



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO
DE HIDALGO**

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA

DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

**Biodisponibilidad y cinética de algunos metales pesados en dos
sistemas parásito-hospedero en Laguna de Tres Palos de Acapulco,
Guerrero, México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

**DOCTOR EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN**

P R E S E N T A :

Roosevelt Rodríguez Amador

**Codirectores de Tesis: Dr. William Scott Monks Sheets y
Dr. Juan Violante González**

AGRADECIMIENTOS

A CONACYT por la beca otorgada No. 251709, para realizar estudios de posgrado.

A la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), por permitirme realizar mis estos estudios de posgrado. Al Centro de Investigaciones Biológicas y al Centro de Investigaciones Químicas de esta universidad.

De la misma manera a la Unidad Académica de Ecología Marina y a el laboratorio de Ecología Marina de la Universidad Autónoma de Guerrero (UAG).

Un especial agradecimiento al **Doctor Scott Monks** que tuvo la confianza en este proyecto, también por la paciencia y el tiempo dedicado que en verdad fue bastante, sus consejos y enseñanza de vida son las que mas atesoro, ya que a parte de ser mi codirector fue un amigo que siempre pugno por que fuera mejor en cada uno de los aspectos de mi vida.

Al Doctor Juan Violante-González por guiarme y ser mi codirector de esta aventura, sobre todo la paciencia que tuvo conmigo en esa corta estancia en Acapulco, siempre tuvo la calma de enseñarme. Gracias por esos momentos de reflexión y que cada cosa debe tener su importancia y su tiempo, para mejorar las cosas.

A la Doctora Griselda Pulido-Flores hace cuatro años me hizo entender que este proceso no sería sencillo, así lo fue y hoy veo que valio la pena. Siempre recordare que me apasione con los parásitos desde mi clase de Animales I que tome y lo valioso de ellos lo obtuve de sus clases en la licenciatura.

Muchas gracias al **Doctor Juan Carlos Gaytán** ya que en los momentos decisivos durante estos cuatro años, sus platicas fueron de mucha ayuda. A pesar de sus multiples ocupaciones siempre hubo un espacio en su agenda, para guiarme, pero sobre todo para darme consejos que enriquecieron esta tesis.

En esta tesis una pieza fundamental es la **Doctora Claudia Romo-Gómez** por su invaluable ayuda en la parte experimental, ya que sin ella los resultados estarían incompletos, gracias por regalarme parte de tu tiempo.

Por último y no menos importante al **Doctor Jorge Falcón-Ordaz** que de una platica inició la idea de los parásitos como bioindicadores de calida ambiental por metales pesados y la importancia de ello.

Agradecimiento especial a mi familia, a mi padre **Alfonso Rodríguez Jiménez** y mi madre **Matilde Amador Hernández**. A mis hermanos, hermanas y sobrinos, se que muchas veces sacrifique tiempo, reuniones, cumpleaños y un sin fin de cosas, pero su apoyo fue integro... los amo.

A mis compañeros de laboratorio de Morfología Animal y amigos Christian, Emmanuel, Rafita, Lupita, Francisco, Yesenia; también al Mestro Gil un amigo invaluable de Acapulco me brindo su amistad y su hogar, hoy no esta mas entre nosotros, pero si su recuerdo.

Durante este proceso, estuvieron a mi lado múltiples personalidades que le pusieron sal y pimienta a cada momento. Amigas, amigos, profesores, desconocidos etc., por lo que sí me pusiera a nombrar cada una de ellas o ellos es posible que me falten personalidades y no me gustaría olvidar algunas de ellas. Debido a esto no hay mejor cita que esta:

No solo no hubiera sido nada sin ustedes, sino con toda la gente que estuvo alrededor desde el comienzo; algunos siguen hasta hoy...

GRACIAS TOTALES!!!

(Cerati, 1997)

ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	5
II.1 Contaminación ambiental en cuerpos de agua	5
II.2 Definición de metales pesados	6
II.3 Propiedades físicas y químicas de metales pesados	6
II.4 Origen y fuentes de metales pesados en el medio ambiente	7
II.5 Metales pesados en agua y sedimentos	9
II.6 Metales pesados en animales	11
II.7 Cinética de los metales pesados en los organismos acuáticos	13
III. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	15
III.1 Laguna de Tres Palos Guerrero	15
III.1.1 Hidrografía	14
III.1.2 Climatología	16
III.1.3 Geología	16
III.1.4 Flora y Fauna	16
III.1.5 Información social y económica	18
III.1.6 Importancia biológica	18
III.2 Características y diagnosis de los hospederos	19
III.2.1 <i>Dormitator latifrons</i> (Richardson, 1844)	19
III.2.2 <i>Ariopsis guatemalensis</i> (Günther, 1864)	20
III.3 Características y diagnosis de los helmintos Acantocéfalos	22
III.3.2 <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i> Monks, Pulido-Flores, Violante-González, 2011	23
III.3.3 <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i> Salgado-Maldonado, 1976	25
IV. ANTECEDENTES	27
IV.1 Antecedentes generales de metales pesados en lagunas costeras de México	27
IV.2 Antecedentes de estudios por contaminación en la Laguna de Tres Palos	31

IV.3 Antecedentes de bioacumulación de metales pesados en parásitos acantocéfalos	33
V. JUSTIFICACIÓN	39
VI. OBJETIVOS	41
VII. HIPOTESIS	42
VIII. MATERIAL Y MÉTODOS	43
VIII.1 Colecta de las muestras	43
VIII.2 Muestreo de agua	43
VIII.3 Muestreo de sedimento	43
VIII.4 Colecta y fijación de peces	44
VIII.5 Colecta y fijación de helmintos	44
VIII.6 Determinación de metales pesados por el método de absorción atómica	45
VIII.7 Análisis estadísticos	46
VIII.8 Factor de bioacumulación en peces y parásitos	47
VIII.9 Factor de biomagnificación en peces (predador-presa)	47
IX. RESULTADOS	48
IX.1 Concentración de metales en el agua y sedimentos	48
IX.2 Concentración de metales en las estructuras de los peces	49
IX.2.1 Concentraciones de metales en <i>Dormitator latifrons</i>	49
IX.2.2 Concentraciones de metales en <i>Ariopsis guatemalensis</i>	54
IX.3 Rutas de ingreso de metales en <i>Dormitator latifrons</i>	58
IX.4 Rutas de ingreso de metales en <i>Ariopsis guatemalensis</i>	60
IX.5 Bioacumulación de metales en cada estructura de los peces	62
IX.5.1 <i>Dormitator latifrons</i> ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{agua}}$)	62
IX.5.2 <i>Dormitator latifrons</i> ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{sedimento}}$)	63
IX.5.3 <i>Ariopsis guatemalensis</i> ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{agua}}$)	65
IX.5.4 <i>Ariopsis guatemalensis</i> ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{sedimento}}$)	65
IX.6 Parásitos intestinales de las 2 especies de hospedero	67
IX.7 Concentraciones de metales en las 2 especies de acantocéfalos	68
IX.8 Bioacumulación de metales en las 2 especies de acantocéfalos	72
IX.8.1 Bioacumulación en <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	72

IX.8.2 Bioacumulación en <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	76
IX.9 Biomagnificación de metales en un sistema predador-presa	79
X. DISCUSIÓN	83
X.1 Concentración de metales en el agua y los sedimentos	83
X.2 Concentración de metales en el cuerpo de los peces	88
X.2.1 Rutas de ingreso de los metales al cuerpo de los peces	95
X.2.2 Bioacumulación de metales pesados en cada estructura de los peces ...	96
X.2.3 Biomagnificación de metales en un sistema predador-presa	97
X.4 Concentraciones de metales en las especies de acantocéfalos	98
X.4.1 Bioacumulación de metales en las especies de acantocéfalos	102
X.4.2 Diferencias en las concentraciones de metales en ambos acantocéfalos ...	103
X.4.3 Competencia por los metales: acantocéfalo-pezo	104
XI. CONCLUSIONES	105
XII. BIBLIOGRAFÍA	107

Índice de tablas

Tabla I. Especies registradas de peces y crustáceos en la Laguna de Tres Palos	17
Tabla II. Especies registradas de aves en la Laguna de Tres Palos	18
Tabla III. Proceso de digestión de acuerdo con las técnicas de EPA	45
Tabla IV. Factor de bioacumulación de <i>D. latifrons</i> , en comparación con las concentraciones presentes en el agua y el sedimento.....	64
Tabla V. Factor de bioacumulación de <i>A. guatemalensis</i> , en comparación con las concentraciones presentes en el agua y el sedimento	66
Tabla VI. Factor de bioacumulación de <i>N. brentnickoli</i> y <i>Pse. lamothei</i> comparado con las estructuras de sus hospederos.....	73
Tabla VII. Concentraciones de metales pesados registradas en agua de lagunas costeras en México	84
Tabla VIII. Concentraciones de metales pesados registradas en sedimentos de lagunas costeras en México.....	86
Tabla IX. Concentraciones promedio de Pb en tejidos de especies de peces en México y el mundo	91
Tabla X. Concentraciones de metales pesados registradas en acantocéfalos de diversas partes del mundo	100

Índice de figuras

Figura 1. Localización de La Laguna de Tres Palos Guerrero, México	15
Figura 2. <i>Dormitator latifrons</i> (Richardson, 1844)	19
Figura 3. <i>Ariopsis guatemalensis</i> , (Günther, 1864)	21
Figura 4. <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i> (Monks, Pulido-Flores y Violante-González, 2010)	24
Figura 5. <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i> Salgado-Maldonado, 1976	25
Figura 6. Horno de microondas CEM modelo Marx 5.....	45
Figura 7. Espectrofotómetro de absorción atómica modelo Spectra 880 marca Varian	46
Figura 8. Concentración de metales pesados en el agua.....	48
Figura 9. Concentración de metales pesados en sedimentos.	49
Figura 10. Concentraciones de Pb en las diferentes estructuras de <i>Dormitator latifrons</i>	50
Figura 11. Concentraciones de Cd en las diferentes estructuras de <i>Dormitator latifrons</i>	51
Figura 12. Concentraciones de Cr en las diferentes estructuras de <i>Dormitator latifrons</i>	52
Figura 13. Concentraciones de Mn en las diferentes estructuras de <i>Dormitator latifrons</i>	53
Figura 14. Concentraciones de Ni en las diferentes estructuras de <i>Dormitator latifrons</i>	54
Figura 15. Concentraciones de Pb en las diferentes estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i>	54
Figura 16. Concentraciones de Cd en las diferentes estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i>	55
Figura 17. Concentraciones de Cr en las diferentes estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i>	56
Figura 18. Concentraciones de Mn en las diferentes estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i> ...	57
Figura 19. Concentraciones de Ni en las diferentes estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i>	58
Figura 20. Concentraciones de Pb (a) y Cd (b) adquiridas por las vías respiratoria-cutánea y digestiva en <i>Dormitator latifrons</i>	58
Figura 21. Concentraciones de Cr (a), Mn (b) y Ni (c) adquiridas por las vías respiratoria- cutánea y digestiva en <i>Dormitator latifrons</i>	59
Figura 22. Concentraciones de Pb (a) y Cd (b) adquiridas por las vías respiratoria-cutánea y digestiva en <i>Ariopsis guatemalensis</i>	60
Figura 23. Concentraciones de Cr (a) y Mn (b) adquiridas por las vías respiratoria-cutánea y digestiva en <i>Ariopsis guatemalensis</i>	61
Figura 24. Concentraciones de Ni adquiridas por las vías respiratoria-cutánea y digestiva en <i>Ariopsis guatemalensis</i>	61

Figura 25 Variación de la abundancia promedio del acantocéfalo <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i> en la laguna de Tres Palos.....	67
Figura 26. Variación de los parámetros de infección del acantocéfalo <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i> en la laguna de Tres Palos.....	68
Figura 27. Concentraciones promedio \pm E. E. de metales registrados en el acantocéfalo <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	69
Figura 28. Variación temporal de las concentraciones promedio de metales registrados en el acantocéfalo <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	69
Figura 29. Concentraciones promedio \pm E. E. de metales registrados en el acantocéfalo <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	70
Figura 30. Variación temporal de las concentraciones promedio de metales registrados en el acantocéfalo <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	71
Figura 31. Concentraciones de Pb en 2 estructuras de <i>Dormitator latifrons</i> y su acantocéfalo <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	72
Figura 32. Concentraciones de Cd en 2 estructuras de <i>Dormitator latifrons</i> y su acantocéfalo <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	74
Figura 33. Concentraciones de Cr en 2 estructuras de <i>Dormitator latifrons</i> y su acantocéfalo <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	74
Figura 34. Concentraciones de Mn en 2 estructuras de <i>Dormitator latifrons</i> y su acantocéfalo <i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	75
Figura 35. Concentraciones de Pb en 2 estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i> y su acantocéfalo <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	76
Figura 36. Concentraciones de Cd en 2 estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i> y su acantocéfalo <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	77
Figura 37. Concentraciones de Cr en 2 estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i> y su acantocéfalo <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	77
Figura 38. Concentraciones de Ni en 2 estructuras de <i>Ariopsis guatemalensis</i> y su acantocéfalo <i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	78
Figura 39. Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el Pb en diferentes estructuras de <i>A. guatemalensis</i> (predador) y <i>D. latifrons</i> (presa).....	79

- Figura 40.** Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el **Cd** en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa)..... 80
- Figura 41.** Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el **Cr** en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa)..... 80
- Figura 42.** Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el **Mn** en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa). 81
- Figura 43.** Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el **Ni** en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa)..... 82

RESUMEN

La contaminación ambiental (metales pesados, pesticidas, organoclorados, etc.) es un serio problema que existe en muchos países y pueden estar presentes en diversos medios (suelos, sedimentos, agua, aire y organismos). Los metales pesados se encuentran de forma natural en todos los entornos y estos llegan a las aguas costeras mediante procesos naturales, actividades humanas y deposición directa. De manera general, el orden de la presencia de metales pesados en ecosistemas acuáticos ocurre de la siguiente manera: agua <sedimentos > invertebrados > peces. El objetivo de este estudio fue determinar la concentración de metales pesados de interés toxicológico en agua, sedimento y peces (*D. latifrons* y *A. guatemalensis*) utilizados para el consumo humano, así como en algunos de sus helmintos acantocéfalos (*N. brentickoli* y *Pse. lamothei*, respectivamente). La Laguna de Tres Palos se localiza a 25 km al este de Acapulco, Guerrero. Para la realización del estudio, se realizaron cuatro muestreos de agua, sedimentos, peces y sus parásitos acantocéfalos. En la localidad de San Pedro Las Playas, entre los meses abril del 2011 y abril 2012. El método utilizado para la digestión de agua fue el de EPA 3015; para sedimentos EPA 3051; para peces y parásitos EPA 3052. La determinación de metales pesados, se realizó por espectrofotometría de absorción atómica. Los metales con concentraciones más altas en el agua fueron el Cd, Mn y Cr, solo las concentraciones de Cd rebasaron los límites máximos establecidos por CE-CCA-001/89 (Cd 0.05 mg/l). En los sedimentos, el Ni registró una mayor concentración promedio, seguido por el Cr y Mn, por arriba de los límites establecidos por Ontario Quality Guideline de Canadá. Las concentraciones de metales en *D. latifrons*, indicaron que el hígado registró una mayor acumulación de los metales Cd, Cr y Ni. Con respecto a *A. guatemalensis* las vísceras acumularon las concentraciones más altas de Cd y Mn, en tanto que el hígado acumuló una mayor concentración de Pb. Las concentraciones de ambas especies de peces están por arriba de la NOM-242-SSA1-2009. El acantocéfalo *N. brentnickoli* presentó concentraciones promedio de Mn significativamente más altas, al igual que su factor de bioacumulación, en la relación parásito-músculo. En tanto que en la especie *Pse. lamothei* registró las concentraciones promedio de Pb más altas y el factor de bioacumulación mas alto fue Mn en la relación parásito-músculo.

