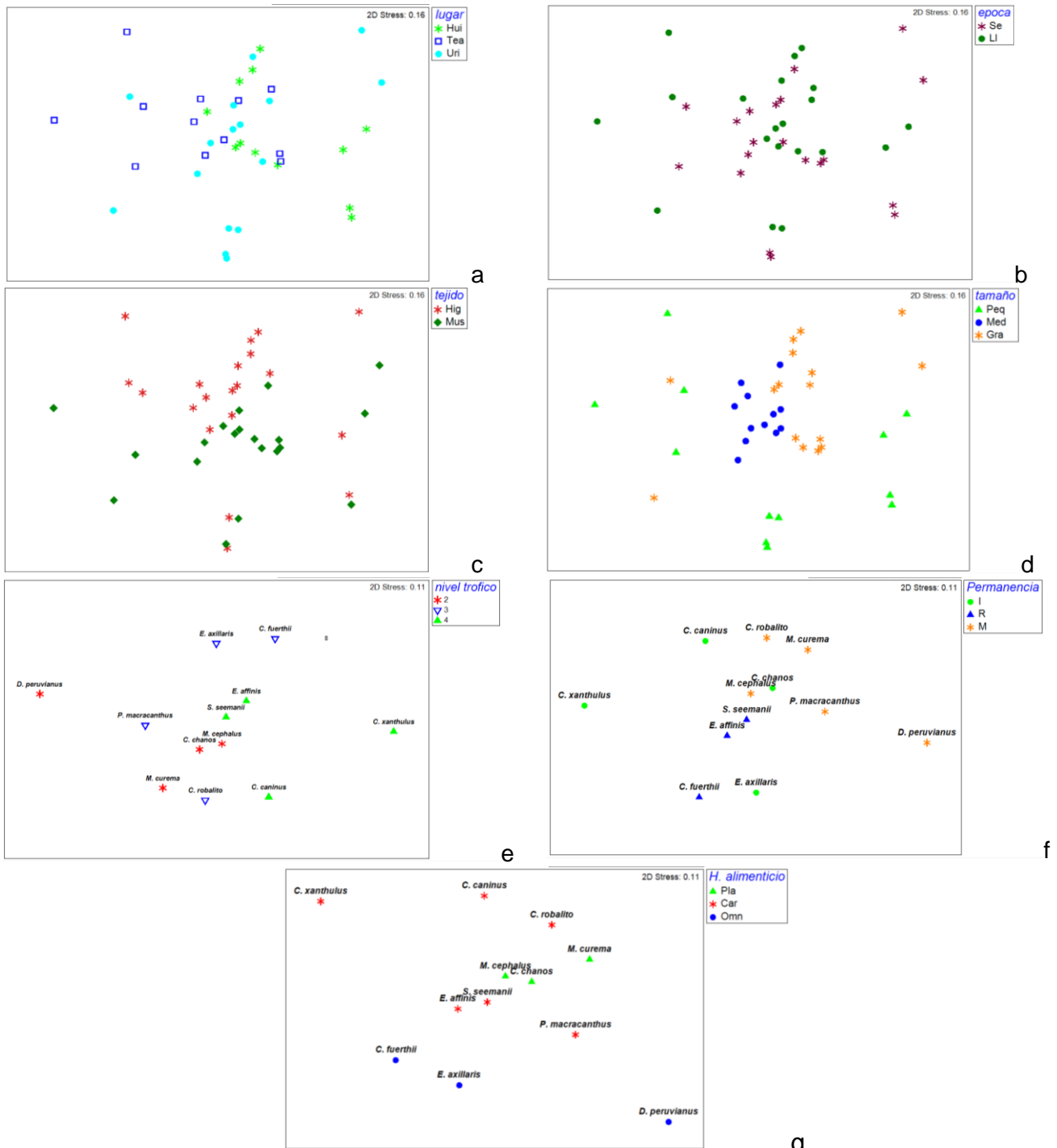


Figura 17. Ordenamiento nMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) para los niveles de plomo total en: a. Lugares (Huizache, Teacapán-Agua brava, Urías); b. Épocas (Lluvias, Secas); c. Tejidos (músculo, hígado); d. Tamaños (pequeño, mediano, grande) e. Nivel trófico; f. Permanencia en estuario (I: intermedio, M: migratorio, R: residente), g. Hábitos alimenticios (Pla: planctívoros- herbívoros, Car: carnívoro, Omn: omnívoro).

Tabla 9. Prueba de ANOSIM para la concentración de plomo total (peso seco) en todas las especies analizadas con relación a los factores: tejido, lugar, época y tamaños. R: rango de similitud (-1 a 1) y el nivel de significancia (%).

Factor	R	Nivel de significancia %
Tejido	<u>0.119</u>	<u>0.3</u>
Lugar	<u>0.053</u>	<u>7</u>
	<u>0.089</u>	<u>5.3</u>
	<u>0.077</u>	<u>8.8</u>
	0.013	36.1
Época	0.029	13.6
Tamaños	<u>0.377</u>	<u>0.1</u>
	<u>0.185</u>	<u>0.3</u>
	<u>0.339</u>	<u>0.1</u>
	<u>0.447</u>	<u>0.1</u>
Permanencia estuario	0.142	14.7
	-0.13	77.1
	0.131	14.3
	0.323	10.7
Hábitos alimenticios	-0.106	66.6
	0.065	38.9
	-0.197	50
	1	33.3
Nivel trófico	0.002	50.2
	-0.135	82.9
	<u>0.156</u>	<u>2.9</u>
	0	54.3

7.5. Análisis de concentración de plomo por especie

A partir de la prueba de T-student realizadas por cada especie entre las concentraciones de plomo total (peso seco) con relación a los factores: longitud total (Lt), peso total (Pt), tamaño, época y sistema (Tabla 10), junto con la prueba de Tukey se determinaron dos aspectos: el primero, de los diferentes componentes de cada factor, cuáles presentaron la mayor concentración (negrilla); segundo, determinar entre estos componentes, si existían diferencias significativas (rojo) entre las concentraciones (Anexo A; B).

Encontrando que, las especies que mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la concentración de plomo en el músculo con el factor Lt fueron: *E. axillaris* y *S. seemanii*, y para el Pt, fueron: *C. fuerthii* y *S. seemanii* (Tabla 10).

Para el tejido muscular se encontraron diferencias significativas ($t < 0.05$) en las especies: *C. chanos*, con el factor sistema en Urías; *M. curema*, entre la relación época-sistema y Lluvias en Huizache; *D. peruvianus*, presentó diferencias por época y sistema y combinados en Lluvias y Urías (Tabla 10; Anexo A).

La especie *P. macracanthus*, mostró diferencias en época-sistema (Lluvias-Urías); por tamaño fueron: *E. axillaris* en los pequeños y *S. seemanni* con los medianos por sistema en Huizache-Caimanero (Tabla 10; Anexo A).

Las especies que no mostraron ninguna diferencia en la concentración de plomo ($t > 0.05$) con ninguno de los factores, fueron: *M. cephalus*, *C. fuerthii*, *C. robalito*, *C. xanthulus*, *E. affinis* y *C. caninus* (Tabla 10; Anexo A).

Para el tejido hepático las especies que presentaron diferencias ($t < 0.05$) fueron: *C. chanos*, *C. fuerthii* y *C. xanthulus* en Teacapán-Agua brava y *C. robalito* para Huizache, la especie *D. peruvianus*, presentó diferencias por época y la combinación entre Lluvias-Huizache; las especies que no presentaron diferencias ($t > 0.05$) fueron: *M. cephalus*, *P. macracanthus*, *E. axillaris*, *E. affinis*, *C. caninus* y *S. seemanii* (Tabla 10; Anexo B).

Tabla 10. Análisis de t-student para las concentraciones de plomo total (peso seco) en músculo e hígado por mínimos cuadrados, se resaltan con * y en rojo los valores que presentaron diferencias significativas ($t < 0.05$). (R^2 : coeficiente de correlación, Lt: longitud total, Pt: peso total).

Nivel Trófico	Especie	MÚSCULO							HÍGADO						
		R ²	Lt	Pt	Tamaño	Época	Sistema	Época-Sistema	R ²	Lt	Pt	Tamaño	Época	Sistema	Época vs Sistema
2	<i>C. chanos</i>	0.176	0.921	0.491	0.485	0.083	0.382	0.546	0.151	0.679	0.280	0.994	0.635	0.091	0.917
					0.259		<u>0.016*</u>	0.340				0.484		<u>0.022*</u>	0.092
	<i>M. curema</i>	0.128	0.074	0.091	0.294	0.126	0.370	0.105	0.016	0.908	0.818	0.895	0.798	0.779	0.216
					0.744		<u>0.022*</u>	0.728				0.245			
	<i>M. cephalus</i>	0.137	0.630	0.616	0.366	0.263	0.212	0.292	0.226	0.114	0.103	0.853	0.089	<u>0.048*</u>	0.094
					0.446		0.666	0.115				0.247		0.450	0.641
	<i>D. peruvianus</i>	0.318	0.766	0.202	0.679	<u>0.011*</u>	<u>0.027*</u>	<u>0.043*</u>	0.494	0.086	0.163	0.198	<u>0.002*</u>	0.221	<u>0.009*</u>
					0.160		0.343	0.123				0.100			
3	<i>P. macracanthus</i>	0.242	0.829	0.979	0.261	0.826	0.210	<u>0.005*</u>	0.229	0.876	0.490	0.432	0.604	0.801	0.854
					0.473		0.442	0.596				0.227			
	<i>E. axilliaris</i>	0.313	<u>0.033*</u>	0.059	0.315	0.785	0.099	0.923	0.353	0.665	0.908	0.655	0.412	0.085	0.865
					<u>0.021*</u>		0.399	0.579				0.379		0.146	0.676
	<i>C. fuerthii</i>	0.211	0.681	0.865	0.850	0.056	0.124	0.211	0.376	0.088	<u>0.045*</u>	0.207	0.833	0.057	0.581
					0.597		0.606	<u>0.035*</u>				0.203			
	<i>C. robalito</i>	0.215	0.133	0.293	0.871	0.952	0.685	0.758	0.318	0.567	0.916	0.118	0.756	<u>0.011*</u>	0.581
					0.089		0.905	0.412				0.682			
4	<i>C. xanthulus</i>	0.198	0.764	0.362	0.168	0.561	0.375		0.435	0.587	0.281	<u>0.001*</u>	0.104	<u>0.013*</u>	
	<i>E. affinis</i>	0.233	0.503	0.680	0.659	0.092	0.128	0.899	0.229	0.547	0.796	0.394	0.303	0.109	0.099
					0.488		0.579	0.541				0.797		0.229	0.269
	<i>C. caninus</i>	0.248	0.595	0.555	0.383	0.541	0.563	0.910	0.097	0.752	0.876	0.721	0.456	0.394	0.417
					0.845		0.983	0.430				0.713		0.685	0.716
	<i>S. seemanii</i>	0.487	<u>0.002*</u>	0.137	<u>0.000*</u>	0.126	<u>0.009*</u>	0.349	0.295	0.181	<u>0.015*</u>	0.064	0.097	0.898	0.104
					<u>0.045*</u>		0.246	0.231				0.267		0.312	0.067

7.6. Patrones de bioacumulación

Se realizó la relación entre la longitud total (Lt) y el peso total (Pt) de cada especie contra la concentración de plomo total (peso seco) en músculo ($\mu\text{g/g}$), para determinar los patrones de bioacumulación a partir de una distribución lineal.

De las doce especies evaluadas sólo tres mostraron una relación estadísticamente significativa entre la concentración del plomo total (peso seco) con la longitud total y el peso total, esta fue de tipo negativo, en donde la concentración disminuyó al incrementar la longitud o el peso de los individuos.

Estas especies fueron: *C. caninus*, con una reducción de la concentración del plomo con relación a ambos factores ($R_{L_t} = 0.198$, $P_{L_t} = 0.042$ y $R_{P_t} = 0.169$, $P_{P_t} = 0.016$) (Figura 20); *S. seemanni*, mostró relación solamente con la longitud total ($R = 0.119$; $P = 0.04$); aunque se visualiza una reducción con el peso ($R = 0.095$; $P = 0.086$) no significativa y la última especie *C. fuerthii*, mostró una relación con el peso total ($R = 0.179$; $P = 0.016$ Figura 19), con la longitud obtuvo la misma tendencia; pero tampoco es significativa ($R = 0.095$; $P = 0.086$; Tabla 11).

Tabla 11. Resultados obtenidos a partir de las regresiones lineales entre las concentraciones de plomo total (peso seco) con la longitud total (Lt) y el peso total (Pt) para cada especie.

Nivel Trófico	Especie	Tamaños Lt (cm)			Pesos Pt (g)		
		R ²	F	P	R ²	F	P
2	<i>C. chanos</i>	0.002	0.101	0.751	0.001	0.089	0.767
	<i>M. curema</i>	0.006	0.031	0.860	0.002	0.080	0.770
	<i>M. cephalus</i>	0.037	2.028	0.160	0.031	1.645	0.205
	<i>D. peruvianus</i>	0.003	0.113	0.784	0.001	0.005	0.944
3	<i>P. macracanthus</i>	0.074	2.002	0.169	0.085	2.404	0.133
	<i>E. axillaris</i>	0.073	2.926	0.956	0.023	0.873	0.356
	<i>C. fuerthii</i>	0.095	3.143	0.086	0.179*	6.543	0.016**
	<i>C. robalito</i>	0.053	1.668	0.206	0.046	1.461	0.236
4	<i>C. xanthulus</i>	0.010	0.312	0.580	0.099	2.871	0.102
	<i>E. affinis</i>	0.002	0.071	0.791	0.004	0.132	0.718
	<i>C. caninus</i>	0.198*	7.902	0.042*	0.169*	6.488	0.016**
	<i>S. seemanni</i>	0.119*	6.465	0.014*	0.076	3.922	0.053

*Valor con R² mayor a 0.1; ** valor con P menor a 0.05.