Palabras claves: Metales pesados, Laguna Tres Palos, Acantocéfalos, bioacumulación, biomagnificación.

ABSTRACT

Environmental pollution (heavy metals, pesticides, organochlorines, etc.) is a serious problem in many countries and may be present in many environments (soil, sediment, water, air and organisms). Heavy metals are found naturally in all environments and those entering coastal waters by natural processes, human activities and direct deposition. In general, the order of the presence of heavy metals in aquatic ecosystems occurs as follows: water <sediment> invertebrates> fish. The objective of this study was to determine the concentration of heavy metals of toxicological concern in water, sediment and fish (*D. latifrons* and *A. guatemalensis*) used for human consumption, and it's their acanthocephalan worms (*N. brentickoli* and *Pse . lamothei* respectively). Tres Palos Lagoon is located 25 miles east of Acapulco, Guerrero. For the study, four samples of water, sediments, fish and their acanthocephalan parasites were collected. In the San Pedro Las Playas, between April 2011 and April 2012. The method used for the digestion of water was the EPA 3015; Sediment EPA 3051; fish and parasites EPA 3052. Determination of heavy metals were performed by atomic absorption spectrophotometry. Metals with higher concentrations in the water were Cd, Mn and Cr. The concentrations of the Cd only exceeded the maximum limits established by CE-CCA-001/89 (Cd 0.05 mg / l). In sediment, Ni showed a higher average concentration, followed by Cr and Mn, exceeding the thresholds set by Quality Guideline Ontario Canada. Metal concentrations in *D. latifrons*, indicated the liver showed a higher accumulation of Cd, Cr and Ni. *A. guatemalensis* regarding visceral accumulated the highest concentrations of Cd and Mn, while the liver accumulated a higher concentration of Pb. The concentrations of both species of fish are above the NOM-242-SSA1-2009. The acanthocephalan *N. brentnickoli* had significantly higher mean concentrations of Mn, like its bioaccumulation factor in muscle-parasite relationship. While the species in *Pse. lamothei* recorded the highest average concentrations of Pb and bioaccumulation factor was higher Mn parasite-muscle relationship.

Keywords: Heavy metals, Tres Palos lagoon, acanthocephalans, bioaccumulation, biomagnification.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es un serio problema que existe en muchos países a nivel mundial, desde aquellos en vías de desarrollo, hasta países de primer orden y puede estar presente en diversos medios como los suelos, sedimentos, agua y aire. Los contaminantes por lo general proceden de distintas fuentes naturales y antropogénicas (Barlas *et al.*, 2005 y Bourhane-Eddine *et al.*, 2013).

Por otra parte, durante décadas los cuerpos de agua han sufrido modificaciones internas como en su entorno, causadas por las actividades antropogénicas, las cuales han generado contaminación, y una gran degradación de los mismos. En los últimos años, la contaminación originada por el ingreso de metales pesados en los ambientes acuáticos, ha originado una gran preocupación, debido a su toxicidad, concentración y persistencia en el medio ambiente, debido a su capacidad de acumulación en los tejidos de los organismos acuáticos (Vázquez-Botello *et al.*, 2004; Barlas *et al.*, 2005 y Webber *et al.*, 2013).

Los metales pesados se encuentran de forma natural en todos los entornos y estos llegan a las aguas costeras de diferente forma: mediante procesos naturales (intemperismo de las rocas, erupciones volcánicas), actividades humanas (empleo de fertilizantes y plaguicidas en zonas agrícolas), escurrimiento (lavado de suelos), ríos, deposición directa, etc., incluso después de pasar a través de sistemas de tratamiento de agua, estos pueden convertirse en contaminantes cuando se altera su distribución mediante una serie de actividades antropogénicas (Villanueva y Botello, 1992; Luna *et al.*, 2002; Botello *et al.*, 2004; Pardos *et al.*, 2004; Barlas *et al.*, 2005 y Ochieng *et al.*, 2006).

De manera general, el orden de la presencia de metales pesados en ecosistemas acuáticos puede ser descrita de la siguiente manera: agua <sedimentos > invertebrados > peces (Deacon y Driver, 1999). Este fenómeno se presenta debido a que los oligoelementos (metales), son ingeridos por los organismos bentónicos, junto con las partículas en suspensión o sedimentos presentes en la columna de agua. Éstos metales se pueden acumular y moverse a través de la cadena alimentaria, a lo cual se le conoce como proceso de biomagnificación (Deacon y Driver, 1999).

La contaminación por metales pesados puede presentar cuatro particularidades que la hacen ser muy peligrosa: 1) Toxicidad: ciertas concentraciones, en el agua o los sedimentos, pueden ocasionar la muerte por envenenamiento de las especies que habitan en los cuerpos de agua. 2) Persistencia: los metales pesados se caracterizan por no ser biodegradables, por lo que permanecen en el medio durante largos períodos. 3) Bioacumulación: hace referencia a la acumulación neta en un organismo, de metales provenientes de fuentes bióticas (otros organismos) o abióticas (suelo, aire y agua). En este sentido, debido a la capacidad que tienen los metales pesados para formar compuestos químicos con la materia orgánica, éstos tienden a fijarse en los tejidos de los organismos expuestos y su acumulación se presenta en diferentes grados de concentración, dependiendo de las características bioquímicas de cada tejido y el nivel de contaminación del agua y los alimentos (Farkas *et al.*, 2000). 4) Biomagnificación: es la tendencia de algunos productos químicos de acumularse a lo largo de la cadena trófica, de tal manera que las concentraciones son excesivamente mayores al ascender el siguiente nivel trófico (Páez-Osuna, 2005).

Algunos métodos generalmente empleados para evaluar la calidad de los cuerpos de agua incluyen: 1) la caracterización físico-química del agua y 2) el empleo de organismo indicadores de calidad ambiental (Pulido-Flores *et al.*, 2005; Toledo, 2005 y Pulido-Flores y Monks, 2008). Existe en la actualidad una amplia variedad de organismos que han sido utilizados como indicadores de calidad ambiental en ambientes acuáticos como: bacterias, protozoarios (Yeomans *et al.*, 1997; Vidal-Martínez *et al.*, 2006 y Vidal-Martínez, 2007), organismos fitoplanctónicos, helmintos (Sures *et al.*, 1997; Sures, 2004; Thielen *et al.*, 2004; Pulido-Flores *et al.*, 2005; Malek *et al.*, 2007 y Pulido-Flores y Monks, 2008), moluscos (Sures *et al.*, 1997 y Sures, 2004), macroinvertebrados bentónicos, y vertebrados, principalmente peces (Nwani *et al.* 2010; Tabari *et al.*, 2010; Eneji *et al.*, 2011 y Murtala *et al.*, 2011), aunque la mayoría de los estudios se enfocan más en aspectos cualitativos (presencia-ausencia) y la disposición de ciertos contaminantes ambientales presentes en los cuerpos de agua. Dentro del campo de la parasitología ambiental (Sures 2004), varios sistemas hospedero-helminto han sido utilizados para el monitoreo de metales pesados en cuerpos de agua como: lagos, lagunas costeras, y en cierto grado en medios marino (Mackenzie, 1999 y Malek *et al.*, 2007).

En México, algunos de los cuerpos de aguas más impactados actualmente son sin duda las lagunas costeras, las cuales son consideradas como sistemas acuáticos altamente complejos, de gran productividad y diversidad faunística; en éstas habitan de manera temporal o permanente, especies de distintos ambientes: dulceacuícolas, salobres y marinos (López-Ortega *et al.*, 2012). En nuestro país existen unas 124 lagunas costeras (Contreras, 1985; López-Jiménez, 2012 y López-Ortega, 2012), las cuales comprenden una superficie total de aproximadamente 567,300 hectáreas en las costas del Golfo de México, el Caribe y del Pacífico mexicano (Yáñez-Arancibia y Díaz-González, 1977). Varios aspectos contribuyen de manera importante en la contaminación de las lagunas costeras, entre ellos las modificaciones del uso del suelo, la migración constantes hacia las costas, el uso de agroquímicos (pesticidas, organoclorados, etc.), los desechos de las industrias, así como la falta de tratamiento de las aguas residuales de las poblaciones asentadas en los márgenes de estos cuerpos de aguas. Los estudios realizados para determinar el nivel de impacto ambiental de estos importantes cuerpos de agua, se han enfocado principalmente en la determinación de contaminantes en agua, sedimentos y organismos vivos (Vázquez-Botello *et al.*, 2004; Yanina, 2008; Ye *et al.*, 2011 y Webber *et al.*, 2013).

El estado de Guerrero cuenta con unas 10 lagunas costeras distribuidas a lo largo de su línea de costa, en las cuales se capturan una gran variedad de especies de peces de diferentes ambientes (marinos, dulceacuícolas y salobres), además de ser utilizadas para la actividad turística (Gil, 2005 y Violante-González *et al.*, 2007). La laguna de Tres Palos destaca entre el resto de las lagunas costeras del estado de Guerrero, por su extensión de unos 55 km² (Sagarpa, 2000), volúmenes de captura de diversas de especies de peces (Gil, 2005), y su nivel de impacto ambiental (Quiterio, 2011).

No obstante el grado de impacto existente en esta laguna, diariamente son extraídas grandes cantidades de peces para consumo local principalmente, entre las que destacan por su volumen de captura el popoyote (*Dormitator latifrons*) y el cuatete (*Ariopsis guatemalensis*). Sin embargo, no existe actualmente ningún tipo de regulación sanitaria, que determine el grado de contaminación por sustancias o elementos tóxicos, que pudieran presentar estos peces, los cuales pueden poner en riesgo la salud de la población que los consume de manera habitual (Violante-González *et al.*, 2008a).

Por otra parte, no obstante la importancia biológico-social de los cuerpos lagunares del estado, existen muy pocos estudios de impacto ambiental publicados que indiquen su grado de deterioro actual, como en el caso de Tres Palos. En este sentido, recientemente Rodríguez-Amador *et al.* (2012) publicaron un estudio sobre la presencia de metales pesados en el popoyote *D. latifrons*, en el cual se señala, la presencia de 2 metales pesados (plomo y cadmio) en diferentes estructuras de este pez. Sin embargo, se desconoce cual es el comportamiento de estos metales a lo largo del tiempo, así como también, si existen diferencias en cuanto a su acumulación en diferentes estructuras del cuerpo de éste y otros peces, que habitan en esta laguna y son consumidos también por la población local.

Por otra parte, el empleo de organismos indicadores como en el caso de aquellos que tienen la capacidad para acumular grandes concentraciones de metales pesados en sus tejidos, como ocurre en algunas especies de helmintos (Sures, 2004), pueden constituir una herramienta biológica de muy bajo costo para el monitoreo de estos metales, en comparación con los métodos químicos tradicionales que se emplean generalmente, en los estudios de impacto ambiental en sistemas acuáticos. En este sentido, estudios realizados sobre las comunidades de parásitos tanto de *D. latifrons*, como *A. guatemalensis* en lagunas costeras de Guerrero, indican que entre las especies de helmintos que parasitan de manera frecuente a estos dos hospederos, se encuentran dos especies de acantocéfalos adultos (Violante-González *et al.*, 2007; 2008b).

A nivel mundial, los gusanos acantocéfalos de peces, son utilizados desde hace muchos años como indicadores de impacto ambiental en sistemas dulceacuícolas, principalmente en Europa (Sures *et al.*, 1997; Sures, 2004 y Thielen *et al.*, 2004). Sin embargo en México no existe hasta la fecha ningún estudio documentado, que utilice este sistema pez-acantocéfalo, para la evaluación del impacto ambiental en un cuerpo de agua continental o costero.

Por lo tanto, el presente estudio constituye una primera aproximación del empleo de un sistema hospedero-parásito, para la evaluación del impacto ambiental generado por la presencia de metales pesados en una laguna costera del Pacífico mexicano, en comparación con los métodos químicos tradicionales.

II. MARCO TEÓRICO

II.1 Contaminación ambiental en cuerpos de agua

En la actualidad, las bahías, estuarios y lagunas costeras del país encaran serios problemas de contaminación ocasionado por actividades humanas (Botello y Páez-Osuna, 1986 y Botello, 1996). El desarrollo tecnológico, el crecimiento demográfico, la industrialización y el uso de nuevos métodos de agricultura tecnificada son factores que contribuyen a que se incorporen al ambiente de manera continua, cantidades crecientes, de un gran número de sustancias tóxicas (Albert, 1991). Aunado al uso incontrolado de agroquímicos en tierras aledañas a los cuerpos de agua, a la alteración producida por la tala de la vegetación natural que los rodea y la modificación de su circulación interior por el dragado incorrecto, o por el desvío de los cauces naturales de los ríos y canales que los alimentan (Albert, 1991). Estos son algunos de los factores principales como vías de transporte para diversos contaminantes (hidrocarburos, metales pesados, plaguicidas, organoclorados, residuos industriales, productos químicos agrícolas, aguas negras sin tratar y restos de plástico) a las zonas costeras (Botello y Páez-Osuna, 1986 y Botello, 1996).

En estudios realizados por más de 20 años en México, han demostrado que la presencia de altas concentraciones por metales tóxicos como el Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Cromo (Cr) y Níquel (Ni), provocan los peores problemas de contaminación de metales en cuerpos de agua semi-cerrados como bahías, estuarios y lagunas costeras. En estas áreas los metales se encuentran disponibles en concentraciones elevadas, dependiendo de la naturaleza y el tipo de sedimentos y las características físicas y químicas del agua (Villanueva y Botello, 1992 y Botello *et al.*, 2004).

Debido a la facilidad de su incorporación en las cadenas tróficas los metales pesados tienden a bioacumularse en los organismos, e incrementar las concentraciones conforme asciende el nivel en las cadenas tróficas (ocasionando daños histológicos, hepáticos, pancreáticos y/o necrotización de tejidos entre otras afecciones). Lo que repercute finalmente desde la muerte de individuos hasta la desaparición de poblaciones enteras (Villanueva y Botello, 1992).

II.2 Definición de metales pesados

A pesar de ser ampliamente utilizado el término metal pesado, entre los científicos, no existe una definición científica rigurosa. Sin embargo desde el punto de vista químico los metales pesados están constituidos por metales de transición y algunos metaloides, las principales características que tienen son: una densidad relativamente alta, tóxicos y/o venenosos en concentraciones bajas. Algunos de los ejemplos de metales pesados que han sido muy estudiados y que están incluidos en la lista de contaminantes prioritarios de la EPA son: arsénico (As), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinc (Zn), plata (Ag), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) entre otros (EPA, 2010).

La contaminación por metales pesados puede ser expresada mediante concentraciones determinadas en agua, sedimentos y en los organismos acuáticos. De esta manera, conociéndose la distribución de metales en el medio ambiente se pueden encontrar evidencias del impacto antropogénico en los ecosistemas. Por consiguiente contribuir a la evaluación de los riesgos asociados a las descargas generadas por el hombre (Wright y Mason, 1999).

II.3 Propiedades físicas y químicas de metales pesados

En general los metales tienen puntos de ebullición y de fusión altos, la mayoría de los metales son insolubles en agua con un pH neutro o básico, pero fácilmente absorbidos al material particulado, como la materia orgánica e inorgánica (Shrivastava *et al.*, 2003) o los sedimentos, siendo éstos el destino final de los metales en los ambientes acuáticos, en donde la concentración es de 10^3 a 10^7 veces mayor que la concentración de los mismos en la columna de agua (Botello *et al.*, 2004; López-Jiménez, 2012 y López-Ortega, 2012). Algunos autores han mencionado que bajo ciertas condiciones, los sedimentos pueden ser una gran fuente secundaria de contaminación del agua (Linnik y Zubenko, 2000).

II.4 Origen y fuentes de metales pesados en el medio ambiente

Los metales pesados se encuentran de forma natural en todos los entornos y estos llegan a las aguas costeras de diferentes maneras: 1) mediante procesos naturales (intemperismo de las rocas, erupciones volcánicas); 2) actividades humanas (empleo de fertilizantes y plaguicidas en zonas agrícolas), escurrimiento (lavado de suelos), ríos, deposición directa, etc., incluso después de pasar a través de sistemas de tratamiento de agua, estos pueden convertirse en contaminantes cuando se altera su distribución mediante actividades antropogénicas por industrias como: la minería, joyería, pinturas y muchas otras que necesitan de ciertos metales para sus procesos industriales (Villanueva y Botello, 1992; Luna *et al.*, 2002; Botello *et al.*, 2004; Pardos *et al.*, 2004; Barlas *et al.*, 2005 y Ochieng *et al.*, 2006) los cuales son peligrosos para la biota marina, el hombre y el deterioro ambiental en general, es debido a la cinética de estos contaminantes en el entorno (Acosta *et al.*, 2002 y Saha *et al.*, 2006). Algunos de los metales más tóxicos de la tierra se encuentran ampliamente distribuidos en minerales naturales de la corteza terrestre, tales como los metales evaluados en este estudio que son Pb, Cd, Cr, Mn y Ni.

El Pb es un metal gris-azulado que ocurre naturalmente en pequeñas cantidades en la corteza terrestre no esencial para el humano y otros animales. El plomo se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente. La mayor parte proviene de actividades como la minería, manufactura industrial y de quemar combustibles fósiles. Se usa en la fabricación de baterías, municiones, productos de metal (soldaduras y cañerías) y en láminas de protección contra los rayos X. Debido a inquietudes sobre salud pública, la cantidad de plomo en pinturas, cerámicas, materiales de soldar se ha reducido considerablemente en los últimos años. El uso del plomo como aditivo para la gasolina se prohibió en el año 1996 en Estados Unidos y posteriormente en demás países del mundo. El mayor ingreso a los organismos se debe a la exposición y principalmente a la ingesta por alimento contaminado con plomo y otros elementos. El plomo puede afectar a casi todos los órganos y sistemas en el cuerpo. El más sensible es el sistema nervioso, la exposición a niveles altos de plomo puede dañar seriamente el cerebro, riñones, huesos e hígado. En mujeres embarazadas, la exposición a niveles altos de plomo puede producir pérdida del embarazo. En hombres, la exposición a altos niveles puede alterar la producción de espermatozoides (ATSDR, 2007).

El Cd es un elemento natural de la corteza terrestre no esencial para el humano y otros animales. Generalmente se encuentra como mineral combinado con otros elementos tales como oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio) o azufre (sulfato de cadmio o sulfuro de cadmio). Todos los suelos y las rocas, incluso el carbón y abonos minerales, contienen algo de cadmio. El cadmio no se corroe fácilmente y tiene muchos usos, por ejemplo en baterías, pigmentos, revestimiento de metales y plásticos. Este elemento entra al suelo, agua y aire mediante las actividades industriales, minera, durante la combustión de carbón y desechos domésticos, este no se degrada, pero si cambia de forma ya que algunas partículas de cadmio se pueden disolver en agua, de esta manera plantas, peces y otros animales incorporan el cadmio del ambiente. La exposición prolongada a niveles más bajos de cadmio en el aire, los alimentos o el agua produce acumulación en los riñones y posiblemente enfermedad renal. Otros efectos de la exposición prolongada consisten en daño del pulmón y fragilidad de los huesos (ATSDR, 2012a).

En lo que respecta al Cr es un elemento que se encuentra de manera natural en rocas, animales, plantas y suelos en combinación con otros elementos para formar varios compuestos, entre ellos cromo 0, cromo III, cromo IV y cromo VI. Se puede encontrar cromo en el aire, el suelo y el agua después de ser liberado por industrias que usan cromo, tales como industrias involucradas en galvanoplastia, curtido de cuero, producción de textiles, y en la manufactura de productos en base a cromo. El Cr también puede ser liberado al ambiente al quemar gas natural, petróleo o carbón. El cromo generalmente no permanece en la atmósfera, sino que se deposita en el suelo y el agua, este puede cambiar de una forma a otra en el agua y el suelo, dependiendo de las condiciones presentes. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha determinado que los compuestos de cromo VI son carcinogénicos en seres humanos. El undécimo Informe sobre Sustancias Carcinogénicas del Programa Nacional de Toxicología clasifica a los compuestos de cromo VI como sustancias reconocidas como carcinogénicas en seres humanos. La inhalación ha causado cáncer del pulmón. Los estudios de poblaciones que viven en áreas con niveles altos de cromo VI han dado resultados mixtos, en animales de laboratorio, los compuestos de cromo VI han producido tumores de estómago, intestinos y el pulmón (ATSDR, 2012b).

El manganeso consiste en una sustancia natural que se encuentra en diversos tipos de rocas. El Mn puro es un metal de color plateado; sin embargo en la naturaleza no se le encuentra de forma

pura, sino combinado con otras sustancias como oxígeno, azufre y cloro. El Mn es un elemento traza necesario para mantener buena salud. Se usa principalmente en la producción de acero para aumentar la dureza y rigidez, se le encuentra de manera natural en la mayoría de los elementos y se pueden consumir como complementos dietéticos ya que este elemento difícilmente es degradado por el organismo, como ingresa al cuerpo humano en su mayoría es excretado por las heces, por lo que será difícil determinar su antigüedad en el organismo. Los problemas más comunes involucran al sistema nervioso. Estos efectos incluyen alteraciones del comportamiento y otros efectos del sistema nervioso, tales como movimientos lentos y sin coordinación. Cuando esta combinación de síntomas es severa, la condición se conoce como “manganismo”. En ratas tratadas con cantidades muy altas de manganeso se observaron alteraciones del riñón y de las vías urinarias, estas alteraciones incluyeron inflamación de los riñones y formación de cálculos renales (ATSDR, 2012c).

El níquel puro es un metal duro, blanco-plateado, que tiene propiedades que lo hacen muy deseable para combinarse con otros metales y formar mezclas llamadas aleaciones con el hierro, cobre, cromo, zinc, estas aleaciones se usan para fabricar monedas y joyas, en la industria para fabricar artículos tales como válvulas e intercambiadores de calor. Muchos de los compuestos del níquel son solubles en agua. El Ni puede ser liberado al ambiente por las chimeneas de grandes hornos usados para fabricar aleaciones por plantas de energía incineradoras de basura, estas partículas son removidas por el aire y llegan al suelo por las lluvias o la nieve. Las condiciones acidas en el suelo favorecen la movilización del Ni y facilitan su filtración hacia el agua subterránea. Hay estudios que demuestran que algunas plantas pueden incorporar y acumular níquel. El tomar agua que contenga níquel, este pasará al cuerpo a través del estómago y los intestinos, más alta que si se come alimentos que contienen una cantidad similar de níquel, dentro del cuerpo, el níquel puede distribuirse a todos los órganos, pero se distribuye principalmente a los riñones (ATSDR, 2005).

II.5 Metales pesados en agua y sedimentos

La presencia de elementos metálicos en sistemas acuáticos fluviales y costeros se origina por las interacciones del agua con los sedimentos y la atmósfera con la que está en contacto,

produciéndose fluctuaciones en las concentraciones en el agua, como resultado de las fuerzas hidrodinámicas naturales, biológicas y químicas (Rainbow, 1995).

Los ríos tropicales son fuentes importantes de metales pesados para el ambiente marino costero (Shumilin *et al.*, 2005), numerosas investigaciones han demostrado que varios productos químicos en el río y las aguas marinas inmovilizan, matan, inhiben el crecimiento, o reducen la reproducción de los organismos acuáticos (Murano *et al.*, 2007).

La biodisponibilidad y toxicidad en zonas costeras y aguas de remanso están estrechamente relacionados con la distribución de las especies metálicas en las fases sólida y líquida de las masas de agua. Por ejemplo, la liberación de metales pesados de los sedimentos promueve, un déficit de oxígeno disuelto, una disminución en el pH y potencial redox (Eh), un aumento en la mineralización y en la concentración de materia orgánica disuelta (DOM) (Linniky Zubenko, 2000; López-Jiménez, 2012 y López-Ortega, 2012).

Altos niveles de contaminantes en agua y sedimentos pueden causar efectos adversos potenciales irreversibles a los ecosistemas, también plantean riesgos para la salud humana, de los animales acuáticos. Ya sea directamente por la absorción de los materiales en el agua, o indirectamente a través de su dieta. Como los organismos acuáticos son una parte de la dieta natural de los mamíferos acuáticos y de los organismos terrestres (aves y el hombre) su salud también es motivo de preocupación cuando los sistemas de agua están contaminados (Pham *et al.*, 2007).

La contaminación de los sedimentos por metales pesados y otros contaminantes es considerada por muchos organismos reguladores como una de las principales amenazas para los ecosistemas acuáticos. En diversas investigaciones se han identificado efectos cancerígenos, el deterioro de la capacidad reproductiva, los impactos a la estructura de la comunidad y la salud de la biota en sitios de sedimentos contaminados (Pardos *et al.*, 2004).

La toxicidad de una sustancia química depende de variables multifactoriales (pH, temperatura, alcalinidad, basicidad, dureza del agua, etc.) además de la susceptibilidad de cada persona. En pequeñas cantidades es probable que una sustancia química no tenga consecuencias para la salud,

pero en grandes cantidades puede causar efectos adversos (Goldaracena, 2007; Rómo-Gómez, 2011; López-Jiménez *et al.*, 2012 y López-Ortega *et al.*, 2012).

II.6 Metales pesados en animales

Desde el punto de vista de la fisiología, el comportamiento de los metales en los organismos acuáticos depende de factores como: su absorción, excreción, almacenamiento y eficiencia de su sistema de regulación o desintoxicación (Botello *et al.*, 2004), así como también existe una numerosa cantidad de factores que tienen influencia sobre su toxicidad en los organismos acuáticos y que pueden ser de tipo fisicoquímico y biológico. Los primeros involucran a todos aquellos parámetros (temperatura, pH, dureza) que afectan la especiación química de los metales, con la presencia de otros de otros metales y de otros contaminantes (plaguicidas, hidrocarburos del petróleo) (Botello *et al.*, 2004; Rómo-Gómez, 2011; López-Jiménez *et al.*, 2012 y López-Ortega *et al.*, 2012).

Los factores fisicoquímicos involucran a todos aquellos parámetros o variables ambientales (temperatura, pH, dureza) que afectan la especiación química de los metales, con la presencia de otros metales y contaminantes (plaguicidas, hidrocarburos del petróleo) (Andreji, 2004 y Botello *et al.*, 2004).

Los factores biológicos que influyen o tienen relación con los efectos de los metales, están estrechamente vinculados con las condiciones de los organismos como son: la talla, peso, sexo, estadio, madurez gonádica, capacidad de adaptación, hábitos alimenticios (Páez-Osuna, 2005), abundancia (Andreji, 2004 y Ochieng *et al.*, 2006), edad, migración, dinamismo, metabolismo y sobre todo con la diferente afinidad de los metales por órganos específicos. Particularmente los altamente tóxicos como el As, Cd, Hg y Pb debido a que afectan a especies con importancia económica a escala nacional (Andreji, 2004; Botello *et al.*, 2004; Páez-Osuna, 2005 y Ochieng *et al.*, 2006).

La contaminación por metales pesados presenta cuatro características específicas que la hacen peligrosa: 1) Toxicidad: a determinadas concentraciones, en el agua o los sedimentos, implicará

la muerte por envenenamiento de las especies que habitan el medio; 2) Persistencia: los metales pesados no son biodegradables por lo que permanecen en el medio durante largos períodos; 3) Bioacumulación: que hace referencia a la acumulación neta en un organismo de metales provenientes de fuentes bióticas (otros organismos) o abióticas (suelo, aire y agua) y 4) Biomagnificación: tendencia de algunos productos químicos de acumularse a lo largo de la cadena trófica, exhibiendo concentraciones excesivamente mayores al ascender el nivel trófico (Cervantes, 1999; Romo-Gómez, 2011; López-Jiménez *et al.*, 2012 y López-Ortega, 2012).