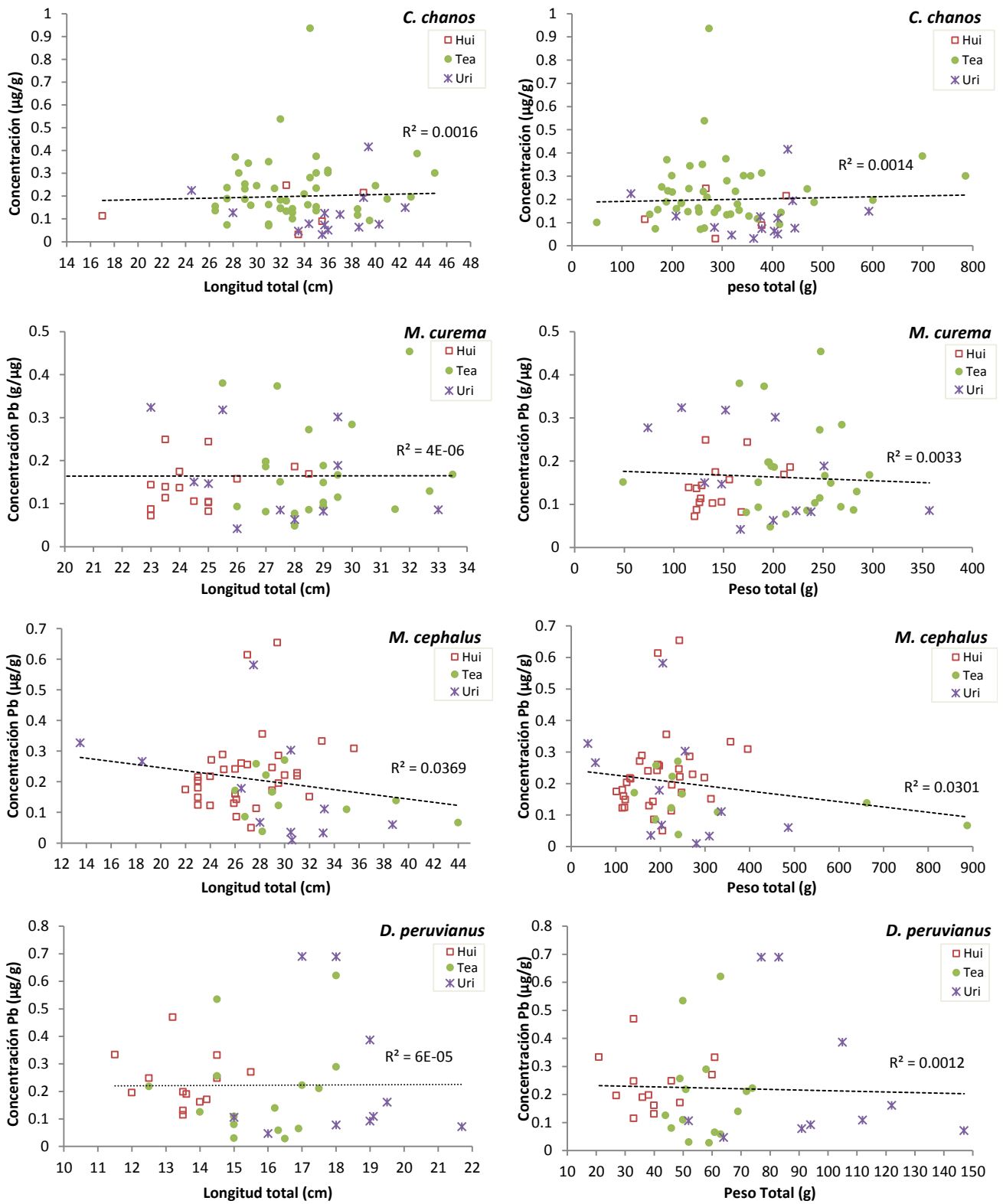


Figura 18. Patrones de bioacumulación de la concentración de plomo total ($\mu\text{g/g}$) con relación a la longitud total y al peso total en las especies analizadas de nivel trófico 2.

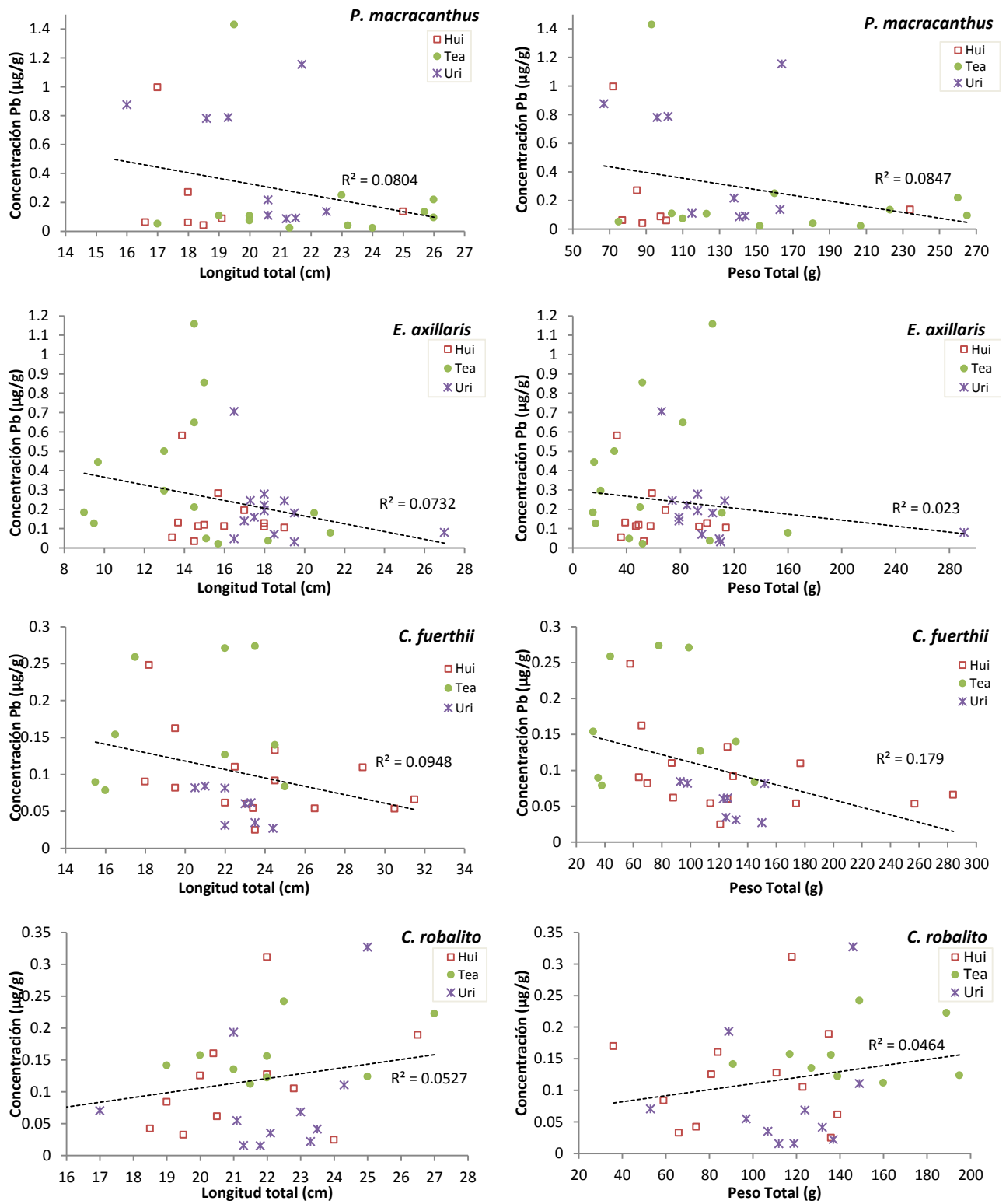


Figura 19. Patrones de bioacumulación de la concentración de plomo total (µg/g) con relación a la longitud total y al peso total en las especies analizadas de nivel trófico 3

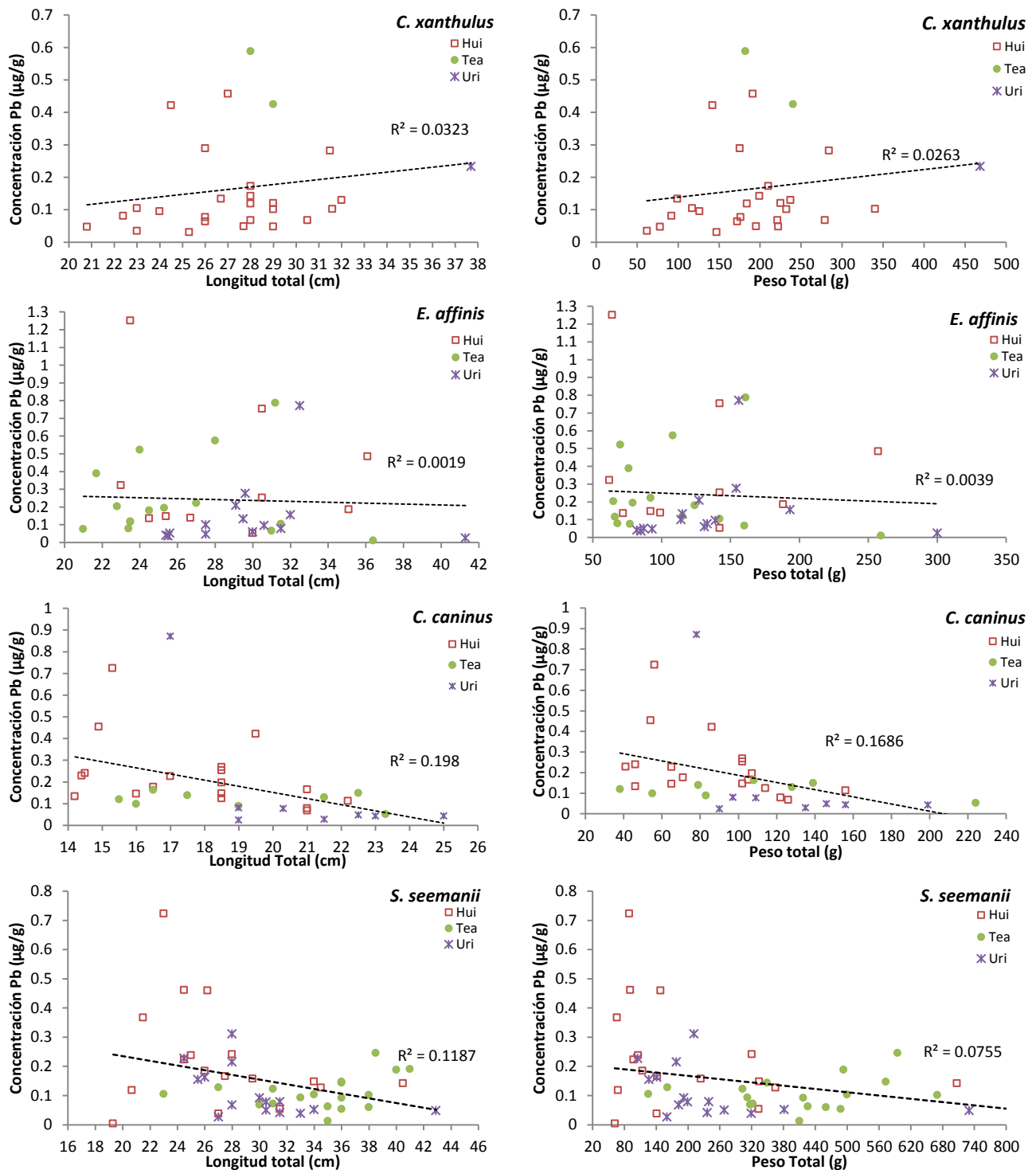


Figura 20. Patrones de bioacumulación de la concentración de plomo total (µg/g) con relación a la longitud total y al peso total en las especies analizadas de nivel trófico 4

7.7. Comparación de los niveles de plomo con los de la Normatividad Mexicana, FAO-OMS y Unión Europea

A partir de las concentraciones de plomo total obtenidas junto al porcentaje de humedad, se calculó la cantidad de plomo en peso húmedo que presentó el tejido muscular, que es la parte comestible de los peces, este valor se comparó con las concentraciones establecidas por la normatividad mexicana de 1.0 $\mu\text{g/g}$ (peso húmedo) (NOM 027, 1993), la de la FAO-OMS y la Unión Europea de 0.3 $\mu\text{g/g}$ (peso húmedo) (Tabla 5; OMS-FAO, 2006; European Union Law, 2006).

De los niveles de concentración de Pb evaluados en los 500 individuos, ninguno sobrepasó la Norma Oficial Mexicana (NOM 027, 1993), pero cuatro de estos sobrepasaron la norma de la FAO-OMS, que corresponde al 0.8% del total. Estos organismos fueron recolectados en época de lluvias y pertenecen a las especies: *D. peruvianus* del sistema Urías (0.72 $\mu\text{g/g}$); *C. xanthulus* (0.48 $\mu\text{g/g}$), *M. curema* (0.36 $\mu\text{g/g}$) recolectados en Huizache-Caimanero y *P. macracanthus* (0.34 $\mu\text{g/g}$) de Teacapán-Agua brava (Figura 21), estos al compararse con los registrados en diferentes países y trabajos anteriores en áreas cercanas o similares, son inferiores (Figura 22).

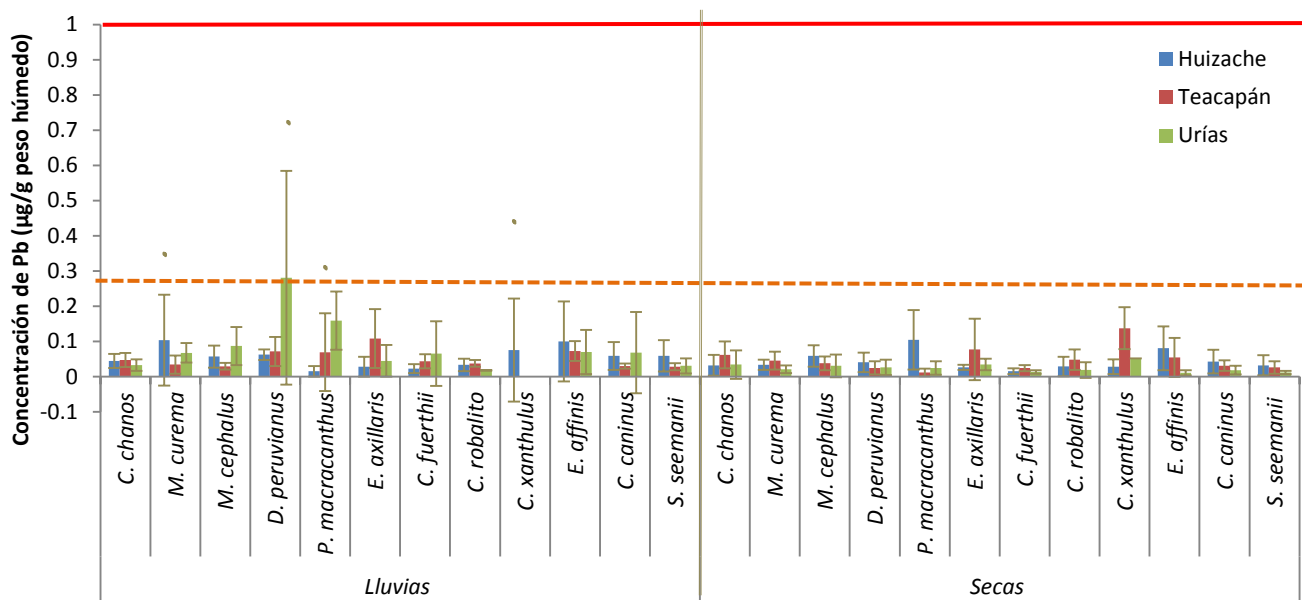


Figura 21. Concentraciones medias de plomo total ($\mu\text{g/g}$ peso húmedo) para músculo en los peces recolectados en Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava y Urías (línea

punteada: límite máximo permisible de la OMS y Unión Europea; línea continua: límite máximo Norma Mexicana).