Debido a la capacidad que tienen los metales pesados para formar complejos con la materia orgánica y a las características bioquímicas de cada tejido ya sea por el nivel de contaminación del agua y los alimentos, éstos tienden a fijarse en los tejidos de los organismos expuestos y su acumulación se presenta en diferentes grados de concentración. (Farkas *et al.*, 2000). Por ello, las concentraciones son un indicador del nivel de la contaminación en el ambiente. La evaluación de su efecto se hace desde los puntos de vista: toxicológicos, ecológicos, aspectos de higiene y de cría (Andreji, 2004; Romo-Gómez, 2011; López-Jiménez, 2012 y López-Ortega, 2012).

Los contaminantes pueden llegar a través de la cadena trófica y la mayoría de las veces no es posible determinar su origen, ocasionado por la movilidad, variaciones en el régimen alimentario, amortiguamiento de las diferencias temporales y espaciales de los contaminantes (López-Jiménez, 2012; López-Ortega, 2012 y Webber, 2013). Las cadenas alimentarias terrestres y acuáticas son capaces de acumular ciertos contaminantes ambientales a concentraciones tóxicas relativamente bajas (Barlas *et al.*, 2005 y Khaniki *et al.*, 2005).

En general (aunque puede variar dependiendo de las variables físicas y químicas del entorno), el orden de presencia de metales pesados en la red trófica es agua < sedimentos > invertebrados > peces (Deacon y Driver, 1999), este fenómeno se da ya que los oligoelementos son ingeridos con las partículas (sedimentos de agua o sedimentos en suspensión en la columna de agua) por los organismos bentónicos y a continuación se pueden acumular y moverse a través de la cadena alimentaria, a lo cual se le conoce como proceso de biomagnificación (Heiny y Tate, 1997).

II.7 Cinética de los metales pesados en los organismos acuáticos

Una vez en la interface sedimento-agua o en la columna de agua, los metales son más propensos a transportar y entrar a la red alimentaria. Atchinson *et al.* (1977) han demostrado que los sedimentos contienen toxinas que pueden acumularse en peces indirectamente a través de la red alimentaria o directamente de la exposición debida a los sedimentos re-suspendidos. Aunque una gran cantidad de metales tóxicos como Cd, Pb y Hg están presentes de manera natural en el agua de mar o agua del lago, por lo general a concentraciones bajas (Barlas *et al.*, 2005; Romo-Gómez, 2011 y López-Jiménez, 2012).

Entre los factores que afectan su acumulación y disponibilidad, está el pH. La mayoría de los metales son insolubles a pH neutros o básicos y tienden a estar más disponibles a pH ácido. El pH tiene un importante efecto sobre la materia orgánica. Es un parámetro importante para definir la movilidad del catión, debido a que en medios de pH moderadamente alto se produce la precipitación como hidróxidos, con fuerte tendencia a ser adsorbidos, disminuyendo su biodisponibilidad en el agua. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxilo complejos. Si el pH es elevado entonces puede bajar la toxicidad metálica por precipitación como carbonatos e hidróxidos (Botello *et al.*, 2004; López-Jiménez *et al.*, 2012 y López-Ortega *et al.*, 2012).

El agua de mar tiene un alto contenido de iones Cl^- , además de iones HCO_3^- y CO_3^{2-} que determinan la salinidad, son los responsables de la estabilidad del pH, los cuales participan en el secuestro directo o por acomplejamiento de los metales, por esta razón la potencia de un contaminante ha sido inversamente relacionada con la cantidad de sales existentes en el medio. La salinidad modifica la captación de los metales pesados, bajas salinidades, incrementan su biodisponibilidad y la incorporación debido a los cambios en la especiación química del metal, por los efectos del metal en los mecanismos de regulación iónica y osmótica en el organismo al bajar la salinidad (Rainbow *et al.*, 1993).

En animales acuáticos, el proceso de captación de metales pesados se efectúa a través de la columna del agua mediante tres procesos principales: 1) a través de superficies respiratorias como

las branquias; 2) adsorción del agua o las superficies corporales y 3) a través del aparato digestivo que conducen a cambios en su histología, fisiología (crecimiento, desarrollo, capacidad de nado, respiración y circulación), bioquímica (química sanguínea, actividad enzimática), endocrinología, conducta, reproducción, efectos subletales y mortalidad (Storelli *et al.*, 2006).

Es conocido que el metabolismo de los peces y por lo tanto la ventilación de las branquias aumenta con el incremento de la temperatura, hecho que probablemente aumente la exposición de los peces a los metales pesados en ambientes contaminados. Los estudios realizados en diversas especies revelan que al aumentar la temperatura en el medio acuático aumenta también la toxicidad de algunos metales pesados (Espina y Vanegas, 2005).

Los animales son capaces de tolerar una reducción en el oxígeno ambiental producido por las temperaturas altas, pero si se suma el estrés producido por un tóxico, puede ser fatal. En ambientes hipotóxicos, el organismo puede compensar la carencia de oxígeno, aumentando el volumen de ventilación branquial, incrementando la captación de oxígeno pero también la captación de sustancias tóxicas. En peces se ha observado que, en presencia de metales pesados, aumenta el consumo de oxígeno (Cairns y Garton, 1982 y Espina y Vanegas, 2005).

III. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

III.1 Laguna de Tres Palos Guerrero

La Laguna Tres Palos se localiza a unos 25 Km al este de Acapulco, en el estado de Guerrero, tiene una extensión de 55 km² y es la laguna costera más grande del estado de Guerrero. Se localiza en las coordenadas geográficas de 99° 38" y 99° 47" de Longitud oeste y a los 16° 43" y 16° 48" de Latitud norte (Sagarpa, 2000; Figura 1).

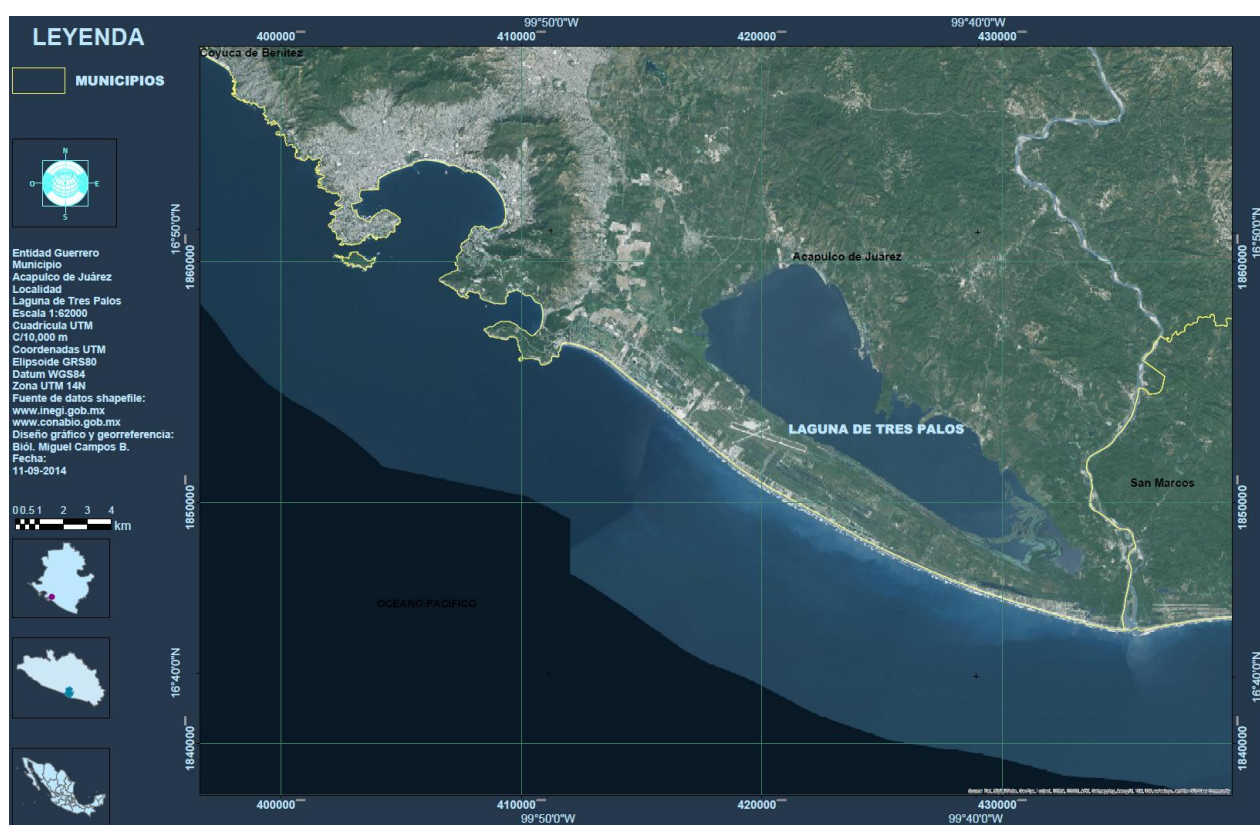


Figura 1. Localización de La Laguna de Tres Palos Guerrero, México.

III.1.1 Hidrografía

La Laguna de Tres Palos, es alimentada por el Río Sabana el cual nace en el cerro de San Nicolás en la Sierra Madre del Sur, a una altitud de origen de 1600 msnm, y tiene una extensión de 57 km, hasta desembocadura en la Laguna de Tres Palos (Mendoza-Mojica *et al.*, 2013 y Rodríguez-

Herrera *et al.*, 2013). La laguna tiene unos 6 km de ancho, por 16 km de largo, cuenta con una comunicación con el mar, mediante un canal estrecho de 12 km de longitud, el cual inicia en el oriente de la laguna y finaliza en la localidad de Barra Vieja. Se considera como una laguna de tipo oligohalina (0 a 10 ups) durante gran parte del año, con poca influencia del mar durante la apertura de la barra (Gil, 2005; Quiterio, 2011; Mendóza-Mojica *et al.*, 2013 y Rodríguez-Herrera *et al.*, 2013).

III.1.2 Climatología

Basado en la clasificación de Köppen, el clima en la laguna se clasifica como de tipo Aw1, con temperaturas altas y calurosas, la temperatura mínima es de 18° C (subhúmeda); precipitación pluvial mayor a 1000 mm anuales. De acuerdo a la clasificación pluviométrica, esta laguna está considerada como de tipo Sabana, con lluvias en verano (García, 1973 y Gil, 2005).

III.1.3 Geología

La Laguna de Tres Palos es clasificada como de Tipo III: Plataforma de barrera interna inundada en los márgenes internos del borde continental, al que rodean superficies terrígenas en sus márgenes internos y al que protegen del mar barreras arenosas producidas por corrientes y olas (Lankford, 1977). La antigüedad de la formación de la barrera de las lagunas de este tipo, datan desde establecimiento del nivel del agua actual, aproximadamente 5 mil años atrás, con barreras arenosas externas, ocasionalmente múltiples; escurrimiento ausente o muy localizado; forma y batimetría modificadas por la acción de las mareas, oleajes tormentosos, arena traída por viento y presencia de corrientes locales que tienden a segmentar las lagunas; energía relativamente baja, excepto en los canales y durante condiciones de tormenta; salinidad variable, según las zonas climáticas (Lankford, 1977).

III.1.4 Flora y Fauna

La vegetación que posee la Laguna de Tres Palos es de Graminoidetum constituida por carrizos y tule, y por Lignetum perennifolio (manglar); cabe mencionar que también se ha detectado bosque

tropical caducifolio, vegetación acuática y subacuática, bosque espinoso, vegetación arvense, ruderal y halófila (Gil, 2005; Quiterio, 2011 y Mendoza-Mojica *et al.*, 2013).

El inventario de peces y crustáceos registradas contabiliza un total de 20 especies de peces; 4 especies de crustáceos de interés comercial (Tabla I). Estas especies se usan como consumo local y están a la venta para diferentes municipios de Guerrero, así como diversos restaurantes del puerto de Acapulco. Hasta el momento este listado es el siguiente:

Tabla I. Especies registradas de peces y crustáceos en la Laguna de Tres Palos (Gil, 2005).

Espece	Autoridad	Nombre común
<i>Achiurus mazatlanus</i>	Steindachner, 1869	Lenguado
<i>Anchoa curta</i>	Jordan y Gilbert, 1882	Sardina
<i>Caranx caninus</i>	Günther, 1867	Jurel
<i>Centropomus nigriscens</i>	Günther, 1864	Robalo
<i>Dormitator latifrons</i>	Richardson, 1844	Popoyote
<i>Eleotris pictus</i>	Kner, 1863	Huevina
<i>Ariopsis guatemalensis</i>	Günther, 1864	Cuatete
<i>Lile gracilis</i>	Castro-Aguirre y Vivero, 1990	Charal
<i>Gabiomorus maculatus</i>	Günther, 1869	Enterrador
<i>Eugerres cinereus</i>	Walbaum, 1792	Mojarra
<i>Eugerres axilaris</i>	Günther, 1864	Mojarra
<i>Astianax fasciatus</i>	Cuvier, 1819	Blanquillo
<i>Lutjanus guttatus</i>	Steindachner, 1869	Pargo
<i>Mugil cephalus</i>	Linneaus, 1758	Lisa cabezuda
<i>Mugil curema</i>	Valenciennes, 1836	Lisa
<i>Oreochromis aureus</i>	Steindachner, 1864	Tilapia
<i>Poecilia sphenops</i>	Valenciennes, 1846	Potete
<i>Pomadasys leuciscus</i>	Günther, 1864	Ronco
<i>Stellifer fuerthii</i>	Steindachner, 1876	Boca novia
<i>Atherinella guatemalensis</i>	Günther, 1864	Sardina
<i>Callinectes sarcaatus</i>	Ordway, 1863	Jaiba
<i>Callinectes toxotes</i>	Ordway, 1863	Jaiba
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Boone, 1931	Camarón
<i>Macrobrachium tenellum</i>	Bate, 1868	Langostino chacal

El listado de aves, es parte de la tesis doctoral del Maestro Jaimes Salvador Gil algunos aves que reportó son residentes y otras migratorias (cabe mencionar que algunas estan dentro del rango de bajo protección o en riesgo, respecto a la NOM-059), este listado a la fecha de aves es el siguiente:

Tabla II. Especies registradas de aves en la Laguna de Tres Palos.