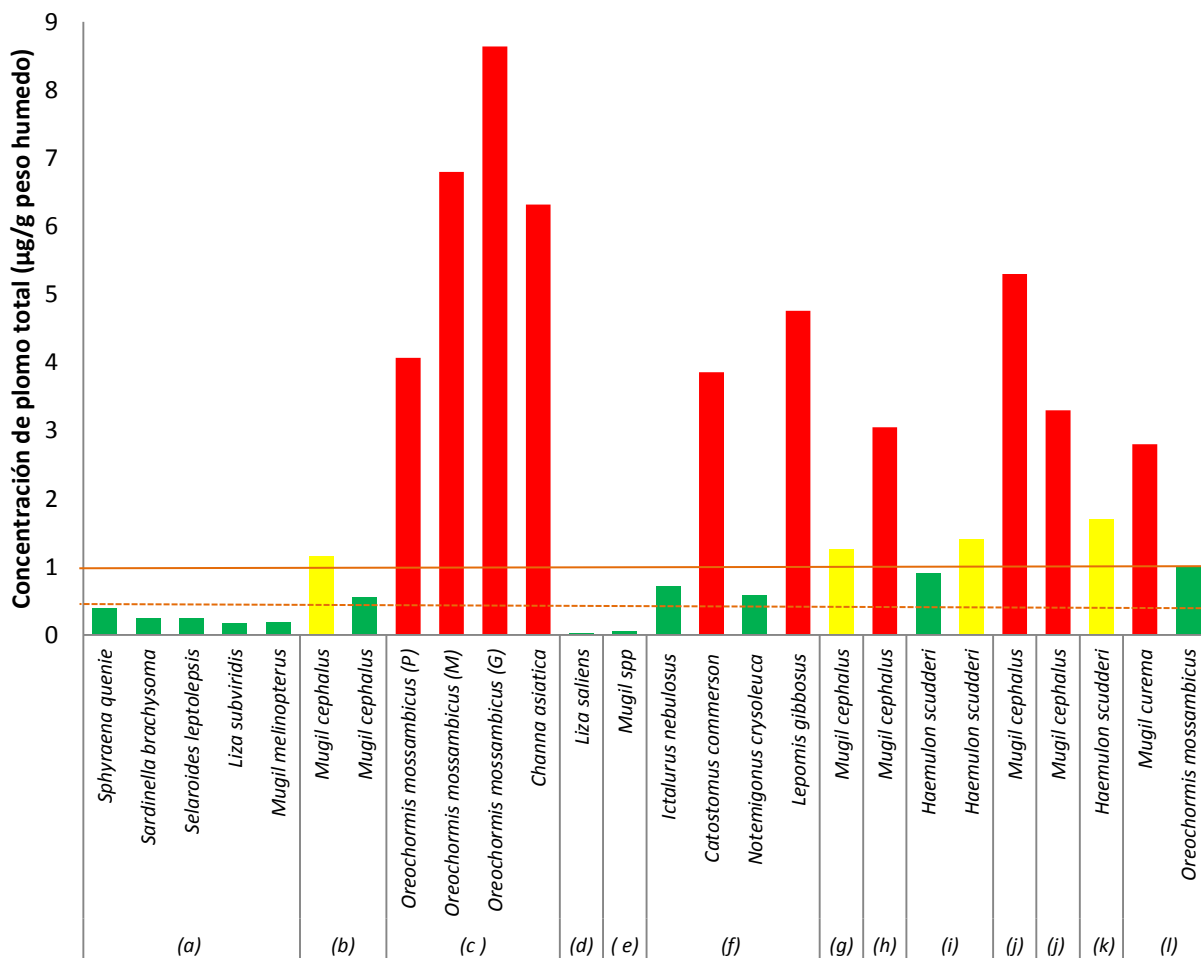


Figura 22. Concentraciones de plomo total en µg/g (pesos húmedo) para diferentes especies y lugares del mundo, donde se destacan, verde: especies que presentaron niveles por debajo de la norma mexicana; Amarillo: especies que alcanzaron a sobrepasar la norma mexicana pero no llegaron a duplicarla; Rojo: especies que sobrepasaron más de dos veces la norma mexicana. (Línea Continua: norma mexicana: 1.0 µg/g; línea punteada Norma OMS-FAO y Unión Europea: 0.3 µg/g). a: Estuario Manila – Filipinas (Sia Su *et al.*, 2013); b: Estuario Ennore y offshore– India (Arockia *et al.*, 2013); c: Estuario del Río Perla China (Kwok *et al.*, 2014); d: Portugal (Fernandes, *et al.*, 2008); e Mar Mediterráneo (Storelli, *et al.*, 2006); f: Estero. Massachusetts EUA (Davis *et al.*, 1996); g: Altata, México (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2010); h: Estero de Urías, México (Frías-Espéricueta *et al.*, 2010); i Laboratorio- México (Soto - Jiménez *et al.*, 2010); j: Chiricahueto – México y Estero Urías- México (Soto - Jiménez *et al.*, 2008); k: Laboratorio-México (Arellano, 2007); l Valle de Culiacán (Izaguirre-Fierro *et al.*, 1992).

8. DISCUSIÓN

8.1. Variables físico-químicas

La bioacumulación es un desbalance entre el flujo del contaminante que ingresa al organismo por la dieta y el medio, respecto a la eliminación de este o el flujo que egresa (Mackay y Frasier, 2000; Luoma y Rainbow, 2005) y posee diferentes factores propios de los sistemas y de los organismos que influyen en ella (Sparling *et al.*, 2000; Castañón, 2009).

Se evaluaron los aspectos fisicoquímicos, temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto, que influyen en el proceso de bioacumulación, estos permiten dar indicios de las especies químicas que se pudieran presentar en cada sistema (Wood, 2012).

Los tres sistemas estuarinos evaluados Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua brava y Urías, son amortiguadores de transición entre las descargas de agua dulce que provienen de la escorrentía de los ríos y del agua salada proveniente del océano, debido a que se genera una mezcla, creando una trampa de sedimentos y a su vez de nutrientes que es regulada principalmente por la salinidad (Smith y Smith, 2007), permitiendo definir las posibles especies químicas del plomo y las diferentes dinámicas que se desarrollan (Prabu *et al.*, 2008).

La temperatura promedio encontrada de los tres sistemas fue de 25°C, similar a lo definido para sistemas subtropicales, donde las mayores temperaturas se presentan en época de lluvias correspondiente al periodo de verano-otoño y las menores en época seca de invierno-primavera (De la Lanza, 1994).

La salinidad en los sistemas estuarinos tropicales depende de la relación de diferentes factores como la precipitación, su ubicación geográfica, aporte de ríos y el ciclo de mareas (Bowden, 1980; Tait, 1987); por lo que, este factor en los tres sistemas fue menor en época de lluvias, debido al mayor aporte de agua dulce de

las precipitaciones, la escorrentía y el aporte de los ríos, generando una dilución; mientras que en época seca la salinidad es mayor por la disminución de los aportes de agua dulce a los sistemas.

El sistema con menor salinidad fue Huizache-Caimanero (5-15 ‰) al ser un sistema lagunar tipo IIA (Lankford, 1977), posee una conexión principal con el mar llamada “boca de Barrón” que se encuentra temporalmente abierta, ya que se satura por sedimentos, siendo necesario abrirla con maquinaria, lo cual reduce la conexión del mar con el sistema.

El sistema recibe aportes de los ríos Presido en la parte norte y el Baluarte en la parte sur en época de lluvias, lo que disminuye su salinidad; pero en época seca la influencia marina es menor, ya que en la parte sur de Chametla (cerca de 50 km), el incremento de la salinidad se da por la evaporación, puesto que, el sistema no es tan profundo (0.5-3.0 m), con estas características las posibles especies que predominaran de plomo son en más de un 90% el PbCO_3^0 , seguido por el PbOH^+ el Pb^{2+} y PbSO_4^0 (Turner *et al.*, 1981, En: Kester, 1986; Figura 2a).

Teacapán-Agua brava posee una conexión al mar llamada “la boca”, esta permanece abierta todo el año, lo que permite mantener la salinidad en condiciones estuarinas a marinas (25-30‰) siendo esta última predominante en época seca, mientras que en lluvias, el sistema aun cuando no posee un aporte directo de ríos, recibe aportes de agua dulce por escorrentía de los riachuelos temporales y las lluvias, que disminuyen la salinidad en este periodo; las especies químicas que se encontrarían en el sistema son: PbCO_3^0 , PbCl^+ , PbOH^+ , PbCl_2^0 , PbCl_3^- y PbCl_4^{2-} en esta salinidad el Pb^{2+} es menor al 5% de plomo total (Turner *et al.*, 1981. En: Kester, 1986; Figura 2a).

El sistema con mayor salinidad fue Urías, con tendencias marinas (30-35‰), durante todo el año, ya que el sistema posee poca influencia de ríos y está conectado al mar por una boca de más de 400 m. Al ser un puerto marítimo, no permite el cierre del sistema. Las especies químicas que se podrían encontrar principalmente son: PbCO_3^0 con un 50% aproximadamente, seguido del PbCl_2^0 ,

PbCl^+ , PbCl_3^- , PbCl_4^{-2} , PbOH^+ , el Pb^{2+} es menor al 3% (Turner *et al.*, 1981. En: Kester, 1986; Figura 2a).

El oxígeno disuelto en los tres sistemas presentó grandes oscilaciones desde 1 a 8 mg/L; estas fluctuaciones en sistemas estuarinos se relaciona con la productividad primaria (Parsons y Takahashi, 1976), el material suspendido (Hernández, 1995) y materia orgánica de la contaminación (Aston 1980; Clark 2001); ya que los sedimentos en suspensión sirven como nutrientes para el fitoplancton, ayudando a que este crezca y aporte mayor cantidad de oxígeno disuelto, generando a su vez la circulación de nutrientes, mientras que el aporte de la materia orgánica puede ser propia del sistema o antrópica, la materia orgánica es oxidada y en este proceso consume el oxígeno disponible en el sistema (Aston, 1980).

Esto puede llegar a generar hipoxia y en casos extremos anoxia en el agua y los sedimentos (Silva y Acuña-González, 2006), generando procesos de acidificación de los sistemas disminuyendo el pH y fomentando la dilución de los carbonatos, incrementando al ion Pb^{2+} , considerado el más tóxico para la biota (Wood, 2012).

Otro factor fue el pH (concentración de iones hidrógeno), en aguas superficiales, que en promedio se encontró de 7-8, con fluctuaciones de 5 a 10, esto puede darse por la eliminación de CO_2 de la fotosíntesis, la degradación del bicarbonato, la dilución del agua marina y la descomposición de la materia orgánica (Rajasegar, 2003; Prabu *et al.*, 2008), estos factores permiten definir las posibles especies químicas del plomo en los sistemas (Grosell *et al.*, 2007; Wood, 2012).

Considerando las variaciones del pH, se podría suponer que las especies químicas que predominan en los tres sistemas son: PbCO_3^0 con más del 70-80%, seguido por el PbCl^+ (<10%) y PbCl_2^0 (<5%), las cuales son más estables, tienden a precipitarse, siendo menos disponibles para los organismos en la columna de agua, mientras que la forma más tóxica para la biota Pb^{2+} , podría ser cerca del 1 a 6% (Zirino y Yamamoto, 1972; Turner *et al.*, 1981. En: Kester, 1986).

Es importante saber la proporción de la especie química Pb^{2+} ya que afecta desde nivel celular al competir con el Ca^{2+} (mimetismo iónico) inhibe la actividad de en los canales de calcio y la anhidrasa carbónica intracelular (Wood, 2012) también genera estrés oxidativo, produciendo radicales libres de hidróxido y peróxido de hidrógeno (Di Giulio *et al.*, 1989); generando peroxidación lipídica y carbonilación de las proteínas, produciendo daños en el ADN (Lushchak, 2011).

Además de generar disminución del calcio en sangre afecta la el sistema nervioso y muscular, en branquias genera inflamaciones por el incremento del volumen de las células, afectando el intercambio gaseoso (Wood, 2001; Soto-Jiménez *et al.*, 2010; Wood 2012). También afecta el crecimiento en condiciones crónicas produce inhibición reproductiva (Mager, 2012).

Esto lleva a los peces a una notoria disminución de su condición física (Scott y Sloman, 2004; Pyle y Wood, 2007). Otros efectos adicionales a la exposición al plomo son el debilitamiento del cordón espinal en larvas y deformidades (Bishop *et al.*, 2010), comportamientos anormales al respirar, reducción de la motilidad y nado errático (Soto-Jiménez, 2011).

Aunque estos rangos dan la posibilidad de identificar las especies químicas, se hace necesario detectar de una manera detallada la composición real de las diferentes especies del plomo que se encuentran en cada sistema y la proporción de cada una, para así, definir un riesgo real para cada sistema.

8.2. Concentraciones del plomo

La presencia de plomo en los dos tejidos evaluados, de todos los organismos analizados, sugiere que dichas especies están siendo expuestas al plomo en los tres sistemas, a través de la dieta (Mackay y Frasier, 2000; Wood, 2012). El hígado al ser un órgano del sistema digestivo e intervenir en diferentes procesos metabólicos, como la protección contra los metales; por su parte en el músculo la presencia del contaminante es resultado del transporte desde la sangre y el sistema respiratorio (Hamenlink *et al.*, 1971; Mackay y Frasier, 2000).

Al observar las magnitudes entre las concentraciones de plomo total ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en ambos tejidos por especie (Figura 13; Figura 14), se encontraron tres variaciones:

La primera variación se caracteriza porque la concentración en hígado es mayor a la del músculo, se presentó en nueve especies (*C. chanos*, *M. curema*, *M. cephalus*, *D. peruvianus*, *P. macracanthus*, *E. axillaris*, *C. fuerthii*, *S. seemanii* y *E. affinis*).