Especie	Autoridad	Nombre común
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Gmelin, 1789	Cormoran olivaceo
<i>Ardea herodias</i>	Linneaus, 1758	Garza ceniza
<i>Ardea alba</i>	Linneaus, 1758	Garza blanca
<i>Anas americana</i>	Gmelin, 1789	Pato chalcuán
<i>Anas discors</i>	Linneaus, 1766	Cerceta ala azul
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Linneaus, 1758	Pijije ala blanca
<i>Egretta thula</i>	Molina, 1782	Garceta píe dorado
<i>Butorides virescens</i>	Linneaus, 1758	Garceta verde
<i>Fulica americana</i>	Gmelin, 1789	Gallareta americana
<i>Jacana spinosa</i>	Linneaus, 1758	Jacana norteña
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Gmelin, 1789	Pato tepalcate
<i>Porphyrio martinica</i>	Linneaus, 1776	Gallineta morada
<i>Nyctanassa violacea</i>	Linneaus, 1758	Pedrete corona blanca

III.1.5 Información social y económica

La principal actividad que se lleva a cabo en la zona de estudio es la pesca, en la laguna existen un total de 149 cooperativas registradas en la SAGARPA, las cuales agrupan a unos 12,020 pescadores, los cuales extraen anualmente más de 900 toneladas de pesca comercial (Gil, 2005) y el producto de la pesca es vendido de manera local, así como también se distribuye en restaurantes de la zona turística de Acapulco.

III.1.6 Importancia biológica

La laguna de Tres Palos constituye un lugar de descanso, hibernación, nidificación, reproducción y paso de aves migratorias que provienen del norte de México, Estados Unidos y sur de Canadá. Además esta laguna, alberga una rica biodiversidad y una gran cantidad de hábitats. De acuerdo con los criterios con los que se clasifican los sitios AICA, la laguna de Tres Palos recibe la

categoría de C-29, ya que presenta especies que son protegidas actualmente por la NOM-059-ECOL-2001 como por ejemplo: *Anas americana*; *Anas discors* y *Oxyura jamaicensis* (Tabla II). Es posible también que existan especies de anfibios, mamíferos y reptiles, que sean consideradas actualmente como especies protegidas.

III.2 Características y diagnosis de los hospederos

III.2.1 *Dormitator latifrons* (Richardson, 1844)

La especie *Dormitator latifrons* presenta un amplio rango de distribución que abarca desde el Golfo de California, hasta Perú habitando casi toda la costa oeste del continente americano, particularmente en aguas salobres y corrientes turbias, en cuerpos de agua cercanos al mar (Amescua-Linares, 1977 y Castro *et al.*, 2005).

El ciclo de vida de *D. latifrons* inicia cuando los adultos migran del agua dulce a la salobre, donde encuentran salinidades de entre 5 a 8 ups, ocurriendo su reproducción, principalmente durante la época de lluvias. La característica más sobresaliente de esta especie, es su alta resistencia fisiológica, ostensible en su capacidad para sobrevivir en ambientes deficientes de oxígeno y resistir variaciones notables de salinidad y temperatura (Yáñez y Díaz, 1977 y Larumbe, 2002; Figura 2).



Figura 2. *Dormitator latifrons* (Richardson, 1844); Fishbase (2012).

Esta especie juega un importante papel ecológico en las lagunas costeras, debido que es capaz de convertir la energía de los detritus, en formas útiles para organismos de estratos tróficos superiores (Yáñez y Díaz, 1977). Algunos estudios han demostrado que la alimentación de *D. latifrons* se basa fundamentalmente en detritus, materia vegetal y materia animal (Yáñez y Díaz, 1976 y Larumbe, 2002). *D. latifrons* es un pez de alimentación estacionaria (se alimenta por momentos), es muy sedentario, con un sistema digestivo compuesto por un largo intestino donde las evacuaciones de los desperdicios tardan algún tiempo en digerirlo, lo que hace que no sientan hambre continuamente (Chang y Navas, 1984; Figura 2).

Estudios sobre el comportamiento de esta especie han reportado que cuando la calidad del agua donde habitan es mala, presentan una inflamación en la parte frontal de la cabeza, que al parecer funciona como órgano de respiración aérea. Se ha encontrado también que el hábito alimenticio de esta especie es nocturno y en algunas ocasiones durante el día, se encuentran entre raíces de mangles y otras plantas acuáticas por lo que es más fácil capturarlos de noche. A pesar de que esta especie no es muy comercial debido a su aspecto un tanto desagradable lo cual dificulta su comercialización, en algunos estados del sur y sureste de México tiene importancia económica y social, ya que su consumo es cotidiano en diversas comunidades costeras de los estados de Guerrero y Oaxaca (Larumbe, 2002 y Castro *et al.* 2005). En particular en la laguna de Tres Palos, se procesa en forma de filete y se comercializa en los restaurantes locales del Puerto de Acapulco, para la elaboración de ceviche, un platillo tradicional (Figura 2).

III.2.2 *Ariopsis guatemalensis* (Günther, 1864)

Los peces de la familia Ariidae, comúnmente conocidos como bagres, son organismos que regularmente penetran en aguas oceánicas, dulces y salobres y se localizan principalmente en zonas tropicales y subtropicales de los sistemas estuarinos y lagunares, debido a que su morfología, reproducción, alimentación y adaptaciones migratorias se encuentran relacionadas cercanamente con procesos físicos y con la heterogeneidad del hábitat, además de su papel como transformadores y reguladores de energía (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1988).

En las costas del Pacífico mexicano existen unas 13 especies reportadas de esta familia, siendo *Ariopsis guatemalensis* (Günther, 1864) la más abundante (Yáñez-Arancibia, 1987). Esta especie

se distribuye en el Pacífico, desde el noroeste de México hasta Guatemala. Se puede considerar como una especie marina eurihalina, aunque su hábitat preferencial son los ambientes de tipo mixohalino, dentro de las lagunas costeras y estuarios. La mayoría estudios realizados sobre la alimentación de *A. guatemalensis*, coinciden en que se trata de una especie omnívora, aunque predominantemente carnívora, consumidor de segundo y tercer orden, que se alimenta de peces, crustáceos, copépodos, insectos, moluscos, anélidos, isópodos y materia vegetal (Yáñez-Arancibia, 1974; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1976). En el estado de Guerrero, es una de las especies económicamente más importantes en los sistemas lagunares del estado, debido a la calidad de su carne, y su gran aceptación en el mercado (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1976; Figura 3).



Figura 3. *Ariopsis guatemalensis* (Günther, 1864).

La longitud a la cual *A. guatemalensis* alcanza la madurez sexual, varía de acuerdo al periodo climático, siendo aproximadamente a los 165 mm L_t en el periodo de secas y 160 mm L_t en el de lluvias. Yáñez-Arancibia *et al.* (1976) reportan que las hembras de *A. guatemalensis* alcanzan la madurez sexual entre los 18-20 cm y los machos entre los 20-22 cm de longitud total. El mayor periodo reproductivo y de eclosión ocurre durante la temporada de lluvias, cuando las lagunas presentan aguas más turbias, y existe una mayor vegetación sumergida y aporte de nutrientes por parte de los ríos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1976; Figura 3).

III.3 Características y diagnosis de los helmintos Acantocéfalos

El phylum Acanthocephala es un grupo pequeño de helmintos muy distintivo que comparte similitudes con los platelmintos, por ejemplo con los céstodos, en cuanto a la ausencia de tracto digestivo y con los nemátodos en tener una cavidad corporal, sexos separados y un invariable número de estadios larvales (Kennedy, 1997). Todos los acantocéfalos adultos son parásitos obligados y viven en el intestino de los vertebrados. Cada especie presenta una preferencia por una región particular del tracto digestivo (Crompton 1973; Holmes 1973), aunque su distribución puede ser más amplia, y la preferencia puede cambiar con el hospedero a lo largo del tiempo. La morfología de los adultos es muy similar, especialmente en lo que se refiere a los órganos internos. Se caracterizan por presentar un cuerpo blando de forma cilíndrica, provisto de una estructura anterior, retráctil y armada con ganchos, llamada probóscide (Kennedy, 1997; Crompton y Nickol, 2009; García-Prieto *et al.*, 2014).

El cuerpo está dividido en 2 regiones principales, el presoma y el tronco o metasoma. El presoma comprende la probóscide, el cuello, el receptáculo de la probóscide, el ganglio cerebral, los lemniscos y varios músculos, y es el responsable de la fijación del gusano a la mucosa intestinal. En el metasoma o tronco se encuentran los sacos de los ligamentos, los órganos reproductores masculinos y femeninos, así como los órganos excretores (Crompton y Nickol, 2009; García-Prieto *et al.*, 2014). Todos los acantocéfalos son dioicos, el dimorfismo sexual existente, generalmente se observa en el tamaño y la forma del cuerpo de machos y hembras, las cuales son más grandes, así como en la distribución de las espinas corporales, el número, tamaño y la forma de los ganchos de la probóscide, la presencia de papilas y la posición de la apertura genital (Crompton y Nickol, 2009).

El ciclo de vida de los acantocéfalos es indirecto, e incluye a un artrópodo como hospedero intermediario, el cual utiliza las relaciones predador-presa entre sus hospederos para su transmisión. Las formas adultas maduran sexualmente en el intestino de vertebrados. Los huevos fecundados, que son eliminados con las heces, contienen una larva (acantor) que se desarrolla en la forma infectiva (acantela) en el hospedero intermediario (un artrópodo terrestre o acuático). En el artrópodo, la acantela se transforma en cistacanto que puede infectar directamente al hospedero definitivo o bien a un hospedero paraténico vertebrado. De igual manera, algunas especies de

acantocéfalos pueden seguir estrategias de desarrollo poscíclico, facilitadas por la predación hospedero definitivo-hospedero definitivo (Kennedy, 1997; Crompton y Nickol 2009; García-Prieto *et al.*, 2014).

Los estudios efectuados desde hace ya algunos años en la laguna de Tres Palos, indican que la parasitofauna registrada hasta el momento en esta laguna, es de unas 37 especies de parásitos, entre las que destacan los digéneos (8 adultos y 10 metacercarias), seguido por los monogéneos y nemátodos con 6 especies, en tanto que el menos representado es el de los crustáceos con 2 especies (Violante-González *et al.*, 2007; 2008a). En el caso del grupo de los acantocéfalos, se han registrado 4 especies (3 adultos y un cistacanto), de las cuales las más abundantes y frecuentes son: *Neoechinorhynchus brentnickoli* que emplea a *D. latifrons* como hospedero definitivo y *Pseudolepthorhynchoides lamothei* la cual madura en *A. guatemalensis*. La abundancia y frecuencia de ambas especies de acantocéfalos, así como de sus hospederos en la laguna de Tres Palos, brindan la oportunidad de su empleo como modelos hospedero-parásito, para una serie de estudios parasitológicos como en el caso de su posible utilización como bioindicadores de impacto ambiental.

III.3.2 *Neoechinorhynchus brentnickoli* Monks, Pulido-Flores, Violante-González, 2011

Los miembros del género *Neoechinorhynchus* resultan relativamente fácil de reconocer por su pequeña probóscide de aspecto globoso o sub-cilíndrico, provista de 18 ganchos dispuestos en 3 anillos de 6 ganchos cada uno, o en 6 hileras en espiral de 3 ganchos cada una. El tronco es carente de espinas; receptáculo de la probóscide con una sola pared muscular y con el ganglio cerebroide situado en su base; una sola glándula de cemento sincitial en los machos y generalmente se presentan 6 núcleos hipodérmicos gigantes (Salgado-Maldonado, 1978). Este género es uno de los que cuenta con más especies dentro del Phylum Acanthocephala. Las especies de este género, se encuentran entre los acantocéfalos más comunes y ampliamente dispersos de peces de Norte América, aunque son relativamente más comunes en ambientes dulce acuícolas que en marinos, y algunas especies incluso, parasitan algunas especies de tortugas (Barger, 2004). Sin embargo, de las 87 especies, reportadas a nivel mundial, solo 5 han sido

reportadas parasitando peces dulceacuícolas o salobres en México (Monks *et al.*, 2011; Figura 4).



Figura 4. *Neoechinorhynchus brentnickoli* Monks, Pulido-Flores y Violante-González, 2011.

La especie *Neoechinorhynchus brentnickoli* se caracteriza por presentar un tronco con una región cónica anterior, con dos núcleos gigantes en la región ventral y 5 núcleos gigantes en la región dorsal, con seis filas de ganchos con un ganglio cerebral tipo triangular posterior a la región final del receptáculo con pequeños lemniscos uninucleados (Monks *et al.*, 2011). *Neoechinorhynchus brentnickoli* (Figura 4) es muy similar a las demás especies del género. Esta especie ha sido descrita hace pocos años, durante estudios efectuados en la Laguna Tres Palos, Guerrero y Lagunas de Sinaloa, México (Monks *et al.*, 2011). No obstante que es un acantocéfalo muy frecuente y ampliamente distribuido entre las especies de peces que habitan en las lagunas costeras del estado de Guerrero, solo tiene un hospedero preferencial, dado que únicamente madura en el popoyote *Dormitator latifrons* (Violante-González *et al.*, 2008b; Figura 4).

III.3.3 *Pseudoleptorhynchoides lamothei* Salgado-Maldonado, 1976

Los acantocéfalos del género *Pseudoleptorhynchoides* son parásitos de peces en diversas zonas costeras del Pacífico, habiéndose reportado de peces en la zona del Pacífico Mexicano, hasta las costas de Guatemala (Salgado-Maldonado, 1976; Figura 5).



Figura 5. *Pseudoleptorhynchoides lamothei* Salgado-Maldonado, 1976.

Este género se caracteriza principalmente por la presencia de núcleos subcuticulares más o menos ramificados, por presentar lemniscos más largos que el receptáculo de la probóscide y por la situación del ganglio cerebroide en el medio anterior del receptáculo (Salgado-Maldonado, 1976). La especie *Pseudoleptorhynchoides lamothei* (Figura 5), posee un cuerpo más o menos cilíndrico de tamaño medio, las hembras son ligeramente de un tamaño más grande que los machos, son de un color naranja cuando están vivos y su cuerpo parece presentar arrugas. Su probóscide es de posición terminal, claviforme y se encuentra armada con un gran número de ganchos, distribuidos en 22 hileras longitudinales con 21 a 22 ganchos en cada hilera. Cuando su probóscide se encuentra totalmente evertida, forma un ángulo agudo con relación al eje longitudinal del tronco, curveándose hacia la parte ventral del cuerpo. El tronco es alargado, de forma más o menos fusiforme, su anchura máxima se localiza en el primer tercio. La pared del tronco presenta numerosos núcleos o fragmentos nucleares de dimensiones muy semejantes entre sí. Presenta un par de lemniscos tubulares cortos, en algunos casos más cortos que el receptáculo. El aparato reproductor masculino, ocupa el tercio posterior del tronco, y está constituido por 2 testículos ovoides o esféricos situados uno tras otro y en contacto. La bolsa copulatriz es grande, voluminosa, con dos regiones bien definidas. Presenta 8 glándulas de cemento claviformes, localizadas formando un grupo compacto bajo el testículo posterior y en contacto con este. El

aparato reproductor femenino consta de un ovario no fragmentado incluido en el ligamento genital. La campana uterina es más o menos sacular, el útero es corto con gruesas paredes, su parte distal está rodeada por varios esfínteres musculares, el último de los cuales rodea a la vagina. La especie fue descrita inicialmente de un pez marino, *Centropomus robalito* (Salgado-Maldonado 1976), no obstante en las lagunas costeras de Guerrero, ha sido reportado de varias especies de peces, aunque solo madura en el cuatete *Ariopsis guatemalensis* (Violante-González *et al.*, 2007; 2008a; Figura 5).