Este comportamiento es el esperado, ya que el hígado al ser un órgano depurador es uno de los que se encuentra en mayor exposición a los contaminantes absorbidos; se caracteriza por presentar un complejo mecanismo de protección contra los xenobióticos como el plomo, evitando que llegue a otros órganos y que pueda generar estrés oxidativo, por lo que se inhabilita con el glutatión, gránulos de grasa o la formación de metalotioneinas (Wood, 2012; Arockia *et al.*, 2013; Siasu *et al.*, 2013).

Aun cuando el tejido hepático es el más común en presentar lesiones debido a los efectos por contaminación (Camargo y Martínez, 2006), en los organismos evaluados no se observaron lesiones y presentaron coloraciones comunes de rojizo a marrón (Bruslé y González, 1996), lo cual indica que no se observa daño macroscópico; pero en peces se ha encontrado que una poca exposición al plomo puede generar daños celulares y en las microvellosidades (Mazzei *et al.*, 2014) por lo que sería importante complementar estos trabajos con análisis histológicos.

En el músculo la acumulación depende de diferentes rutas de absorción, de los procesos de biotransformación o enzimáticos que puede sufrir el plomo (Mormede y Davies, 2001) y procesos fisiológicos, esto hace que varíe tanto su disponibilidad como su toxicidad (Fisher y Hook, 2002). Los procesos de eliminación previos que debe pasar el contaminante antes de llegar a este tejido (Jebali *et al.*, 2014) hace que la acumulación en dicho tejido sea menor.

La segunda variación fue a causa de que ambos tejidos presentaron concentraciones similares, encontrada en dos: especies *C. robalito* y *C. caninus*.

La tercera variación es la concentración de plomo total en músculo fue mayor que en el hígado y se presentó en la especie *C. xanthulus*; estas últimas variaciones son menos típicas y poco documentadas.

Estas pueden darse porque la acumulación en el músculo al ser más tardía concede un mayor tiempo de exposición al plomo, por lo que se ha acumulado mayor cantidad de metal en el tejido (Wood, 2012; Mager, 2012); o bien, los organismos presentan mecanismos fisiológicos particulares, como la efectividad de la bilis en la eliminación de este contaminante, sustancia recientemente considerada en la eliminación del plomo (Bucking y Wood, 2007).

Esto puede afectar procesos de inactivación del plomo, incrementando la cantidad de contaminante en procesos fisiológicos como lo es el alterar la producción de bilirrubina en una exposición al plomo, ya que puede implicar una menor eliminación en el proceso de producción de la hemoglobina reemplazando al ion Fe^{2+} , afectando no solo el proceso de producción, también la eliminación del contaminante por la sangre, quedando en tejidos como el músculo por más tiempo (Wood, 2012; Mager, 2012).

Pero aun cuando la acumulación en el hígado es menor o igual a la del músculo, puede también ser indicador de una mayor eficacia del hígado en el proceso de eliminación del plomo, esto se consideró ya que estas especies no tuvieron concentraciones elevadas de plomo en ambos tejidos, siendo menores a los 0.4 $\mu\text{g/g}$ de plomo total (peso seco).

Aunque, podría ser un indicador a una mayor exposición al contaminante, posiblemente absorbido en sectores con mayores concentraciones; estas especies, en particular: *C. robalito*, *C. caninus* y *C. xanthulus*, se desplazan al mar abierto u otros sistemas estuarinos con diferentes grados de exposición, no siendo eficaces en el proceso de biomonitorio del plomo (Tabla 1).

Las comparaciones de las concentraciones de plomo encontradas en músculo e hígado en las doce especies con las encontradas en sistemas con diferente grado de contaminación, fueron significativamente inferiores a los encontrados en sistemas altamente contaminados como lo reportado en *O. mossambicus* en el Estuario de río Perla en China (4.07 a 8.64 $\mu\text{g/g}$), o *M. cephalus* en Karatas, Turquía (5.8-7.8 mg/g) (Tabla 4) en estos sistemas la dieta es la principal ruta de transferencia del plomo a los niveles tróficos superiores, poniendo en riesgo la salud de los depredadores (Kwok, *et al.*, 2014; Cogun, *et al.*, 2006).

Las concentraciones tampoco alcanzan los niveles registrados previamente para la región por Frías-Espericueta *et al.* (2010) en *M. cephalus* para el Estero de Urías (2.07 $\mu\text{g/g}$ y 3.03 $\mu\text{g/g}$) y de Soto-Jiménez *et al.* (2008) para Chiricahueto (5.3 $\mu\text{g/g}$), únicamente un individuo de la especie *D. peruvianis* con concentraciones de 2.1 $\mu\text{g/g}$, recolectado en lluvias del sistema de Urías, tuvo un nivel similar a lo encontrado por Frías-Espericueta *et al.* (2010). Mientras que en comparación con sistemas moderadamente contaminados como el estuario de Manila en Filipinas, Sia su *et al.* (2013) encontraron concentraciones en músculo de 0.17 a 0.3 $\mu\text{g/g}$ en peces de importancia comercial (*Sphyraena quenie* 0.395 $\mu\text{g/g}$; *Sardinella brachysoma* 0.252 $\mu\text{g/g}$; *Selaroides leptolepsis* 0.246 $\mu\text{g/g}$; *Liza subviridis* 0.172 $\mu\text{g/g}$ y *Mugil melinopterus* 0.183 $\mu\text{g/g}$) siendo estas concentraciones las más similares a las reportadas en el presente trabajo en las doce especies evaluadas.

Esto permite definir que los tres sistemas estudiados se encuentran moderadamente o poco contaminados por plomo, esto puede deberse a que las cantidades de plomo biodisponible en los tres sistemas, que existía en años anteriores producto de la combustión de la gasolina que es el mayor aporte de plomo en los sistemas marinos del golfo de California (Soto-Jiménez y Flegal, 2009), se ha ido depositando en los sedimentos.

Y al cesar los aportes de la gasolina con plomo, el contribuido por la agricultura, la minería y residuos urbanos no llegan a suplirlo, permitiendo ver una disminución

del plomo en el tejido muscular de los peces, como se ha registrado en otras especies en el estado de Sinaloa, como en el mejillón *Mytella strigata*, el ostión *Crassostrea corteziensis* y el alga *Caulerpa sertularioides* (Soto-Jiménez *et al.*, 2006; Jara-Marini *et al.*, 2009).

A pesar de los niveles moderados de plomo que muestran una disminución en la contaminación, es necesario reducir los aportes de plomo a los sistemas, puesto que, aun en bajas concentraciones el plomo genera efectos adversos.

Arockia, *et al.* (2013) en su estudio con *M. cephalus*, encontrando concentraciones elevadas en la India en el Estuario Ennore y no-elevadas en la zona de altamar, demostraron que existe una diferencia de concentración de plomo total cerca del 50% menor a las encontradas en el estuario (0.45 µg/g plomo total peso seco) y que esta genera daños en las fibras musculares y en algunos casos, necrosis en el tejido.

Los trabajos que evalúan las concentraciones de plomo en el hígado o las vísceras, son pocos, algunos de estos han registrado 29.6 µg/g de plomo (peso seco) en vísceras de *O. mossambicus* en el estuario de Río Perla (China). En *M. cephalus*, en el noroeste del mar Mediterráneo, en la costa de Karatas (Turquía), se hallaron concentraciones de 11.2 µg/g (peso seco) (Cogun *et al.*, 2006), siendo muy superiores a las encontradas en el presente trabajo, donde el promedio más alto se encontró en *D. peruvianus*, con 6 µg/g (plomo total peso seco); pero en general no sobrepasaron los 4 µg/g (plomo total peso seco) (Figura 12).

Especies como: *M. cephalus* y *M. curema*, que no sobrepasaron 1.0 µg/g (en todos los sistemas estudiados); al comparar las concentraciones de estos con las encontradas en Karatas (Turquía), se encontró que la concentración de plomo para *M. cephalus* y *M. curema*, es diez veces menor y llega a ser veinte veces menor a lo encontrado en *O. mossambicus* en el estuario del río Perla (China).

Sin embargo, los niveles encontrados en el presente trabajo fueron similares a los registrados en la India (Estuario de Ennore y mar abierto) por Arockia *et al.* (2013)

que no exceden los 5.0 $\mu\text{g/g}$ y para *Mugil spp* con 0.3 $\mu\text{g/g}$ en el mar Mediterráneo (Storelli *et al.*, 2006).

8.3. Comparación de concentración de plomo total

Los peces analizados presentan características particulares que no permiten visualizar a todos como una unidad, por lo cual, a partir de la generación de análisis de los factores como el tejido, lugar, época, tamaño, permanencia en el estuario, hábitos alimenticios y nivel trófico, con análisis multivariados (conglomerados, ordenamiento nMDS y ANOSIM) permitieron determinar si existen cambios en las concentraciones de plomo total.

Para detectar los posibles factores que están afectando la acumulación de plomo para cada especie se realizó un análisis de t- student, considerando las concentraciones de cada tejido (músculo e hígado), con las variables, tamaño, época, sistema, longitud y peso total (Tabla 10).

Encontrando que la concentración de plomo total (peso seco) entre el tejido hepático y el muscular presentó diferencias ($R= 0.119$; $\%= 0.3$; Tabla 9), lo que confirma que el patrón de acumulación de plomo varía dependiendo del tejido, confirmando así lo encontrado en el análisis posterior de comparación con la concentración del plomo entre los tejidos.

Con respecto a los sistemas, el que mostró diferencias en las concentraciones de plomo total fue Huizache-Caimanero, aun cuando se esperaba que el estero de Urías presentara las mayores concentraciones de plomo, al ser el sistema con mayor impacto antropogénico (agricultura, minería, desechos municipales, portuarios y clandestinos, procesamiento de mariscos, termoeléctrica, pesca y menor tamaño) (Tabla 9).

Esto pudo deberse a las características propias de Huizache-Caimanero, que en comparación con el estero de Urías y Teacapán-Agua brava, presenta el mayor tiempo de recambio, 67 días, (esto comparado con Urías que presenta un recambio de máximo siete días y Teacapán-Agua brava de 22.8 días), junto con

una restringida conexión con el mar, lo que no permite la circulación del agua más rápidamente, esto genera que el plomo este más tiempo en el sistema (Del Río Chuljak, 2003; Álvarez *et al.*, 1984; Lankford, 1977; De la Lanza y García, 1991).

La época, en el análisis general, no presentó diferencias significativas ($P > 10\%$, Tabla 9) en las concentraciones de plomo en los peces estudiados, se esperaba que por el efecto de la pluviosidad y el incremento del caudal de los ríos fuera mayor la concentración de plomo por lavado de los suelos y se viera reflejado en un incremento de la concentración del plomo total en los tejidos; al compararlo por especie (Tabla 10) si se encontró que hay un incremento en la concentración del plomo en los tejidos en época de lluvia.

En la relación de la concentración del plomo total por tamaños (pequeño, mediano y grande) se encontró que existen diferencias en la acumulación (Tabla 9); pero no se observó un patrón marcado por los rangos de tamaño, sino que las concentraciones parecen depender de las características de cada especie, ya que en especies como: *C.chanos*, *M. cephalus*, *E. axillaris* y *E. affinis*, las mayores concentraciones se vieron en los pequeños; mientras que *P. macracanthus* y *C. xanthulus* en los medianos y *M. curema*, *D. peruvianus* y *C. robalito* en los grandes; solamente *C. xanthulus* presentó en el análisis de t-student diferencias significativas, pero hay que destacar que esta especie presentó baja representatividad en los sistemas de Urías y Teacapán-Agua brava, por lo que se estaría hablando principalmente de individuos de Huizache-Caimanero (Tabla 10, Anexo A).

Los aspectos como la permanencia en el estuario, los hábitos alimenticios y el nivel trófico, no mostraron diferencias significativas ($P > 10\%$); pero dentro del nivel trófico se encontraron diferencias entre los niveles tróficos 2 y 4, esto se debe en particular a que en las especies de nivel trófico 2, como lo es, el *D. peruvianus* se presentó la mayor concentración de plomo total en el hígado ($9.0 \mu\text{g/g}$ peso seco), en comparación con las encontradas en las especies del nivel trófico 4 que fueron menores a $3.0 \mu\text{g/g}$.

8.4. Patrones de bioacumulación

Los patrones de bioacumulación han sido determinados en diferentes géneros de peces, para evaluar los procesos de acumulación de los contaminantes en los individuos, permitiendo evidenciar los procesos de regulación interna propios de cada especie, con relación a la exposición a un contaminante (Winidarko *et al.*, 2000; Luoma y Rainbow, 2005; De Hoop *et al.*, 2013).

Únicamente tres especies presentaron tendencias significativas al comparar la concentración del plomo total (peso seco) con la longitud y el peso total, mostrando tendencias similares; con el incremento de la longitud total se observó la disminución de la concentración del plomo en las especies *C. caninus* y *S. seemanii* ($R^2 > 0.1$; $P < 0.05$), siendo similar a lo registrado por Windiarnarko *et al.* (2000) en un ensayo de laboratorio para *Poecilia reticulata*.

Con el peso total también se encontró una disminución con el incremento del peso en *C. caninus* y *C. fuerthii* ($R^2 > 0.1$; $P < 0.05$), tendencia similar a lo encontrado por Arellano (2007) con *Haemulon scudderi* en Sinaloa (México); pero lo inverso a lo observado por Velusamy *et al.* (2014) en 18 peces de importancia económica de Mumbai (India), donde encontraron un incremento con el peso.

Específicamente para estas tres especies (*C. fuerthii*, *C. caninus* y *S. seemanii*) parece tener poca efectividad de acumulación del plomo en el tejido, también es posible que los organismos estén utilizando métodos de eliminación como la dilución por crecimiento o pérdida reproductiva (Mackay y Fraiser, 2000), ya que son organismos de tamaños medianos a grandes, además es de considerar que el plomo en particular parece tener una ineficiente biotransferencia por la red trófica (Soto-Jiménez *et al.*, 2010; Wood, 2012), generando así una disminución de la concentración del plomo.

Del total de las doce especies, nueve (*C. chanos*, *M. curema*, *M. cephalus*, *D. peruvianus*, *P. macracanthus*, *E. axillaris*, *C. robalito*, *C. xanthulus*, *E. affinis*) no mostraron una correlación significativa ($R^2 < 0.1$; $P > 0.05$) ni con la longitud, ni con

el peso total; estas fueron todas las especies del nivel trófico 2, tres del nivel trófico 3 y una del nivel trófico 4 (Tabla 11).