IV. ANTECEDENTES

IV.1 Antecedentes generales de metales pesados en lagunas costeras de México

En México se han realizado desde hace muchos años, diversos estudios enfocados a la determinación de metales pesados en diferentes medios. En el Golfo de México la actividad petrolera, ha ocasionado la contaminación de diversos cuerpos acuáticos en esta zona del país, entre ellas las lagunas costeras; por lo que existe un mayor número de estudios de impacto ambiental en esta área, debido a que se cuenta con un programa de monitoreo ambiental desde hace más de 20 años. Esto implica por lo tanto, que el nivel de conocimiento sobre el estatus ambiental de las lagunas costeras del Golfo de México, sea mayor con respecto al de las lagunas del Pacífico mexicano (Villanueva y Botello, 1998).

En algunas lagunas del estado de Veracruz se han evaluado concentraciones de algunos metales pesados biodisponibles en el agua tal como ocurre en la laguna de Tampamachoco, se han detectado elevadas concentraciones de Cr en agua que oscilan entre 0.005 a 5.09 $\mu\text{g/g}$ superando los límites permisibles por la Normas Mexicanas (Rosas *et al.*, 1983 y SEDUE, 1989). Pérez-Hernández *et al.* (1994) reportaron que los sedimentos de este cuerpo lagunar, contenían altas concentraciones de metales pesados, particularmente Pb y Cr son extremadamente elevados (70.66 y 62 $\mu\text{g/g}$, respectivamente). Villanueva y Botello (1996) realizaron una recopilación de los trabajos en Tampamachoco y reportan que la concentración promedio de metales en el sedimento fue de (mayor a menor concentración): Cd ($2.06 \pm 1.2 \mu\text{g/g}$) > Pb ($1.86 \pm 0.95 \mu\text{g/g}$) > Cr ($0.89 \pm 0.59 \mu\text{g/g}$) (Sobrino *et al.*, 2005). En un trabajo previo, se registraron niveles máximos de Cd, Cr y Pb en sedimentos de 2.2, 34.69 y 44.14 $\mu\text{g/g}$ respectivamente (Botello, 1995; Sobrino *et al.*, 2005). Posteriormente, en esta misma se observaron sedimentos con actividad genotóxica en la localidad cercana a la termoeléctrica (La Paloma) y las ubicadas al Oeste (Paso Daniel) y en la Porción Norte de este sistema (Dos Bocas) (Sobrino *et al.*, 2005).

En este sentido, uno de los primeros estudios efectuados en las costas del Golfo de México, es el de Villanueva y Botello (1992) quienes realizaron una recopilación de datos sobre concentraciones de algunos metales pesados no esenciales (Hg, Pb, Cd y Cr) en agua, sedimento y moluscos filtradores (*Crassostrea virginica*), de las zonas costeras del Golfo y el Caribe

Mexicanos de 1972 a 1992, en la cual se incluyen lagunas costeras y ríos. El estudio indicó que los estados que habían presentado un mayor impacto por Hg y Pb fueron: Veracruz (Laguna de Pueblo Viejo y Río Coatzacoalcos), Tabasco (Laguna de las Ilusiones) y en menor magnitud Campeche (Laguna de Términos); mientras que en Quintana Roo (Laguna de Nichupté), el impacto de la contaminación por metales pesados era aún nulo, debido a la ausencia de actividad industrial en la zona (López-Ortega, 2012; López-Jiménez 2012).

Algunos años después Ponce (1995) realizó un estudio en sedimentos superficiales a lo largo de la plataforma de los estados de Tamaulipas, Veracruz y Tabasco, registrando concentraciones más altas de metales en la desembocadura del río Soto la Marina. De manera general, los valores más altos de Ni, Zn y Cr, se registraron en la plataforma continental del estado de Tabasco, en tanto que las concentraciones de Cu y Pb fueron más altas en el sur de Veracruz y las de Cd, en la plataforma de Tamaulipas. Otra laguna estudiada en el Golfo de México es El Yucateco, localizada en el estado de Tabasco. En ella, Botello (1996) realizó un estudio sobre la presencia de metales pesados en distintas especies de peces, reportando que las concentraciones de Pb registradas en el músculo del cíclido nativo *Cichlasoma friedrichthali* (15.68 µg/g), fueron las más altas, en tanto que en otras especies de peces, las concentraciones rebasaron también el límite máximo permisible para consumo de peces (2.50 µg/g).

Más recientemente, Vázquez-Botello *et al.* (2004) realizaron una revisión bibliográfica de la presencia de metales pesados (Pb, Cd, Cr y Ni) en bahías, estuarios y lagunas costeras, durante los últimos 20 años, en las costas del Golfo de México. Estos investigadores concluyeron que debido a la falta de programas efectivos de vigilancia, así como la creciente urbanización y sobre todo la falta de una verdadera aplicación de las normas ambientales, ha ocasionado que en más del 45% de los ríos y lagunas de las costas del Golfo de México, se registre la presencia de Pb, Cd y Cr en niveles que van desde moderados a peligrosos.

En relación a los contenidos de metales pesados en la biota, se han realizado algunos estudios en la zona costera del Golfo de México, Pérez-Zapata *et al.* (1984) analizaron los ejemplares de peces de *Centropomus undecimalis* y *Eugerres* sp., reportando que los valores más altos de Pb para estos organismos fueron cráneo y riñón con 50.00 µg/g respectivamente dentro de la laguna de Tampamachoco.

En años posteriores Botello (1996) realizó un estudio en la laguna El Yucateco, Tabasco de metales en distintas especies de peces y reportó que las concentraciones de Pb para *Cichlasoma friedrichthali* fueron las más altas reportadas para peces registrando 15.68 µg/g, así como para cuatro especies más, estando por arriba del límite máximo permisible (2.50 µg/g) para consumo de alimentos acuáticos (Nauen, 1983).

En un estudio realizado en las costas del estado de Veracruz por Vázquez *et al.* (1991) encontraron concentraciones de Ni entre 82 y 113 mg/kg con un promedio de 95.5 mg/kg. Los valores fueron muy similares a los muestreos realizados en noviembre y diciembre, las muestras más alejadas de la costa muestran los valores más altos, lo que se atribuye a los procesos diagenéticos.

Vázquez-Botello *et al.* (2004) llevaron a cabo un estudio sobre la concentración de metales (Cu, Pb, Cd, Cr, Mn, Zn, Ag, Ba y Fe) en peces y camarones colectados en diferentes áreas de la Sonda de Campeche, en el cual describen la concentración de dichos metales en los músculos, gónadas y vísceras. Los rangos de las concentraciones registrados en peces y camarones fue la siguiente: Cu: 1.3-10.5, Pb: 0.15- 8.5, Cd: 0.001-4.88, Cr: 1.3-9.8, Mn: 0.1-0.6, Zn: 41-202, Ag: 0.002-1.5, Ba: 9.3-55.7, Fe: 8.5-236 mg/kg). De manera general, estos metales presentaron concentraciones más altas en el músculo y las gónadas de los organismos examinados, los cuales fueron colectados dentro del área de circulación restringida, adyacente a las plataformas de extracción de petróleo.

En la laguna de Tamiahua, Guzmán *et al.* (2005) la concentración promedio de Cd registrada en los sedimentos fue de 1.2 µg/g, la cual puede ejercer ya efectos nocivos sobre los organismos, dado que sobrepasa los límites establecidos de este metal para este medio de acuerdo a la NOAA y Ontario Quality Guideline de Canadá (instituciones reguladoras extranjeras). Por otra parte, no obstante que algunos monitoreos sobre metales pesados (Pb, Cr, Cd y Hg) efectuados en agua, sedimento, indican que las concentraciones de éstos, se encuentran incluso por debajo del límite máximo permisible, los organismos filtradores y vertebrados como los peces llegan a acumular altas concentraciones de cadmio las cuales ponen en riesgo la salud de los consumidores. En el caso del Pb, las mayores concentraciones en sedimento en los sistemas costeros del estado de

Veracruz, se han registrado en la Laguna del Llano ($77.2 \mu\text{g/g}^{-1}$), Salada ($78.8 \mu\text{g/g}^{-1}$) y La Mancha ($81.1 \mu\text{g/g}^{-1}$), cerca de la planta de energía nuclear Laguna Verde (Botello *et al.*, 2004 y López-Jiménez *et al.*, 2012).

Villanueva y Botello (2005) reportan para *E. plumieri* en Costa de la Laguna Bat. No. 3 El Yucateco, Tabasco, $2.86 \mu\text{g/g}$ de Cd, $< 0.05 \mu\text{g/g}$ de Cr y $0.37 \mu\text{g/g}$ de Pb, en la Bat. No. 4, $2.00 \mu\text{g/g}$ de Cd, $0.07 \mu\text{g/g}$ de Cr, y $4.82 \mu\text{g/g}$ de Pb; en la entrada río Chicozapote, $1.03 \mu\text{g/g}$ de Cd, $< 0.05 \mu\text{g/g}$ de Cr y $2.7 \mu\text{g/g}$ de Pb.

En lo que respecta a lagunas costeras del Pacífico, algunos estudios realizados sobre la presencia de metales pesados en peces, incluyen el de Ruelas-Inzunza y Paéz-Osuna (2008) quienes determinaron concentraciones de Cd y Pb y en *Mugil curema* (Valenciennes, 1836) en la laguna de Altata (Baja California). De acuerdo con estos autores, solo la concentración del Pb (1.25 mg/kg), rebaso el límite máximo permisible de este metal de acuerdo a la NOM-245-SSA1-2009.

Osuna-López *et al.* (2009) determinaron la concentración de Pb y Cd en el músculo del mejillón *Mytella strigata* (Hanley, 1843), en 4 lagunas costeras del estado de Sinaloa (Navachiste, Altata, Ceuta y Estero de Urias) y 2 del estado de Nayarit (Mexcaltitlan y San Cristóbal). Estos autores indicaron que las concentraciones mas altas de Pb (8.3 mg/kg) se encontraron en mejillones de las lagunas costeras de Sinaloa, lo cual atribuyen a la cercanía de estas lagunas, con las zonas de cultivos agrícolas que son característicos del estado de Sinaloa. En las lagunas costeras de Nayarit no obstante que las concentraciones fueron mas bajas que las registradas en el estado de Sinaloa, los valores se encontraron por arriba de los límites máximos permisibles. Para el Cd, el valor promedio registrado en lagunas de Sinaloa fue de 1.9 mg/g y de 0.73 mg/g en aquellas de Nayarit (Osuna-López *et al.*, 2009).

Por su parte Ruelas-Inzunza *et al.* (2010), señalan que dos especies de peces marinos, *Mugil cephalus* y *Scomberomorus sierra* capturados en las costas de Sinaloa, registraron concentraciones promedio de Pb de 1.25 mg/kg en el músculo de *Mugil cephalus* y menores a 0.5 mg/kg para el Cd. En tanto que para *S. sierra* las concentraciones de Pb fueron de 0.8 mg/kg y $< 0.5 \text{ mg/kg}$ Cd, por lo que establecieron que al menos para la sierra, las concentraciones de Pb y

Cd registradas no ponían en riesgo la salud de los consumidores. Además de este estudio, una extensa revisión sobre metales pesados (Pb y Cd), en diversos organismos de importancia comercial como moluscos, crustáceos y peces de lagunas costeras y esteros de este mismo estado, fue realizada por Frías-Espéricueta y colaboradores (2010).

En lo que respecta a los crustáceos, los autores señalan que las especies de camarones *Litopenaeus vannamei* Boone, 1931 y *L. Stylirostris* Boone, 1930, presentaron una mayor concentración de Pb y Cd, en tanto que el ostión *Crassostrea cortiziensis* Hertlein, 1951 y el mejillón *M. strigata* dentro del grupo de los moluscos, fueron los que registraron las concentraciones más altas de estos metales. Con respecto a los peces, 2 especies de lisas, *M. curema* y *M. cephalus* presentaron las concentraciones más altas. De manera general, estas 2 especies de peces registraron las concentraciones más altas con respecto a los otros organismos examinados (Frías-Espéricueta *et al.*, 2010).

IV.2 Antecedentes de estudios por contaminación en la Laguna de Tres Palos Guerrero

Como fue señalado anteriormente existen menos estudios sobre impacto ambiental en cuerpos de aguas costeros del Pacífico mexicano. En lo que respecta a los escasos estudios llevados a cabo en Laguna de Tres Palos en el estado de Guerrero, es posible al menos mencionar los siguientes. Flores *et al.* (1978) efectuaron un estudio preliminar sobre las condiciones ecológicas en esta laguna, con el objetivo de determinar si existía alguna interrelación entre los factores ambientales (físico-químicos) y el número total de bacterias presentes en este cuerpo de agua. Ellos reportan que existió una relación directa entre las fluctuaciones de oxígeno, pH, temperatura y el número de microorganismos presentes, así como una relación indirecta con respecto a la dureza registrada en este cuerpo de agua.

De manera similar Lemus *et al.* (1978) describen aspectos importantes de la hidrología de la laguna de Tres Palos, e indican que esta laguna recibe muy poca influencia marina y es de tipo oligohalino, pues la concentración salina registrada fue de 1.0 y la máxima de 3.7 ups. Señalan también que la temperatura generalmente es muy estable (25 a 35 °C), mientras que el oxígeno

disuelto puede presentar una amplia variación, desde muy bajas concentraciones (0.5 ppm) en zonas del fondo, hasta valores de sobresaturación (15.6 ppm) de manera frecuente en la superficie del agua.

Algunos estudios más enfocados en aspectos sobre contaminación de esta laguna, incluyen el efectuado por el IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) en el 2000, quién realizó un estudio integral sobre diferentes aspectos en esta laguna, elaborando un informe al final del mismo (HC-9825), en el cual se describen un diseño de biorremediación y saneamiento de la laguna de Tres Palos, con un explícito número de acciones y propuestas.

Banderas y González (2000) en este mismo año, realizan un estudio sobre el grado de eutrofización en la laguna, indicando que la materia orgánica y los contaminantes del drenaje doméstico, rastros e industria alimenticia que son vertidos de manera constante en este cuerpo de agua, tienden a acumularse y perjudican la calidad de la misma. Señalan además, que durante la temporada de lluvias pueden ser introducidos hasta 21 ton/día de DBO, 37 ton/día de DQO, 5 ton/día de Nt y 2 ton/día de Pt, hipertrofiando este cuerpo de agua. Debido a esto, indican que la diversidad del fitoplancton decreció de 41 a 29 géneros entre 1971 y 1997, pero la producción primaria incremento de 860×10^7 a 100×10^{11} cel/m³. Posteriormente durante el 2008, se realizó un análisis químico-biológico para determinar nuevamente estado trófico de la Laguna de Tres Palos, en el cual se cuantificó el deterioro de la calidad del agua y la perturbación en las relaciones tróficas del sistema. Con base en los resultados, los autores concluyeron que la Laguna de Tres palos, se encontraba en un proceso de eutrofización (De la Lanza *et al.*, 2008).

El único estudio sobre la presencia de metales sobre el que se puede hacer referencia es el efectuado por Rodríguez-Amador *et al.* (2012), quienes determinaron las concentraciones de algunos metales pesados como plomo (Pb), cromo (Cr), Cadmio (Cd) y Manganeseo (Mn), en diferentes estructuras del popoyote pez *Dormitator latifrons*. Los autores señalan que las concentraciones de algunos de metales sobrepasaron los límites establecidos por las Normas Mexicanas para consumo humano.

IV. 3 Antecedentes de bioacumulación de metales pesados en parásitos acantocéfalos

Los parásitos revisten actualmente un gran interés por parte de los ecólogos y parasitólogos que estudian a este muchas veces incomprendido grupo de organismos, debido a su potencial como posibles indicadores de la calidad ambiental de los cuerpos de agua (Sures, 2001). En muchos estudios enfocados a la determinación del impacto ambiental en diferentes ambientes acuáticos, un buen número de organismos pueden proporcionar información valiosa acerca del estado químico de su medio ambiente, no solo por medio de la evaluación de su presencia o ausencia, sino además por su capacidad para concentrar toxinas ambientales dentro de sus tejidos (Sures, 2001).

La parasitología ambiental se encarga actualmente, del estudio de las interacciones existentes entre los parásitos (macro y microparásitos) y sus estresores ambientales (Sures, 2004). Los parásitos pueden ser utilizados actualmente como indicadores de efecto, o de acumulación, debido a la variedad de formas en las cuales pueden responder a la contaminación antropogénica. Los indicadores de efectos pueden proporcionar información valiosa sobre el estado químico de su ambiente a partir de cambios en su fisiología y/o comportamiento. Por ejemplo algunos bivalvos pueden cambiar su frecuencia de abertura de la concha, debido a la presencia de toxinas dentro del agua. Este comportamiento de abertura de la concha puede ser monitoreado durante periodos cortos o largos como en el caso de los bivalvos *Dreissena polymorpha* y *Mytilus edulis* los cuales que son utilizados comúnmente para el monitoreo de contaminación en hábitats dulceacuícolas y marinos (Sures, 2004).

Por su parte los indicadores de acumulación (centinelas), pueden incorporar sustancias y hasta alcanzar un equilibrio, en el cual la captación de la respectiva sustancia se encuentra balanceada por su excreción. La habilidad de ciertos organismos para concentrar contaminantes desde su medio ambiente en los cuerpos de agua donde habitan, ha sido conocida desde inicios de 1900s. Por otra parte, los indicadores de acumulación son capaces de incorporar contaminantes a lo largo del tiempo siendo por lo tanto útiles para detectar sustancias, incluso si ellas no se encuentran presentes de manera permanente en el medio ambiente (Sures, 2004). Sin embargo, no cualquier organismo puede ser útil como indicador de acumulación. Existen una serie de requisitos que

debe reunir un organismo para que pueda ser propuesto como indicador (centinela): a). presentar un alto potencial de acumulación, b) no causar la muerte del hospedero, c) tener un cuerpo grande, para proporcionar suficiente tejido para el análisis, d) ser una especie abundante, de la cual grandes cantidades puedan ser tomadas sin alterar la estructura de la población, e) ser ampliamente dispersa para facilitar comparaciones entre diferentes áreas, f) fácil de coleccionar e identificar, g) su fisiología debe estar bien estudiada, incluidos los efectos de edad, tamaño, estación y actividad reproductiva, sobre la asimilación del contaminante y h) ser de vida larga, la cual les permita la integración de contaminantes a lo largo del tiempo (Sures, 2004).

Varias especies de helmintos parásitos de peces, han sido utilizados en estudios sobre monitoreo ambiental, en diferentes ambientes acuáticos: monogéneos, nematodos, cestodos y acantocéfalos. Entre estos los acantocéfalos y los cestodos adultos, se considera que reúnen la mayoría de los criterios requeridos para poder ser utilizados como indicadores (no causan la muerte del hospedero, tienen un cuerpo relativamente grande, se encuentran ampliamente dispersos, etc.). En este sentido, los extensos estudios y recopilaciones de Sures (Thielen *et al.*, 2004), han demostrado la gran capacidad de estos helmintos, para acumular metales pesados por arriba de los niveles comúnmente detectados en los tejidos de sus hospederos y el medio ambiente (indicadores de acumulación). Por ejemplo, las concentraciones promedio de Pb y Cd registradas en el acantocéfalo adulto *Pomphorhynchus laevis*, que parasita el intestino del pez *Leuciscus cephalus* fueron 2,700 y 400 veces más altas, a las registradas en el músculo del mismo y 11,000 y 27,000 veces más altas que las concentraciones determinadas en el agua (Sures *et al.*, 1994 y Sures y Taraschewski, 1995).

La mayoría de los estudios sobre acumulación de metales pesados en acantocéfalos han sido realizados principalmente con 7 especies: 5 parasitan peces: *Acanthocephalus lucii* (Muller, 1776), *Aspersentis megarhynchus* (von Linstow, 1892), *Lepthorhynchoides tecatus* (Linton), *Paratenuisentis ambiguus* (Van Cleave, 1921) y *Pomphorhynchus laevis* (Zoega in Muller, 1776); en tanto que 2 utilizan mamíferos como hospederos finales: *Macracanthorhynchus hirudinaceus* (Pallas, 1781) y *Moniliformis moniliformis* (Bremser, 1811) (Sures *et al.*, 1994; 1995; 1997; 1999; 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; Siddall y Sures, 1998; Zimmermann *et al.*, 1999; Thielen *et al.*, 2004 y Nachev *et al.*, 2013). Sin embargo, *P. laevis* y *A. lucii* son las

especies que han sido más utilizadas en estas últimas dos décadas principalmente en ríos y lagos de Europa central (Alemania, Austria, Hungría y Bulgaria), al igual que sus correspondientes hospederos intermediarios artrópodos.

Estudios experimentales sobre la cinética de captación de metales en acantocéfalos (Sures y Siddall, 2001; 2003 y Sures *et al.*, 2003) pueden proporcionar una mayor evidencia, sobre la utilización de los acantocéfalos en estudios de biomonitoreo ambiental. En este sentido, un detallado estudio de campo efectuado para determinar el empleo de *P. laevis* y su hospedero como organismos centinelas, en la evaluación de la contaminación por metales pesados en el río Danubio (Schludermann *et al.*, 2003), indicó que la bioconcentración de Pb, Cd y Zn, fue significativamente más alta en el acantocéfalos, que en los diferentes estructuras analizadas del pez. Por su parte Sayeh (2010) empleó a *L. tectatus* y *Micropterus salmoides* Lacépède, 1802, en infecciones experimentales con el objetivo de determinar la acumulación de Cd, tanto en el helminto como en el hospedero, a partir de la ingestión del metal con el alimento por parte de este último, reportando una mayor concentración de Cd en el acantocéfalo, en comparación con el pez.

En México, se estima que la riqueza actual de especies de acantocéfalos registrada en vertebrados silvestres es de unas 60 especies nominales pertenecientes a unas 12 familias, lo que representa el 5% de la diversidad conocida para este grupo a nivel mundial (García-Prieto *et al.*, 2014). Del total de especies, más del 50% han sido registradas en peces (35 especies); por otra parte, desde el punto de vista geográfico, los estados que registran la mayor riqueza específica en la vertiente del Pacífico son Baja California Sur con 11 y Chiapas, Jalisco y Sinaloa con 10 especies cada uno; en la vertiente del Golfo de México, destaca Veracruz por presentar hasta la fecha el mayor número de especies de acantocéfalos registradas en nuestro país (22), seguido por Tabasco (11), Campeche y Yucatán (9 especies cada uno). En el caso del estado de Guerrero, se reportan unas 9 especies: 5 en peces, 1 en anfibios, 2 en aves y 1 en mamíferos (García-Prieto *et al.*, 2014).

En el caso particular de la laguna de Tres Palos, se han registrado un total de 4 especies en peces y aves de esta laguna: *Pseudoleptorhynchoides lamothei* (4 especies de peces), *Floridosentis mugilis* (2 especies.), *Neoechinorhynchus brentnickoli* (9 especies), *Southwellina hispida* (6 especies de peces y 3 de aves) (Violante-González *et al.* 2007; 2008b). Por lo que se refiere a los

acantocéfalos que maduran en peces (autogénicos), las especies *N. brentnickoli* y *Pse. lamothei*, son las que presentan una distribución más amplia entre los peces de la laguna de Tres Palos (Violante-González *et al.*, 2007).

Con base a la información existente sobre la acumulación de metales por parte de helmintos parásitos de vertebrados e invertebrados, se ha podido establecer que existe una clara relación entre el microhábitat de un helminto y su capacidad para la acumulación de metales pesados (Sures *et al.*, 1997). En este sentido, los parásitos intestinales pueden acumular mayores concentraciones de metales en comparación con aquellos alojados en otras estructuras (Sures *et al.*, 1999). Por lo tanto especies de acantocéfalos intestinales de peces de la laguna de Tres Palos como *N. brentnickoli* y *Pse. lamothei* las cuales son abundantes y se encuentran ampliamente distribuidas entre varias especies de peces de diferentes ambientes en esta laguna costera (Violante-González *et. al.*, 2007 y 2008), pueden ser útiles para el biomonitoreo de metales pesados en esta y otras lagunas del estado. Sin embargo, hasta el momento no existe en México un solo trabajo que aporte información sobre el empleo de un sistema parásito-hospedero para el monitoreo ambiental de metales pesados en una laguna costera o en cualquier otro cuerpo de agua.

En la región del sureste de México, se han utilizado ya a algunas especies de parásitos de peces marinos como indicadores de contaminación, como lo muestra el estudio efectuado por Vidal-Martínez *et al.* (2006), quienes investigaron los efectos de contaminantes como pesticidas e hidrocarburos en la intensidad de infección de la comunidad de parásitos metazoarios del bagre Maya *Ariopsis assimilis* en 5 localidades de la bahía de Chetumal, Quintana Roo. Ellos registraron 19 diferentes contaminantes en el hígado de este bagre marino. Sus resultados proporcionaron además, evidencia de que contaminantes como el DDT producen un efecto en el decrecimiento de la intensidad de la infección de algunos helmintos, como el digeneo *Mesostephanus appendiculatoides*, además de afectar el estado de la salud del pez. Sin embargo, no obstante que dos acantocéfalos fueron registrados en la parasitofauna de este pez: un adulto *Gorgorhynchus bulbocki* y un cistacanto no identificado (Polymorphidae), los autores no llevaron a cabo determinaciones de concentraciones de metales pesados en ninguna de las 19 especies de parásitos registradas, incluidas los 2 acantocéfalos.

Sures *et al.* (1999a) y Sures (2003b) han señalado también que es recomendable determinar las concentraciones de metales, no solo en los helmintos parásitos, sino también en sus hospederos, ya que las proporciones de metales existentes entre el parásito y los diferentes tejidos examinados, pueden proporcionar información sobre el tiempo en que han estado expuestos, tanto el pez como el parásito, al elemento que está siendo monitoreado. En este sentido señalan que debido a que el proceso de acumulación en el músculo del pez, es más lento que en el parásito, una alta proporción parásito/músculo puede indicar un corto tiempo de exposición a un determinado metal.

Es señalado también, que cuando se desea llevar a cabo un estudio de monitoreo ambiental empleando parásitos de peces como indicadores para contaminación, el pez que se habrá de elegir, debe ser abundante y fácilmente accesible, además de que la prevalencia y la abundancia del parásito en la población del pez, debe ser alta, y se debe contar con información sobre la ecología y la biología del hospedero (Kennedy, 1997). Estudios llevados a cabo sobre los volúmenes de captura de peces en la laguna de Tres Palos, indican que entre las especies más abundantes, destacan el popoyote *D. latifrons* y el cuatete *A. guatemalensis* (Gil, 2005), ambas especies han sido reportadas como hospederos definitivos de los acantocéfalos *N. brentnickoli* y *Pse. lamothei* en esta y otras lagunas del estado de Guerrero (Violante-González *et al.*, 2007 y 2008).

Finalmente, los resultados obtenidos hasta la fecha a nivel mundial, indican que los acantocéfalos principalmente las formas adultas que habitan en el intestino de sus hospedero, los cuales tienen la capacidad de acumular cargas extremadamente altas de metales pesados, pueden ser utilizados como bioindicadores altamente sensibles, para el monitoreo de la contaminación por metales pesados en los ambientes acuáticos. Por lo que pueden constituir un índice ecológicamente importante de exposición promedio de metales biológicamente disponibles, en sus hospederos los peces, los cuales son organismos móviles. Sin embargo, no obstante el valor potencial de estos parásitos ha sido hasta ahora menospreciado, en la mayoría de estudios ecológicos y de impacto ambiental (Sures *et al.*, 1997). La presencia de un sistema acantocéfalo-pez en la laguna de Tres Palos, el cual reúne la mayoría de los criterios establecidos para su utilización en el monitoreo

ambiental en sistemas acuáticos, puede brindar la oportunidad de evaluar la factibilidad de este sistema biológico en esta laguna, que desde hace muchos años tiene un alto grado de contaminación por metales y otros tipos de contaminantes.