Esto puede deberse a que el plomo es un metal con baja solubilización y absorción en el tracto digestivo de los peces, reduciéndose su disponibilidad en el pez (Davis *et al.*, 1996). Se ha determinado que algunos metales no se acumulan efectivamente, debido a que los organismos en los diferentes procesos metabólicos van disminuyendo su concentración o son eliminados en el tejido muscular (Arellano, 2007; Velusamy *et al.*, 2014).

Las primeras especies pertenecientes al nivel trófico 2 *C. chanos*, *M. curema* y *M. cephalus* presentan una alimentación basada en detritus, perifiton y plancton y al estar interactuando constantemente con el sedimento, se pensaría que presentarían las mayores concentraciones de plomo total en ambos tejidos; pero no fue así, esto puede deberse a que poseen un sistema digestivo diseñado para el consumo de sedimentos (Gerking, 1994; Clements y Raubenheimer, 2006).

Pese a estar expuestas al plomo presente en los sedimentos, no presentan modificaciones drásticas a través de su vida (Gerking, 1994), parecen estar adaptados a esta exposición, permitiéndoles desarrollar mecanismos metabólicos propios; la eliminación del contaminante se da, probablemente por medio de las heces o las escamas.

Las especies de hábitos alimenticios omnívoros pertenecientes a los niveles tróficos 2 y 3 como *D. peruvianus*, *P. macracanthus* y *E. axillaris*, al alimentarse de organismos filtradores como mejillones, gasterópodos, camarones y anélidos que se encuentran en contacto permanente con el sedimento y que se han registrado como organismos bioacumuladores del plomo, lo transfieren a niveles tróficos superiores (Arellano, 2007; Jara- Marini *et al.*, 2008; Soto-Jiménez *et al.*, 2010),

Esto fue notorio al observar las concentraciones de plomo total presente en ambos tejidos (hepático y muscular) en estas especies (*D. peruvianus*, *P. macracanthus* y *E. axillaris*), que fueron las que presentaron las mayores concentraciones, pero

aun cuando a través de su dieta pueden adquirir cantidades importantes de plomo, las rutas metabólicas que utilizan estas especies en el proceso de transferencia están siendo efectivas en la eliminación del plomo; mostrando así que el total de plomo que llega al músculo no es comparable al encontrado en el hígado.

Pero estas elevadas concentraciones de plomo total en el hígado (órgano depurador), pueden ser de riesgo para los peces y aves que se alimenten de estas especies (*D. peruvianus*, *P. macracanthus* y *E. axillaris*), debido a que se los comen enteros, generando un riesgo de mayor exposición que puede acumularse en los tejidos o ser eliminado por pérdida reproductiva, transfiriéndose el plomo de los individuos a sus crías (Mackay y Fraiser, 2000; Kwok *et al.*, 2014; Frías-Espéricueta *et al.*, 2014).

8.1. Comparación de los niveles de plomo en la parte comestible (músculo) con la Normatividad

Los múltiples usos que tiene el plomo en el desarrollo humano, ha expuesto grandes cantidades de este a los ecosistemas acuáticos y a la atmosfera, por lo que la biota ha acumulado concentraciones en tejido muscular, que pueden generar daños adversos a los seres vivos. Por lo anterior se generaron normas nacionales e internacionales para establecer los límites máximos permisibles que deben presentar y cumplir, en este caso, los productos pesqueros (Rubio *et al.*, 2004; Dorne y Renwick, 2005).

En el presente trabajo se compararon dos límites, el más alto propuesto por la legislación mexicana (1.0 µg/g peso húmedo) y el más bajo determinado por la OMS-FAO (0.3 µg/g peso húmedo), siendo igual al establecido por la Unión Europea (Tabla 5).

Cabe destacar que ninguno de los organismos estudiados alcanzó o rebasó el límite definido por la norma mexicana, aunque cuatro especies si sobrepasaron la norma de la OMS-FAO; al compararse con estudios realizados mundialmente y en el Pacífico mexicano (Kwok *et al.*, 2014; Sia Su *et al.*, 2013; Arockia *et al.*, 2013;

Ruelas-Inzunza *et al.*, 2010; Frías-Espericueta *et al.*, 2010; Fernandes *et al.*, 2008; Soto-Jiménez *et al.*, 2008; Storelli *et al.*, 2006; Davis *et al.*, 1996; Izaguirre-Fierro *et al.*, 1992) los resultados son notoriamente inferiores, por lo que el consumo de estas especies de peces en el sector parece no ser riesgoso para la salud humana en cuanto a contaminación por plomo.

Según la FAO-OMS es necesario seguir disminuyendo las concentraciones de plomo en los productos pesqueros (FAO-OMS, 1974; Rubio *et al.*, 2004), porque el plomo presente en los organismos debe tender a ser nulo, por ser un elemento no esencial y del que se ha demostrado que aun en pequeñas concentraciones genera daños en las fibras musculares de los peces, notorios únicamente por histología (Abbas y Ali, 2007; Arockia *et al.*, 2013), además pueden generar estrés a los organismos haciéndolos vulnerables a enfermedades (Wood, 2012), llegando a afectar la calidad de los productos pesqueros.

Considerando los diferentes efectos que produce el plomo en los organismos y que a pesar, de que en los tres sistemas lagunares estudiados se observa la disminución de los aportes generados en la combustión de la gasolina, es necesario disminuir los aportes provenientes de desechos urbanos y portuarios que incrementan la cantidad de materia orgánica, haciendo que los sistemas se vuelvan de hipóxicos a anóxicos y se acidifiquen, y por ende se incremente la disponibilidad del Pb^{2+} (Wood, 2012).

También es importante reducir los aportes generados por el cambio en el uso del suelo, esto debido a la modificación de los suelos y la tala de zonas de manglares, que hace que el plomo acumulado en los sedimentos vuelva a recircular en la columna de agua, haciéndolo nuevamente disponible para los organismos (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Bojórquez, 2002).

9. CONCLUSIONES

La temperatura promedio encontrada en los tres sistemas (Huizache-Caimanero, Teacapán Agua brava y Urías) fue de 25°C, similar a lo establecido a sistemas subtropicales. El oxígeno disuelto en los tres sistemas presentó grandes oscilaciones (1 a 8 mg/L), lo cual puede estar afectado por aportes de materia orgánica, estas disminuciones pueden generar efectos de hipoxia y anoxia, afectando el pH de los sistemas.

El sistema con menor salinidad fue Huizache-Caimanero (5-15‰), Teacapán-Agua brava presentó salinidades estuarinas en época de lluvias y marinas en época seca (25-30‰), Urías presentó características marinas durante todo el año, con salinidades de 30 a 35‰,

Se hace necesario, determinar de manera precisa las especies químicas del plomo presente tanto en las especies como en los ecosistemas, para poder definir riesgos reales de exposición al plomo.

Las concentraciones promedio de plomo ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en el músculo para las doce especies en época de lluvias fueron: Urías $0.33 \pm 0.29 \mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero $0.29 \pm 0.26 \mu\text{g/g}$ y Teacapán-Agua brava con $0.21 \pm 0.14 \mu\text{g/g}$; en época seca: Urías $0.11 \pm 0.07 \mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero de $0.20 \pm 0.14 \mu\text{g/g}$ y Teacapán-Agua brava $0.21 \pm 0.11 \mu\text{g/g}$.

Las concentraciones promedio de plomo ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en hígado para las doce especies evaluadas para época de lluvias fueron: Urías $0.33 \pm 0.29 \mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero $0.29 \pm 0.26 \mu\text{g/g}$ y Teacapán-Agua brava con $0.21 \pm 0.14 \mu\text{g/g}$; y en época seca: Urías con $0.11 \pm 0.07 \mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero de $0.20 \pm 0.14 \mu\text{g/g}$, Teacapán-Agua brava de $0.21 \pm 0.11 \mu\text{g/g}$.

Se encontraron tres tipos de variación en la secuencia de concentración del plomo: la primera, hígado > músculo, presente en las especies *C. chanos*, *M. curema*, *M. cephalus*, *D. peruvianus*, *P. macracanthus*, *E. axillaris*, *C. fuerthii*, *S. seemanii* y *E. affinis*; la segunda, hígado = músculo, en las especies *C. robalito* y *C. caninus*; y la tercera, hígado < músculo, únicamente en *C. xanthulus*,

Al compararse las concentraciones encontradas con otros sistemas estuarinos con diferente grado de impacto, se presentaron rangos similares a sistemas moderadamente contaminados y fueron menores a las reportadas en estudios anteriores, realizados en Sinaloa años atrás. Puede ser que el plomo, producto de la gasolina con plomo, se ha ido depositando en los sedimentos, haciéndolo menos biodisponible.

Se encontraron diferencias en las concentraciones de plomo entre los tejidos muscular y hepático.

Entre sistemas se observaron diferencias, siendo Huizache-Caimanero el que marcó esta diferencia en las concentraciones de plomo, posiblemente, al ser el sistema con mayor tiempo de recambio (67 días).

Por épocas lluvias y secas, no hubo diferencias en la concentración del plomo..

Por tamaños se presentaron diferencias en la concentración del plomo en los tres rangos (pequeño, mediano y grande); pero no se observó una tendencia de mayor concentración en un rango particular, esto parece depender de las características propias de cada especie.

Los factores: permanencia en el estuario, hábitos alimenticios y nivel trófico, no mostraron diferencias significativas; pero dentro de nivel trófico se observó que existen diferencias entre las especies de nivel trófico 2 y 4, lo cual se puede deber en forma particular a la especie *D. peruvianus*, al presentar las mayores concentraciones promedio en hígado (9 µg/g plomo peso seco) comparado con los de las especies del nivel trófico 4, que no sobrepasaron los 3 µg/g.

Solo las especies *C. caninus* y *S. seemanii* al incrementar la longitud total se observó disminución de la concentración del plomo ($R^2 > 0.1$; $P < 0.05$), mientras que con el incremento del peso total las especies *C. caninus* y *C. fuerthii* mostraron una disminución en la concentración del plomo ($R^2 > 0.1$; $P < 0.05$), lo cual parece ser un indicador de la poca efectividad de acumulación del plomo en el músculo.

Las especies detritívoras *C. chanos*, *M. curema* y *M. cephalus* al estar interactuando constantemente con el sedimento a causa de su dieta, se han visto expuestas al plomo, parecen estar adaptadas a este contaminante y que han desarrollado mecanismos metabólicos efectivos en la eliminación, lo cual se ve reflejado en su menor acumulación de plomo en músculo.

Las especies omnívoras *D. peruvianus*, *P. macracanthus* y *E. axillaris* al alimentarse de organismos filtradores (mejillones, gasterópodos, camarones y anélidos), considerados organismos bioacumuladores del plomo, presentaron las mayores concentraciones.

Ninguno de los individuos alcanzó el límite definido por la norma mexicana de concentración del plomo ($1.0 \mu\text{g/g}$ peso húmedo), sólo cuatro individuos recolectados en época de lluvias sobrepasaron el límite definido por la OMS-FAO y por la Unión Europea ($0.3 \mu\text{g/g}$ peso húmedo) estos fueron: *D. peruvianus* ($0.72 \mu\text{g/g}$, Urías), *C. xanthulus* ($0.48 \mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero), *M. curema* ($0.36 \mu\text{g/g}$, Huizache-Caimanero) y *P. macracanthus* ($0.34 \mu\text{g/g}$, Teacapán-Agua brava) y corresponden al 0.8% del total de los organismos analizados

El consumo de las doce especies por plomo parece no generar riesgo para la salud humana; pero es necesario seguir desarrollando estrategias para disminuir el plomo en los recursos pesqueros, este contaminante debe ser nulo al no ser un elemento esencial, e incluso en bajas concentraciones puede generar daños en los tejidos o generar estrés en los organismos, haciéndolos vulnerables a enfermedades.

10. REFERENCIAS

Abbas, H.H. y Ali, F. 2007. Study the effect of hexavalent chromium on some biochemical, cytological and histopathological aspects of *Oreochromis* spp. Fish. Pakistan Journal of Biological Science. 10: 3973–3982.

Abdi, H. 2003. Least - squares. En: Lewis - Beck, M., Bryman, A. y Futing, T. (Eds): Encyclopedia for research methods for the social sciences. Thousand Oaks (CA): Sage. 792-795.

Acosta-Velázquez, J. 2003. Análisis de la condición del bosque de manglar en el Sistema Lagunar Teacapán-Agua brava-Marismas Nacionales y sus relaciones a nivel de paisaje. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo - CIAD, Mazatlán. 88 p.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency). 2000. Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment. <http://water.epa.gov/polwaste/sediments/cs/index.cfm>

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency). 2010. Solid waste and emergency response glossary- Bioaccumulation. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/glossary.htm#b>

Ali, D., Nagpure, N.S., Kumar, S., Kumar, R., Kushwaha, B. y Lakra, W.S. 2009. Assessment of genotoxic and mutagenic effects of chlorpyrifos in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch) using micronucleus assay and alkaline single-cell gel electrophoresis. Food and Chemical Toxicology. 47(3):650–656.

Álvarez, M., Amezcua-Linares, F. y Yáñez-Arancibia, A. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua

Brava, Nayarit, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. UNAM. 13: 185-242.

Álvarez, R.B., Amezcua, F. y Álvarez, R. 1990. Análisis de la diversidad, amplitud y traslape del nicho en la comunidad de peces del sistema Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. UNAM. 17(2): 215-240.

Amezcua-Linares, F. y Carranza, J. 1977. Estudio preliminar de los peces del sistema de Agua Brava, Nayarit. Resumen VI Congreso Nacional de Oceanografía. 52 p.

Amezcua-Linares, F. 2008. Peces demersales del pacifico de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 281p.

Amezcua, F., Muro-Torres, V. y Soto-Jimenez, M.F. 2015. Stable isotope analysis versus TROPH: a comparison of methods for estimating fish trophic positions in a subtropical estuarine system. Journal Aquatic Ecology. DOI 10.1007/s10452-015-9517-4.

Aquino-Guzmán, M., Alonso-Rojo, F., Millan-Garcia, J. y Torres-Salinas, F. 1983. Composición y abundancia de peces en el canal Agua Dulce del Sistema Lagunar Huizache-Caimanero (1978). Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de Sinaloa. UAS. Escuela de Ciencias del Mar, Departamento de Servicio Social. 34p.

Arellano, C. 2007. Experimento de biotransferencia de Pb en organismos marinos de diferentes niveles tróficos. Tesis Profesional. Instituto Tecnológico de Mazatlán. ITMAZ. 60 p.

Argota, G., González, Y., Argota, H., Fimia, R. y Iannacone J. 2012. Desarrollo y bioacumulación de metales pesados en *Gambusia punctata* (Poeciliidae) ante los efectos de la contaminación acuática. REDVET, Revista Electrónica Veterinaria. 13(05b). <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet>

Arockia, L., Revathi, P., Mini, J. y Munuswamy, N. 2013. Integrated use of histological and ultrastructural biomarkers in *Mugil cephalus* for assessing heavy metal pollution in Ennore estuary, Chennai. *Chemosphere* 91: 1156-1164.

Aston, S.R. 1980. Nutrients, dissolved gases and general biogeochemistry in estuaries, p. 232-262. En: Olausson, E. y Cato, I. (Eds.). *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. Willey, Inglaterra.

Australian Government Commission Laws. 2011. Australia, New Zealand Food Standards Code - Standard 1.4.1 - Contaminants and Natural Toxicants, F2011C00121. On line: <http://www.comlaw.gov.au/details/f2011c00121>

Balkas, I.T., Tugrul, S. y Salihoglu, I. 1982. Trace metal levels in fish and crustacea from Northeastern Mediterranean coastal waters. *Marine Environmental Research* 6: 281-289.

Barron, M. G. 1990. Bioconcentration. *Environmental Science and Technology* 24: 1612-1618.

Barwick, M. y Maher, W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW. Australia. *Marine Environmental Research*. 56: 471-502.

Beaty, R.D. y Kerber, J.D. 1993. *Concepts: Instrumentation and techniques in atomic absorption spectrophotometry*. The Perkin-Elmer Corporation. U.S.A.

Berg, T., Røyset, O., Steinnes, E. y Vadset, M. 1995. Atmospheric trace element deposition: principal component analysis of ICP-MS data from moss samples. *Environmental Pollution*. 88: 67-77.

Bickham, J.W., Sandhu, S., Hebert, P.D.N., Chikhi, L. y Athwal, R. 2000. Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 463: 33-51.

Bidone, E.D., Castilhos, Z.C., Cid de Souza, T.M. y Lacerda L.D. 1997. Fish contamination and Human exposure to mercury in the Tapajos River basin: for state Amazon, Brazil A. Screening Approach Environmental Pollution and Toxicology. 59:194-201.

Bishop, B.E., Savitzky, B.A. y Abdel-Fattah, T. 2010. Lead bioaccumulation in emydid turtles of an urban lake and its relationship to shell disease. Ecotoxicology and Environmental Safety. 73: 565-571.

Boisson, F., Cotret, O. y Fowler, S.W. 1998. Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater. The Science of the Total Environment. 222: 55-61.

Bojórquez, L.A. 2002. Crecimiento, productividad y estructura forestal de manglares en un ecosistema lagunar eutroficado (Estero de Urías) y en estanques experimentales. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM.

Bowden, K.F. 1980. Physical factors: Salinity, temperature, circulation, and mixing processes, p. 37-70. In E. Olausson y I. Cato (eds.). Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries. Willey, Inglaterra.

Brusle, J. y Gonzalez. G. 1996. The structure and function of fish liver. En: Datta-Munshi, J.S. y Dutta, H. J. Fish Morphology. A.A. Balkema Publishers. Old Post Road. 307p.

Bryan, G.W. y Langston, W.J. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environmental Pollution. 76 (2): 89–131.

Butcher, D.J. y Sneddon, J. 1998. A practical guide to graphite furnace atomic absorption spectrometry. Volume 149 En: Winefordner, J.D (Ed). Chemical Analysis: A series of monographs on analytical chemistry and its applications. Wiley Interscience. 255 p.

Camargo, M.M.P. y Martínez, C.B.R. 2006. Biochemical and physiological biomarkers in *Prochilodus lineatus* submitted to in situ tests in an urban stream in southern Brazil. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 21: 61-69.

Cañizares-Villanueva, R. O. 2000. Bioabsorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*. 42:131-143.

California Academy of Science – CAS. 2015. Catalog of Fishes: IBSS (Research), Ichthyology. Online version 7 Enero 2015.

[http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.as](http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp)

[p](http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp)

Clark, R.B. 2001. *Marine Pollution*. Oxford, Nueva York.

Castañon, A. 2009. Análisis comparativo de bioacumulación de metales pesados en tejidos de gusano gigante *Riftia pachyptila* Jones, 1981 (Annelida: Siboglinidae) del sistema hidrotermal de la Cuenca de Guaymas, Golfo de California, en relación a otros organismos. Tesis Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 47p.

Clarke, K.R. y Warwick, R.M. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, Plymouth Marine Laboratory. UK. 2da edición. 144 p.

Clements, K. y Raubenheimer, D. 2006. Feeding and nutrition. En: Evans, D.H y Claiborne (Eds). *The Physiology of Fishes*. Taylor y Francis Group. 605 p.

Cogun, H.Y., Yuzereroglu, T.A., Firat, O., Gok, G., Kargin, F. 2006. Metal concentrations in fish species from the northeast Mediterranean sea. *Environmental Monitoring and Assessment*. 121, 431-438.

Comisión Nacional de Aguas - CNA, 1998. Programa Estatal Hidráulico 1995-2000. Gerencia Estatal de Sinaloa, Unidad de Programación.

Comité Ciudadano de Evaluación de Estadística Económica de Sinaloa – CEEES. 2014. Estadística Económica por sector: Principales indicadores de Sinaloa. Principales indicadores Sociales y económicos de Sinaloa del año 2000- 2010 Online: <http://estadisticaeconomica.cee.es.com.mx/publico/estadisticas/index.aspx>

Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario. 1994. NORMA Oficial Mexicana NOM-027-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. México, DF. 8 p

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 2008. Manglares de México. DRC 35pp. www.conabio.gob.mx

Contreras-Espinoza. F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos; Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad; Universidad Autónoma Metropolitana; México, D. F. 416 p.

Contreras, F. 1985. Las Lagunas Costeras Mexicanas. Centro de Eco desarrollo. Secretaria de Pesca. D.F. 253 p.

Contreras-Espinoza, F. y Castañeda-López, O. 2004. La Biodiversidad de las Lagunas Costeras. Ciencias, octubre- diciembre, número 76. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 46-56.

Corporativo Consultora Ambiental – CAPSA. 2012. Caracterización ambiental y estudios especializados de calidad ambiental para el proyecto de ampliación y modernización del puerto de Mazatlán Sinaloa. Coordinación de proyectos estratégicos del gobierno del estado de Sinaloa.

Davis, A., Sellstone, C., Clough, S., Barrick, R. y Yare, B. 1996. Bioaccumulation of arsenic, chromium and lead in fish: constraints imposed by sediment geochemistry. Applied Geochemistry. 11: 409-423.

De Hoop, L., Huijbregts, M.A.J., Schipper, A.M. Veltman, K., De Laender, F., Viaene K.P.J., Klok, C. y Hendriks, A.J. 2013. Modelling bioaccumulation of oil constituents in aquatic species. *Marine Pollution Bulletin* 76: 178-186.

De la Lanza, E.G. y García-Calderón, J.L. 1991. Sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sin. Un estudio socio ambiental, pesquero y acuícola. *Hidrobiológica* 1. Pp. 1-27.

De la Lanza-Espino, G. y Cáceres-Martínez, C. 1994. *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. UNAM. UABCS, Área Interdisciplinaria de Ciencias del Mar. La Paz, B.C.S., México.

Del Río Chuljak, A. 2003. Concentración y aporte de nutrientes en el Estero de Urías (Puerto de Mazatlán): Tiempo de residencia y variabilidad estacional. Tesis de maestría, Posgrado de Ciencias del mar y Limnología. UNAM.

Doadrio, A.L. 2004. Ecotoxicología y acción toxicológica del mercurio. *Anales de la Real Academia Nacional de Farmacia*. 44: 933-959

Dos Santos, do S.N.L., Müller C.S.R., Sarkis, E. de S.J., Alves, N.C., Bravo da S.E., Santos de O.E. y Bentes, da S.M.E. 2000. *The Science of the Total Environment*. 261: 1-8.

Dorne, J.L.C.M. y Renwick, A.G. 2005. The Refinement of Uncertainty/Safety Factors in Risk Assessment by the Incorporation of Data on Toxicokinetic Variability in Humans. *Toxicological Sciences* 86(1): 20-26.

Encyclopedia of Ecology, 2008. Module: in *Earth Systems and Environmental Sciences*. 348-357.

European Union Law. 2006 Commission Regulation (EC). Setting maximum levels for certain contaminants in Foodstuffs. The commission of the European Communities. Bruselas, EEA. 629 p.

Fatima, M., Usmani, N. y Hossain M. 2014. Heavy metals in aquatic ecosystem emphasizing its effects on tissue bioaccumulation and histopathology: a review. *Journal of Environmental Science and Technology*. 7 (1): 1-15.

Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Cabral, D. y Salgado, M.A. 2008. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*. 136: 267–27.

Fischer, W.F., Krupp, W., Schneider, C., Sommer, K., Carpenter, E. y Niem, V. (Eds.). 1995. Guía FAO para Identificación de Especies para fines de la Pesca. Pacífico. Centro-Oriental. FAO, Roma. Vol. 3: 1139p

Fisher, N. y Hook, S.E. 2002. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology*. 181-182: 531-536

Flores-Verdugo, F., González-Farías, F., Ramírez-Flores, O., Amezcua-Linares, F., Yáñez-Arancibia, A., Álvarez-Rubio, M., y Day, J.W. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava lagoon estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries*. 13: 219–230

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO); World Health Organization (WHO). 1972. Evaluation of certain food additives and the contaminants Mercury, Lead and Cadmium. Sixteen report. FAO nutrition meetings reports series No 51; World Health Organization technical reports series No 505. 33p.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) – FAO. 2012. El estado mundial de la pesca y la Acuicultura. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma. 231p.

Frías-Espericueta, M.G., Osuna-López J.I., Izaguirre-Fierro, G., Aguilar-Juárez, M. y Voltolina. D. 2010. Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Oceanides* 25(2): 121-134.

Frías-Espericueta, M.G., Cardenas-Nava, N.G., Marquez-Farias, J.F., Osuna-López, J. I., Muy-Rangel., M.D., Rubio-Carrasco, W. y Voltolina, D. 2014. Cadmium Cooper, Lead and Zinc concentrations in female and embryonic pacific Sharpnose Shark (*Rhizoprionodon longurio*) tissues. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 93 (5): 532-535.

Froese, R. y Pauly, D. 2013. FishBase. Fish Catalog World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.

Furness, R.W. y Rainbow, P.S. 1990. Heavy metals in the marine environment, CRC Press, Inc. Boca Ratón, Florida. 255 p.

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. UNAM, México, D.F. 89 p.

Gerking, D. 1994. Feeding Ecology of Fish: Chapter 5 Detritus feeders. Third edition. 399p.

Giordano, R., Arata, P., Ciaralli, L., Rinaldi, S., Giani, M., Cicero, A.M. y Costantini, S. 1991. Heavy metals in mussels and fish from Italian coastal waters. Marine Pollution Bulletin 22: 10-14.

Gobas, F.A.P.C. y Morrison, H.A. 2000. Bioconcentration and bio-magnification in the aquatic environment. En: Boethling, R.S., y Mackay, D. (Eds.). Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals. CRC Press, Boca Raton, FL, 89-231.

Goncalves, E.P.R., Boaventura, R.A.R., y Mouvet, C. 1990. Sediments and aquatic mosses as pollution indicators for heavy metals in the Ave river basin, Portugal. The Science of the Total Environment. 114: 7-24.

Goto, D. y Wallace, W.G. 2010. Metal intracellular partitioning as a detoxification mechanism for mummichogs (*Fundulus heteroclitus*) living in metal-polluted salt marshes. Marine Environmental Research. 69: 163-171.

Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. Marine Pollution Bulletin. 45: 46–52.

Green-Ruiz, C. y Páez-Osuna, F. 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environmental International* 26: 265–273.

Grosell, M., Blanchard, J., Brix, K.V. y Gerdes, R. 2007. Physiology is pivotal for interactions between salinity and acute copper toxicity to fish and invertebrates. *Aquatic Toxicology*. 84: 162–172.

Gurcu, B., Yildiz, S., Koca, Y.B.G. y Koca, S. 2010. Investigation of histopathological and cytogenetic effects of heavy metals pollution on *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) in the Go Imarmara Lake, Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances* 9: 798-808.

Hamelink, J.L., Waybrandt, R.C. y Ball, R.C. 1971. Proposal: exchange equilibriums control the degree chlorinated hydrocarbons are biologically magnified in lentic environments. *Transactions of the American Fisheries Society* 100: 207-214.

Hapke, H.J. 1991. Metal accumulation in the food chain and load of feed and food. En: Merian E. (Ed.). *Metals and Their Compounds in the Environment – Occurrence: Analysis and Biological Significance*, Verlagsgesellschaft, Weinheim Germany, 469-479.

Harbison, P. 1986. Mangrove muds - a sink or source for trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. 17: 246-250.

Heath, A.G. 1995. *Water pollution and fish physiology*. Second edition. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, U.S.A. 359 p.

Hendriks, A.J., Van der Linde, A., Cornelissen, G., y Sijm, D.T.H.M. 2001. The power of size. 1. Rate constants and equilibrium ratios for accumulation of organic substances related to octanol-water partition ratio and species weight. *Environmental Toxicology Chemical*. 20: 1399-1420.

Hernández, A. 1995. Régimen hidrográfico del Estero Real (Nicaragua) y sus variaciones estacionales, p. 48-60. En: Zamarro, J. (Ed.). Actas del Simposium. Ecosistema de manglares en el Pacífico Centroamericano y su recurso de Post-Larvas de camarones peneidos. San Salvador, El Salvador.

Hernández-Peñalver, M.T, García-Melian, M, Cañas-Pérez, R, y Sardiña-Peña, O, 1999. Fracciones biodisponibles de arsénico, plomo, cadmio y mercurio en sedimentos de corrientes superficiales seleccionadas. Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología. Revista Cubana Higiene y Epidemiología. 37:132-135.

Hodgson, N. 2013. Software JMP 11.2.0. Statistical Discovery From SAS. 32 bits. SAS institute. www.jmp.com.

Hopkins, W.A., Staub, B.P., Snodgrass, J.W., Taylor, B.E., De Biase, A.E., Roe, J.H., Jackson, B.P. y Congdon J.D. 2004. Responses of benthic fish exposed to contaminants in outdoor microcosms—examining the ecological relevance of previous laboratory toxicity tests. Aquatic Toxicology. 68: 1-12.

International Lead and Zinc Group; ILZSG. 2013. Statistics. <http://www.ilzsg.org/static/statistics.aspx>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática - INEGI. 2014a. Carta Topográfica, Sinaloa, clave F13A45, Sinaloa Mazatlán y clave F13A46, Villa Unión. Escala 1:50,000. Datum ITRF08 época 2010.0. Formato SHP..

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática - INEGI. 2014b. Carta Topográfica, Sinaloa, clave F13A46, Villa Unión, y Clave F13A56 Laguna del Caimanero. Escala 1:50,000. Datum ITRF08 época 2010.0. Formato SHP

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática - INEGI. 2014c. Carta Topográfica, Sinaloa, clave F13A67, Teacapán y Clave F13A68 La Concepción. Escala 1:50,000. Datum ITRF08 época 2010.0. Formato SHP.

Instituto Sinaloense de Acuicultura y Pesca (ISAPESCA), 2013. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca del Estado de Sinaloa. Catálogo de Recursos Acuáticos de Importancia Económica de Sinaloa, Culiacán de Rosales, Sinaloa, México. 90 p.

Izaguirre-Fierro, G., F. Páez-Osuna, y I. Osuna-López. 1992. Heavy metals in fish from Culiacan Valley, Sinaloa, Mexico. *Ciencias Marinas*, 18: 143-151.

Jackson, K.W. 1999. Electrothermal atomization and its application in analytical atomic absorption spectrometry. En: Jackson, K.W (Ed.). *Electrothermal atomization for analytical atomic absorption spectrometry*. Jhon Wiley and son 1-30.

Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M.F. y 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: 1366-1373.

Jebali, J., Chouba, J., Banni, M. y Boussetta, H. 2014. Comparative study of the bioaccumulation and elimination of trace metals (Cd, Pb, Zn, Mn and Fe) in the digestive gland, gills and muscle of bivalve *Pinna nobilis* during a field transplant experiment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 28 (2014) 212-217.

Jordao, C.P., Pereira, M.G., Bellato, C.R., Pereira, J.L. y Matos, A.T. 2002. Assessment of water systems for contaminants from domestic and industrial sewages *Environmental Monitoring and Assessment*. 79(1): 75-100.

Kester, D.R. 1986. Equilibrium models in seawater: Applications and limitations. En: Bernhard, M., Brinkman, F.E y Salder, P.J. 1986. The importance of chemical "speciation" in environmental processes. *Life Sciences Research Report* 33. Springer-Verlag. 337-364p.

King, B. 1997. *Encyclopedia of Inorganic Chemistry*. John Wiley and Sons. Sussex. 1207 p.

- Kling, P. y Olsson, P.E. 1995. Regulation of the rainbow trout metallothionein – A gene. *Marine Environmental Research*. 39: 117-120.
- Kwok, C.K., Liang, Y. Wang. H., Dong, Y.H. Leung, S.Y. y Wong. M.H. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in fish and ardeid at Pearl River Estuary, China. 106: 62-67.
- Lacerda, L.D., Ribeiro, M.G., Souza, M. y Ayres, G.A. 2001. Distribuição de mercúrio em solos e sedimentos lacustres na região de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil. *Serie Tecnología Ambiental CETEM/CNPq*, Río de Janeiro.
- Lankford, R. 1977. Coastal lagoons of México. Their origin and classification: *Estuarine Processes*. Vol. 2. UNESCO. Marine Geologist. Academic press. INC New York. 182-215.
- Licheng, Z. y Kezhun, Z. 1992. Background values of trace elements in the source area of the Yangtze River. *The Science of the Total Environment* 125: 391-404.
- Luoma, S. y Rainbow, P. 2005. ¿Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. *Environmental Science and Technology*. 39(7):1921-1931.
- Lushchak, V. 2011. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology*. 101: 13–30.
- MacDonald, D.D. y Ingersoll, C.G. 2002. A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems-Volume I, An ecosystem-base framework for assessing and managing contaminated sediments: U.S. Environmental Protection Agency, EPA-905-B02-001-A. 149 p.
- Mackay, D. y Fraser, A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental Pollution*. 110(3): 375-391.
- Mager, E.M. 2012. Chapter 4. Lead En: Wood, C.M., Farrell, A.P. y Brauner, C.J. (Eds.). 2012. Homeostasis and toxicology of Non-essential metals. 507 p.

Mahan, K.I., Foderaro, T.A., Garza, T.L., Martinez, R.M., Maroney, G.A., Trivisonno, M.R. y Willging, E.M. 1987. Microwave digestion techniques in the sequential extraction of calcium, iron, chromium, manganese, lead, and zinc in sediments. *Analytical Chemistry*. 59(7): 938-945.

Martínez. A.I. 2013. Distribución de mercurio en tejidos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa. Tesis de Maestría. Posgrado de ciencias del mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM. 84 p.

Mayon, N., Bertrand, A, Leroy, D., Malbrouck, C., Mandiki, S.N.M., Silvestre, F., Goffart, A., Thomé, J.P. y Kestemont, P. 2006. Multiscale approach of fish responses to different types of environmental contaminations: a case study. *Science of the Total Environment*. 367:715-773.

Mazzei, V., Longo, G., Brundo, M. V., Sinatra, F., Copat, C., Oliveri, G. y Ferrante, M. 2014. Bioaccumulation of cadmium and lead and its effects on hepatopancreas morphology in three terrestrial isopod crustacean species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 110: 269-279.

McGeer, J.C., Brix, K.B., Skeaf, J.M. y DeForest, D.K. 2002. The use of bioaccumulation criteria for hazard identification of metals. *Fact Sheet on Environmental Risk Assessment*. 8:1-6.

Melchiori, L.E., Kusumi, P., Piazzentin, O. M., Rodrigues. R., do Valle, T.G., Fialho Capellini. V.L.M y Bueno Neme. C.M. 2010. Percepção de risco de pessoas envolvidas com intoxicação por chumbo. *Paideia*. 20(45): 63-72.

Méndez, N. 2002. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urías estuary (Sinaloa, México). *Acta Oceanologica*. 25: 139-147.

Montaño-Ley, Y., Páez-Osuna, F. y Peraza-Vizcarra, R. 2000. Suspended and bed load sediment transport through a coastal lagoon entrance in Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 16(1):27-36.

Moody, J.R. y Lindstrom, R.N. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry* 49: 2264-2267.

Moreira, F. y Moreira, J. 2004. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e sua significado para a saude: *Revista Panamericana de Salud Publica* 15(2): 119-129.

Mormede, S. y Davies, I.M. 2001. Heavy metal concentrations in commercial deep sea fish from the Rockall Trough. *Continental Shelf Research*. 21(8-10): 899-916.

Nauen, C.E. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fisheries. Circular 764*. Rome, FAO. 102p.

Needleman, H. L., y Bellinger, D. 2001. Studies of lead exposure and the developing central nervous system: A reply to Kaufman. *Archives of Clinical Neuropsychology*, 16, 359-374.

Neely, B.W., Branson, D.R. y Blau, G.E. 1974. Partition coeficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. *Environmental Science and Technology*. 8. 1113-1115.

Norma Oficial Mexicana NOM-027-SSA1-1993. 1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Salud. 8pp

Obbard, J.P. 2001. Ecotoxicology assessment of heavy metals in sewage sludge amended soils. *Applied Geochemistry*. 26:1405-1411.

Ochoa Izaguirre, M.J. 1999. Composición y distribución de macroalgas en el sistema lagunar de Urías (Mazatlán, Sinaloa, México): variación estacional de la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM.

Olivero, J., Solano, B. y Acosta, I. 1998. Total mercury in muscle of fish from two marshes in Goldfields, Colombia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 61: 182-187.

Osuna-López, J.I., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., y Ortega-Romero, P. 1989. Metales pesados disueltos y particulados en el Puerto de Mazatlán. *ICMyL, UNAM*. 16: 307-320.

Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S., Ruiz-Fernández, A., y Espinoza-Angulo, R. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western México. *Marine Pollution Bulletin*. 41(5): 290-297.

Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, C., y Soto-Jiménez, M. 2007. La Contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. *Serie Lagunas Costeras de Sinaloa. UNAM-ICMyL*. D. F., México. 303 p.

Páez-Osuna, F. 2011. Metales en camarón silvestre y de cultivo: importancia, efectos y transferencia trófica. *Series: Lagunas costeras de Sinaloa. Número 5. Universidad Nacional Autónoma de México; Instituto de Ciencias del mar y Limnología, UNAM; El colegio de Sinaloa; Universidad Politécnica de Sinaloa; CESUES*. 83-84.

Parsons, T. y M. Takahashi. 1976. *Biological oceanographic processes*. Pergamon, Inglaterra. 332 p.

Pauly, D., Froese, R., Sala, P.S., Palomares, M.L., Christensen, V. y Rius, J. 2000. *TrophLab. Manual, ICLARM, Manila, Philippines*,

Pereira, L.F., Sitonio, I.N., Azevedo, V., da Nóbrega, D.M y Vieira, R de C. 2013. Assessment of cadmium and lead in commercially important seafood from São Francisco do Conde, Bahia, Brazil. *Food Control* 33: 193-199pp.

Philips, D.J.H. y Rainbow P.S. 1994. *Biomonitoring of trace aquatic contaminants*. Elsevier Applied Science. London, New York. 347 p.

Prabu, V.A., Rajkumar, M. y Perumal. P. 2008. Seasonal variations in physico-chemical characteristics of Pichavaram mangroves, Southeast coast of India. *Journal Environmental Biology*. 29 (6): 945-950.

Pritchard, D. 1967. What is an Estuary: physical viewpoint. En: *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science Series AASS. Publication No 83: 3-5.

Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. PNUMA, 2010. *Perspectivas del medio ambiente: América Latina y el Caribe GEO ALC 3*. PNUMA-ORPALC, Panamá. 375p.

Pyle, G. y Wood, C.M. 2007. Predicting “non-scents”: rationale for a chemosensory based biotic ligand model. *Australasian Journal of Ecotoxicology*. 13: 47-51.

Randall, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Studies In Tropical Oceanography*. 5: 665-847.

RAMSAR Convención sobre los humedales. 2010. Informe: Misión Ramsar de Asesoramiento No. 67 Laguna Huizache-Caimanero (Sitio Ramsar No. 1689) y Sitio Ramsar Marismas Nacionales (Sitio Ramsar No. 732).

Rothery, E. (Ed.), 1988. Analytical methods for graphite tube analyzers. Publication 85-100848-00. Varian Pty Ltd., Mulgrave, Victoria, Australia.

Rubio, C., Gutiérrez, A.J., Martín-Izquierdo, RE., Revert, C., Lozano, G. y Hardisson, A. 2004. El plomo como contaminante alimentario. *Revista de Toxicología*. 21: 72 – 80.

Ruelas-Inzunza, J.R. y Páez-Osuna, F., 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). *Environmental Pollution* 107: 437- 444.

Ruelas-Inzunza, J. y Páez-Osuna, F. 2008. Trophic distribution of Cd, Pb, and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 54: 584-596.

Ruelas-Inzunza, J., Garate-Viera, Y. y Páez-Osuna, F. 2007. Lead in clams and fish of dietary importance from Coatzacoalcos estuary (Gulf of Mexico) and industrialized tropical region. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*. 79: 508-513.

Salomons, W. y Forstner, U. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin, 349 p.

Sankar, T.V., Zynudheen, A.A., Anandan, R. y Viswanathan Nair, P.G. 2006. Distribution of organo-chlorine pesticides and heavy metal residues in fish and shellfish from Calicut region, Kerala, India. *Chemosphere* 65, 583-590.

Saryan, L. y Zenz, C. 1994. Lead and it's compounds. En: Zenz, C; Dickerson, O. y Horvarth E. (Eds.). *Occupational medicine*. Editor Mosby-year book. Inc. EUA. 506-541.

Scheuhammer, A.M. y Norris, S.L. 1996. The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. *Ecotoxicology* 5: 279-295.

Scott, G.R. y Sloman, K.A. 2004. The effects of environmental pollutants on complex fish behavior: integrating behavioral and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology*. 68: 369-392.

SEMARNAT. 2008. Ordenamiento Ecológico Costero de Sinaloa. <http://www.semarnat.gob.mx/temas/ordenamiento-ecologico>

Sia Su, G.L., Ramos, G.L. y Sia Su, M.L.L. 2013. Bioaccumulation and histopathological alteration of total lead in selected fishes from Manila Bay. Philippines. *Saudi Journal and Biological Science*. 20: 353-355.

Silva, A.M y Acuña-González, J. 2006. Caracterización físico-química de dos estuarios en la bahía de Golfito, Golfo Dulce, Pacífico de Costa Rica. *Revista Biología Tropical*. 54 (suppl 1): 241-256.

Skeaff, J.M., Durbeuil, A. A. y Brigham, S.I. 2002. The concept of persistence as applied to metals for aquatic hazard identification. *Environmental Toxicology and Chemical*. 21: 2581-2590.

Smith T.M. y Smith. R.L. 2007. *Ecología*. Sexta edición. Pearson Educación. Madrid. 776p.

Smith, J.A., Witkowski, P.J. y Fusillo, T.V. 1988. Manmade organic compounds in the surface waters of the United States: A review of current understanding: U.S. Geological Survey Circular 1007, 92 p.

Soto-Jiménez, M.F. y Páez-Osuna, F. 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán harbor (SE Gulf of California). *Est. Coast. Shelf Sci.* 53, 259–274.

Soto-Jiménez, M.F., Hibdon, S.A., Aggarawl, J., Ruiz-Fernández, A.C. Páez-Osuna, F. y Flegal, R. 2006. Chronicling a century of lead pollution in Mexico: Stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environmental Science and Technology*. 40: 764-770.

Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F., Scelfo, G. Hibdon., S., Franks, R., Aggarawl, J. y Flegal, R. 2008. Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of California Coast: A study of concentrations and isotopic composition *Marine Environmental Research* 66: 451–458.

Soto-Jiménez, M.F. y Flegal, A.R. 2009. Origin of lead in the Gulf of California Ecoregion using stable isotope analysis. *Journal of Geochemical Exploration*. 101: 209–217.

Soto-Jiménez, M.F., Amezcua, F. y 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.

Soto-Jiménez, M.F. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas, trace element trophic transfer in aquatic food webs. Hidrobiológica. 21(3): 239-248.

Souza-Lima, A.P., Souza-Sarkis, J.E., Shihomatzu, M., Sarkis, H. y Müller, R.C. 2005. Mercury and Selenium Concentration in Fish Samples from Cachoeira do Piria Municipality, Brazil. Environmental Research. 97:236-244.

Spahn S.A. y Sherry, T.W. 1999. Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana Wetlands. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 37: 377-384.

Sparling, D.W., Linder, G. y Bishop, C.A. (Eds.). 2000. Ecotoxicology of amphibians and reptiles. Pensacola, Florida, SETAC Technical Publications Series. 877p.

Storelli M.M., Barone G., Storelli, A., y Marcotrigiano, G.O. 2006. Trace metals in tissues of mugilids (*Mugil auratus*, *Mugil capito*, and *Mugil labrosus*) from the Mediterranean Sea Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 77: 43–50.

Taillefert, M., Lienemann, C.P., Gaillard, J.F. y Perret, D. 2000. Speciation, reactivity, and cycling of Fe and Pb in a meromictic Lake (Paul Lake, MI). Geochimica et Cosmochimica Acta. 64: 169–183.

Tait, R. 1987. Elementos de ecología marina. Acribia. España. 446 p

Thornton, I. 1995. Metals in the global environment: Facts and misconceptions. International council on metals and the environment (ICME), Ottawa, <http://www.icmm.com/library>.

Tipping, E. 1994. WHAM a chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site electrostatic model of ion-binding by humic acid. *Computers and Geosciences*. 20: 973-1023.

Universidad de Oxford, 2008. *The physical and theoretical chemistry laboratory*: Oxford University.

Velusamy, A., Satheesh-Kumar, P., Ram, A. y Chinnadurai, S. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India. *Marine Pollution Bulletin*. 81: 218-224.

Warburton, K. 1978. Estructura de la comunidad, abundancia y diversidad de peces en un sistema lagunar mexicano. *Estuarine and Coastal Marine Science*. 7(6): 497-519.

Welz, B., Becker-Ross, H., Florek, S. y Heitmann, U. (Eds.) 2006. *High-Resolution Continuum Source AAS: The Better Way to Do Atomic Absorption*. John Wiley and Sons, Número 296 p.

Wells, R. 1984. The food of the grey mullet (*Mugil cephalus* L.) in Lake Waahi and the Waikato River at Huntly. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 18(1): 13-19.

World Health Organization – WHO (Organización Mundial de la Salud- OMS). 1999. *Toxicological Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants*, Cambridge University Press, Cambridge. 100 p.

World Health Organization WHO (Organización Mundial de la Salud- OMS). 2010. *Preventing disease through healthy environments exposure to Lead: A major public health concern*. Public Health and Environment World Health Organization. 6 p.

Widianarko, B., Van Gestel, C.A.M., Verweij, R.A. y Van Straalen, N.M. 2000. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia*

reticulata (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 46: 101–107.

Wood, C.M. 2001. Toxic responses of the gill. En: Schlenk, D. y Benson, W.H. (Eds.). *Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts*, Vol. 1, Organs. Taylor and Francis, New York. 1-89.

Wood, C.M. 2012. An Introduction to metals in fish physiology and toxicology: Basic Principles. En: Wood, C.M Farrell, A.P. y Brauner, C.J. (Eds.). 2012. *Homeostasis and toxicology of essential metals*. 493 p.

WWF, 2001. *El Golfo de California, Un mar con futuro*, WWF. México.

Yañez-Arancibia, A; Lara-Domínguez, A. L; Rojas-Galaviz, J. L. Sánchez-Gil, P. Day, J. W. y Madden C. J. 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico) *Journal and fish Biology*. 33 (suppl. A): 191- 200.

Zar, J.H. 2000. *Biostatistical analysis*. Fifth edition Pearson. Upper Saddle River. New Jersey 600 p.

Zirino. A. y Yamamoto. S.A 1972. pH-dependent model for the chemical speciation of Copper, Zinc, Cadmium, and Lead in seawater. *Limnology and Oceanography*. 17(5): 661-667.

ANEXOS

Anexo A. Concentraciones de plomo total (peso seco) para MÚSCULO, analizados con prueba t-student convertidos por mínimos cuadrados, Negrilla mayores concentraciones, en Rojo valores que mostraron diferencias significativas a partir de la prueba de Tukey. (Peq= pequeño, Med= mediano, Gra= grande; Hui= Huizache, Tea: Tecapán, Uri= Urías).

MÚSCULO															
Nivel Trófico	Especie	Tamaño			Época		Sistema			Época con sistema					
		Peq	Med	Gra	Lluvia	Seca	Hui	Tea	Uri	LI - Hui	LI - Tea	LI - Uri	Se - Hui	Se - Tea	Se - Uri
2	<i>C. chanos</i>	0.29 ± 0.13	0.14 ± 0.03	0.14 ± 0.06	0.16 ± 0.04	0.23 ± 0.05	0.15 ± 0.06	0.26 ± 0.04	0.16 ± 0.04	0.16 ± 0.09	0.18 ± 0.03	0.12 ± 0.04	0.12 ± 0.07	0.24 ± 0.02	0.13 ± 0.06
	<i>M. curema</i>		0.36 ± 0.16	0.18 ± 0.02	0.31 ± 0.08	0.24 ± 0.09	0.31 ± 0.11	0.26 ± 0.08	0.25 ± 0.08	0.34 ± 0.06	0.14 ± 0.05	0.14 ± ±0.05	0.24 ± 0.06	0.19 ± 0.04	0.10 ± 0.06
	<i>M. cephalus</i>	0.35 ± 0.14	0.18 ± 0.02	0.14 ± 0.09	0.25 ± 0.05	0.21 ± 0.04	0.26 ± 0.06	0.21 ± 0.06	0.21 ± 0.04	0.23 ± 0.02	0.12 ± 0.07	0.34 ± 0.07	0.22 ± 0.03	0.15 ± 0.04	0.11 ± 0.04
	<i>D. peruvianus</i>		0.15 ± 0.40	0.33 ± 0.06	0.42 ± 0.20	0.07 ± 0.22	0.02 ± 0.24	0.11 ± 0.22	0.64 ± 0.24	0.24 ± 0.12	0.33 ± 0.14	1.01 ± 0.17	0.21 ± 0.15	0.10 ± 0.11	0.13 ± 0.13
3	<i>P. macracanthus</i>		0.50 ± 0.21	0.08 ± 0.18	0.31 ± 0.10	0.27 ± 0.14	0.12 ± 0.16	0.20 ± 0.12	0.55 ± 0.16	0.07 ± 0.14	0.29 ± 0.11	0.74 ± 0.14	0.63 ± 0.23	0.05 ± 0.64	0.13 ± 0.16
	<i>E. axilliaris</i>	0.18 ± 0.21*	0.28 ± 0.05	0.24 ± 0.09	0.10 ± 0.08	0.12 ± 0.07	0.01 ± 0.09	0.17 ± 0.09	0.15 ± 0.08	0.18 ± 0.09	0.45 ± 0.14	0.20 ± 0.08	0.13 ± 0.11	0.31 ± 0.07	0.19 ± 0.12
	<i>C. fuerthii</i>	0.12 ± 0.02	0.11 ± 0.11		0.17 ± 0.06	0.06 ± 0.05	0.06 ± 0.06	0.14 ± 0.05	0.14 ± 0.08	0.11 ± 0.04	0.18 ± 0.04	0.29 ± 0.07	0.07 ± 0.05	0.10 ± 0.08	0.05 ± 0.05
	<i>C. robalito</i>		0.13 ± 0.02	0.11 ± 0.04	0.12 ± 0.02	0.12 ± 0.02	0.10 ± 0.02	0.18 ± 0.04	0.07 ± 0.03	0.11 ± 0.03	0.15 ± 0.03	0.06 ± 0.05	0.11 ± 0.03	0.17 ± 0.05	0.09 ± 0.02
4	<i>C. xanthulus</i>		0.23 ± 0.43	0.24 ± 0.08	0.35 ± 0.13	0.17 ± 0.10	0.22 ± 0.08	0.51 ± 0.31	0.23 ± 0.43	0.35 ± 0.13			0.13 ± 0.11	0.50 ± 0.30	0.23 ± 0.43
	<i>E. affinis</i>	0.22 ± 0.29	0.31 ± 0.05	0.14 ± 0.22	0.31 ± 0.14	0.13 ± 0.11	0.33 ± 0.13	0.26 ± 0.14	0.07 ± 0.13	0.48 ± 0.12	0.30 ± 0.18	0.30 ± 0.11	0.29 ± 0.10	0.23 ± 0.07	0.06 ± 0.08
	<i>C. caninus</i>	0.29 ± 0.13	0.18 ± 0.04	0.10 ± 0.09	0.21 ± 0.05	0.17 ± 0.05	0.19 ± 0.05	0.16 ± 0.08	0.22 ± 0.06	0.24 ± 0.050	0.11 ± 0.10	0.24 ± 0.09	0.18 ± 0.08	0.11 ± 0.08	0.07 ± 0.08
	<i>S. seemanii</i>	0.21 ± 0.08	0.12 ± 0.02	0.26 ± 0.04*	0.08 ± 0.03	0.03 ± 0.03	0.12 ± 0.03	0.03 ± 0.03	0.02 ± 0.03	0.26 ± 0.03	0.11 ± 0.04	0.13 ± 0.03	0.14 ± 0.05	0.11 ± 0.03	0.05 ± 0.05

Anexo B. Concentraciones de plomo total (peso seco) para HÍGADO, analizados con prueba t student convertidos por mínimos cuadrados, Negrilla mayores concentraciones, en Rojo valores que mostraron diferencias significativas a partir de la prueba de Tukey. (Peq= pequeño, Med= mediano, Gra= grande; Hui= Huizache, Tea: Tecapán, Uri= Urías).

HÍGADO															
Nivel Trófico	Especie	Tamaño			Época		Sistema			Época con sistema					
		Peq	Med	Gra	Lluvias	Secas	Hui	Tea	Uri	LI - Hui	LI - Tea	LI - Uri	Se - Hui	Se - Tea	Se -Uri
2	<i>C. chanos</i>	0.44 ± 0.31	0.29 ± 0.07	0.36 ± 0.14	0.34 ± 0.11	0.39 ± 0.11	0.18 ± 0.16	0.53 ± 0.11	0.38 ± 0.11	0.15 ± 0.22	0.35 ± 0.08	0.41 ± 0.10	0.15 ± 0.18	0.55 ± 0.05	0.14 ± 0.14
	<i>M. curema</i>		0.32 ± 0.48	0.39 ± 0.07	0.37 ± 0.24	0.33 ± 0.25	0.39 ± 0.31	0.39 ± 0.22	0.28 ± 0.25	0.25 ± 0.19	0.56 ± 0.14	0.34 ± 0.19	0.48 ± 0.14	0.34 ± 0.12	0.29 ± 0.19
	<i>M. cephalus</i>	0.68 ± 0.34	0.35 ± 0.05	0.45 ± 0.21	0.58 ± 0.11	0.41 ± 0.11	0.64 ± 0.13	0.44 ± 0.13	0.41 ± 0.11	0.62 ± 0.06	0.27 ± 0.17	0.25 ± 0.17	0.36 ± 0.08	0.28 ± 0.10	0.32 ± 0.10
	<i>D. peruvianus</i>		0.10 ± 2.31	3.01 ± 0.37	2.78 ± 1.18	0.13 ± 1.26	2.42 ± 1.41	0.57 ± 1.31	1.37 ± 1.37	6.01 ± 0.74	1.31 ± 1.05	4.26 ± 1.06	2.42 ± 0.94	1.39 ± 0.70	1.06 ± 0.79
3	<i>P. macracanthus</i>		0.84 ± 0.34	0.34 ± 0.35	0.69 ± 0.21	0.50 ± 0.26	0.52 ± 0.34	0.42 ± 0.27	0.83 ± 0.28	0.42 ± 0.36	0.95 ± 0.31	0.51 ± 0.39	0.41 ± 0.61	0.27 ± 0.43	0.88 ± 0.39
	<i>E. axillaris</i>	1.56 ± 0.83	0.86 ± 0.21	0.89 ± 0.35	0.96 ± 0.33	1.25 ± 0.28	0.72 ± 0.36	1.48 ± 0.36	1.12 ± 0.32	0.33 ± 0.34	1.52 ± 0.52	0.58 ± 0.29	0.64 ± 0.40	1.60 ± 0.27	0.98 ± 0.44
	<i>C. fuerthii</i>	0.18 ± 0.25	1.24 ± 0.25		0.46 ± 0.58	0.58 ± 0.54	0.11 ± 0.59	1.46 ± 0.51	0.22 ± 0.74	0.69 ± 0.46	2.24 ± 0.53	0.51 ± 0.81	0.57 ± 0.57	0.62 ± 0.99	0.72 ± 0.57
	<i>C. robalito</i>		0.01 ± 0.11	0.22 ± 0.05	0.12 ± 0.06	0.09 ± 0.06	0.28 ± 0.07	0.03 ± 0.09	0.09 ± 0.01	0.29 ± 0.08	0.08 ± 0.08	0.21 ± 0.15	0.33 ± 0.09	0.11 ± 0.15	0.06 ± 0.07
	<i>C. xanthulus</i>		0.13 ± 0.01	0.02 ± 0.08	0.09 ± 0.02	0.14 ± 0.02	0.12 ± 0.01	0.30 ± 0.05	0.02 ± 0.08	0.09 ± 0.02			0.13 ± 0.02	0.30 ± 0.05	0.02 ± 0.07
4	<i>E. affinis</i>	1.09 ± 0.83	0.57 ± 0.19	0.28 ± 1.08	0.25 ± 0.53	0.65 ± 0.40	0.88 ± 0.48	0.14 ± 0.51	0.34 ± 0.51	0.33 ± 0.48	0.68 ± 0.68	0.27 ± 0.43	1.65 ± 0.39	0.50 ± 0.26	0.49 ± 0.32
	<i>C. caninus</i>	0.12 ± 0.83	0.33 ± 0.29	0.46 ± 0.63	0.39 ± 0.33	0.04 ± 0.36	0.50 ± 0.32	0.07 ± 0.51	0.09 ± 0.44	0.84 ± 0.30	0.24 ± 0.63	0.15 ± 0.54	0.11 ± 0.49	0.17 ± 0.49	0.06 ± 0.49
	<i>S. seemanii</i>	0.25 ± 0.34	0.36 ± 0.07	0.89 ± 0.18	0.61 ± 0.12	0.39 ± 0.13	0.49 ± 0.13	0.60 ± 0.14	0.41 ± 0.15	0.51 ± 0.12	0.92 ± 0.15	0.54 ± 0.12	0.49 ± 0.18	0.29 ± 0.12	0.25 ± 0.20