V. JUSTIFICACIÓN

La Laguna de Tres Palos es uno de los cuerpos lagunares más importantes del estado de Guerrero, tanto por su extensión (50 Km²), como por sus volúmenes de captura tanto de peces como de crustáceos. Sin embargo, al igual que la mayoría de las lagunas costeras de nuestro país (Botello *et al.*, 2002 y Vásquez-Sauceda *et al.*, 2005; 2006), enfrenta un grave problema de deterioro ambiental, debido al vertimiento de aguas residuales provenientes de asentamientos humanos construidas en sus márgenes o en zonas de humedales que comunican con la laguna (Quiterio, 2011); además del impacto generado por algunas empresas refresqueras y cementeras que operan desde hace ya varios años en los márgenes del río de la Sabana, uno de los principales afluentes de aguas residuales que descargan dentro de la laguna.

Entre los contaminantes más problemáticos que pueden ser vertidos en los cuerpos de agua debido a la actividad antropogénica, los metales pesados son de interés particular. Diversas investigaciones realizadas en varios países, han señalado afectaciones en la salud de los humanos debido al uso de aguas contaminadas con metales pesados, o al consumo de productos como peces, moluscos o crustáceos, provenientes de cuerpo que presentan altos niveles de contaminación por este tipo de elementos (Romo-Gómez, 2011; Mendoza-Mojica *et al.*, 2013 y Rodríguez-Herrera *et al.*, 2013). En consecuencia, diferentes organismos internacionales (EPA, OMS, CEE) han clasificado al estudio de estos contaminantes como prioritarios (Romo-Gómez, 2011). En este sentido, debido a la importancia de la actividad pesquera que se realiza en la laguna de Tres Palos, es necesario conocer el posible grado de contaminación por metales pesados que pueden presentar los organismos que se extraen diariamente de esta laguna para el consumo humano, para los cuales no existe hasta la fecha ningún tipo de control sanitario y que pudieran poner en riesgo la salud de los consumidores (Rodríguez-Amador *et al.*, 2012 y Mendoza-Mojica *et al.*, 2013). Por otra parte, las investigaciones actuales sobre la detección de contaminantes en sistemas acuáticos a nivel mundial, han empezado a utilizar a peces y otros organismos como bioindicadores de impacto ambiental, obteniéndose resultados muy prometedores. En particular, algunos sistemas hospedero-parásito estudiados, han indicado que algunos parásitos metazoarios como los acantocéfalos y cestodos, pueden ser útiles para el monitoreo ambiental en algunos cuerpos de agua (Sures y Taraschewski, 1995a; Sures *et al.*, 1998; 1999 y Sures, 2004); no obstante este tipo de estudios no se han realizado aún en nuestro país. Entre las especies de peces más importantes que se extraen de la laguna de Tres Palos para

consumo humano, se encuentran el popoyote *Dormitator latifrons* y el cuatete *Ariopsis guatemalensis*, ambas especies están presentes durante todo el año y de ambas se conoce actualmente su parasitofauna (Violante-González *et al.*, 2007), la cual incluye dos especies de acantocéfalos intestinales adultos: *Neoechinorhynchus brentnickoli* en el primer pez y *Pseudolepthorhynchoides lamothei* en el segundo. Por lo tanto, es posible utilizar a estos sistemas pez-acantocéfalo, para evaluar los niveles de metales pesados en la laguna de Tres Palos, y determinar su factibilidad de empleo como posibles bioindicadores ambientales, para futuros estudios de contaminación en este cuerpo de agua.

VI. OBJETIVOS

VI.1 Objetivo General

Evaluar la cinética y toxicocinética de metales pesados de interés toxicológico en 2 sistemas parásito-hospedero en la Laguna de Tres Palos de Acapulco de Guerrero, mediante espectrofotometría de absorción atómica para contribuir al conocimiento de potencial de riesgo.

VI.1 Objetivos específicos

- Analizar en agua y sedimento metales pesados de interés toxicológico a través de espectrofotometría de absorción atómica para poder evidenciar presencia y cinética ambiental.
- Evaluar la presencia en tejidos y órganos de dos especies de peces *D. latifrons* y *A. guatemalensis* por espectrofotometría de absorción atómica para demostrar biodisponibilidad, bioacumulación y biomagnificación de los metales evaluados.
- Evaluar la presencia y concentración de metales pesados en dos especies de acantocéfalos: *Neoechinorhynchus brentnickoli* y *Pseudoleptorhynchoides lamothei*, asociados a las especies de peces, mediante espectrofotometría de absorción atómica, para determinar la bioacumulación de metales pesados en dos sistemas parásito-hospedero.
- Analizar la correlación de la presencia, cinética y toxicocinética de los metales pesados en cada una de los medios evaluados en la Laguna de Tres Palos, para determinar el papel de los parásitos en el impacto biológico de los metales pesados estudiados como probables indicadores de calidad ambiental en esta laguna.

VII. HIPOTESIS

1. Debido a que los metales tienen la capacidad de acumularse a lo largo de las cadenas alimenticias, se espera que una especie de pez de hábitos carnívoros (*Ariopsis guatemalensis*), presente concentraciones de metales más altas que una especie no carnívora que actúa como presa, durante sus primeros estadios de vida (*Dormitator latifrons*).

2. Dado que algunos estudios señalan que los acantocéfalos de peces dulceacuícolas tienen la capacidad de acumular concentraciones de metales, incluso más altas que sus hospederos, se espera que las especies que parasitan a peces de ambientes salobres tengan esta misma capacidad.

VIII MATERIAL Y MÉTODO

VIII.1 Colecta de las muestras

Para la realización del presente estudio, se llevaron a cabo 4 muestreos en la localidad de San Pedro Las Playas (Fig. 1), entre los meses de febrero del 2011 y abril 2012. Los muestreos se ubicaron en dos temporadas climáticas características de la región, la temporada de lluvias y la de secas.

VIII.2 Muestreo de agua

La colecta de las muestras de agua para la determinación de metales, se realizó en recipientes de polipropileno, los cuales fueron lavados cuidadosamente primero con agua des-ionizada, posteriormente con una mezcla de agua y ácido nítrico (HNO_3 ; 1:1), y al final con agua bidestilada. Al momento de tomar las muestras, cada recipiente se enjuagó con agua del sitio 3 veces. El agua se tomó superficialmente sumergiendo el frasco hasta su rebosamiento. Posteriormente, se colocó un trozo de papel de aluminio en la boca de los frascos para un mejor sellado. Una vez terminado el proceso, las muestras fueron conservadas y transportadas hasta el laboratorio para su análisis en hieleras a una temperatura promedio de 4 °C (APHA, 1998). Para la digestión de agua se empleó el método de EPA 3015 (EPA, 2007a; Tabla III).

VIII.3 Muestreo de sedimento

Se tomaron también, muestras de sedimentos superficiales en el mismo sitio de muestreo, en este caso, se utilizó un equipo especial para el muestreo de sedimentos (Wildco Instruments, 2427-B20). Los sedimentos fueron colocados en recipientes de polipropileno, los cuales fueron previamente lavados, siguiendo el mismo procedimiento de las muestras de agua. Se colectó un poco más de un 50% de sedimento en cada recipiente, los cuales fueron puestos en la misma hielera con los frascos de agua a una temperatura de -4 °C. La digestión del sedimento se realizó mediante el método de EPA 3051 (EPA, 2007b; Tabla III).

VIII.4 Colecta y fijación de peces

La captura y colecta de los peces *Dormitator latifrons* y *Ariopsis guatemalensis* se realizó el mismo día del muestreo de agua y sedimentos. Los peces se capturaron con redes artesanales por las personas de la cooperativa de la zona de San Pedro Las Playas de la Laguna de Tres Palos Guerrero, en cada muestreo se colectaron 30 ejemplares de cada especie, los cuales se transportaron al laboratorio de Ecología Marina (UAEM) de la Universidad Autónoma de Guerrero. Inicialmente, se tomaron las biometrías de cada uno de los peces: longitud total (L_t) y peso total W_t . De cada ejemplar se extrajeron las branquias, piel, músculo, vísceras e hígado, cada una de estas muestras fueron rotularon para su posterior identificación y congeladas a una temperatura de $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$, para su transporte hasta el laboratorio de Morfología Animal del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), donde fueron finalmente procesadas. La digestión de las muestras de peces se realizó por el método de EPA 3052 (EPA, 2007c; Tabla III).

VIII. 5 Colecta y fijación de helmintos

La colecta de las dos especies de acantocéfalos *N. brentnickoli* y *Pse. Lamothei* se efectuó de acuerdo con las técnicas parasitológicas ya establecidas (Pritchard y Kruse, 1982). Después de la disección de los peces, se revisó todo el tracto digestivo (intestino delgado, grueso y estómago), los acantocéfalos recuperados de cada uno de los peces infectados, fueron colocados en cajas de Petri conteniendo agua de la llave. Una vez que fueron lavados, se separaron por especie en viales de plástico con agua de la llave y se congelaron a una temperatura de $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$ en el Laboratorio de UAEM, siendo posteriormente transportados al Laboratorio de Morfología Animal de la UAEH, para someterlos al proceso de secado. La digestión de las muestras de acantocéfalos al igual que los órganos y tejidos de los peces se realizó por el método de EPA 3052 (EPA, 2007c; Tabla III).

Tabla III. Proceso de digestión de acuerdo con las técnicas de EPA en agua, sedimento, peces y parásitos.

Muestra	Método EPA	Temperatura y tiempo de secado en estufa	Temperatura y tiempo en el horno digestor	Potencia en watts	Presión
Agua	3015	N/A	160 °C/ 10 min; 170 °C/ 10 min; 10 min enfriamiento	1200	160 psi
Sedimento	3051	80° C / 10 días	160 °C/ 30 min; 175 °C / 5 min; 10 min enfriamiento	1200	180 psi
Peces	3052	80° C / 8 días	190 °C / 20 min; 190 °C / 20 min; 10 min enfriamiento	1200	160 psi
Parásitos	3052	80° C / 4 días	190 °C / 20 min; 190 °C / 20 min; 10 min enfriamiento	1200	160 psi

EPA=Environmental Protection Agency

N/A= No Aplica

**Figura 6.** Horno de microondas CEM modelo Mars 5 .

VIII.6 Determinación de metales pesados por el método de absorción atómica

La determinación de metales totales en agua, sedimento, peces y parásitos se realizó mediante el método de espectrofotometría de absorción atómica. La absorción atómica es una técnica capaz de detectar y determinar cuantitativamente la mayoría de los elementos de la tabla periódica entre ellos Pb, Cd, Cr, Ni y Mn; por lo tanto, sus campos de aplicación son muy diversos. Este es un método utilizado muy frecuentemente en los análisis de agua, suelos, sedimentos, toxicológicos, médicos, así como también en la industria farmacéutica, alimenticia y petroquímica. El método

consiste en la medición de las especies atómicas por su absorción a una longitud de onda en particular. La técnica de atomización más utilizada es la de absorción atómica con flama o llama, que nebuliza la muestra y luego la disemina en forma de aerosol dentro de una flama de aire acetileno u óxido nitroso-acetileno, determinando el electrón excitado mediante una onda de luz emitida que pasa a través de una lámpara, exclusiva para cada metal (NMX-AA-051-SCFI-2001). El equipo que se utilizó para este estudio, fue un espectrofotómetro de absorción atómica modelo Spectra 880 marca Varian, en la modalidad de flama o llama. Las curvas de calibrado para cada elemento analizado, se realizaron a partir de soluciones estándar uni-elementales de alta pureza (NMX-AA-051-SCFI-2001; Figura 7).



Figura 7. Espectrofotómetro de absorción atómica modelo Spectra 880 Varian.

VIII.7 Análisis estadísticos

Para determinar diferencias significativas entre las concentraciones de metales tanto en las muestras de agua y sedimentos, así como entre las diferentes estructuras de los peces, se utilizaron pruebas de análisis de varianza de una vía (Anovas). Antes de la realización de las Anovas, se aplicaron pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene (Zar, 1999), para evaluar la normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos. Se utilizó además la prueba de Tukey para la comparación de medias durante los análisis. La significancia en todas las pruebas fue establecido a un nivel de $\alpha = 0.05$.

VIII.8 Factor de bioacumulación en peces y parásitos

Para determinar la posible acumulación de metales en las diferentes estructuras de los peces desde el agua o los sedimentos, se utilizó el factor de bioacumulación (FA), el cual indica la ocurrencia de este proceso, cuando la proporción resultante es > 1 (Arnot y Gobas, 2006).

$$\text{FA} = \frac{\text{Concentración del metal en el pez (tejidos y/o órganos)}}{\text{Concentración del metal en el medio (agua o sedimento)}}$$

En el caso de la determinación de la bioacumulación de metales en los parásitos desde sus hospederos, se empleó la fórmula adaptada por Sures *et al.* (1999), la cual sugiere también la ocurrencia de bioacumulación en el parásito, cuando la proporción de las concentraciones entre éste y el hospedero es > 1 .

$$\text{FA}_{\text{parásito}} = \frac{\text{Concentración del metal en el parásito}}{\text{Concentración del metal en tejido y/o órganos del hospedero}}$$

VIII.9 Factor de biomagnificación en peces (predador-presa)

El factor de biomagnificación (FB) se define como el incremento en la concentración de metales entre los niveles diferentes tróficos, lo cual da como resultado una alta concentración dentro de un organismo, en comparación con la fuente de origen. Este factor se aplicó a un sistema predador-presa, constituido por las 2 especies de peces examinadas. De acuerdo con su empleo (Gray, 2002; Escobar-Sánchez, 2010), requiere que la especie predadora, presente mayores concentraciones de metales, que la especie considerada como presa.

$$\text{FB} = \frac{\text{Concentración del metal en el depredador}}{\text{Concentración del metal en la presa}}$$

IX. RESULTADOS

IX.1 Concentración de metales en el agua y sedimentos

Los muestreos efectuados en la laguna de Tres Palos para detección de metales pesados, indicaron la presencia de 5 metales (Pb, Cd, Cr, Mn y Ni). Las concentraciones de metales registrados en el agua no rebasaron 1 mg/l en la mayoría de los casos (Fig. 8), a excepción del Pb el cual registró una concentración de 1.26 mg/l durante el muestreo de abril 2012. Las concentraciones promedio más altas se registraron para los metales Cd (0.81 ± 0.05 mg/l), Pb (0.63 ± 0.43) y Mn (0.44 ± 0.17 mg/l), mientras que la más baja correspondió al Ni (Fig. 8).

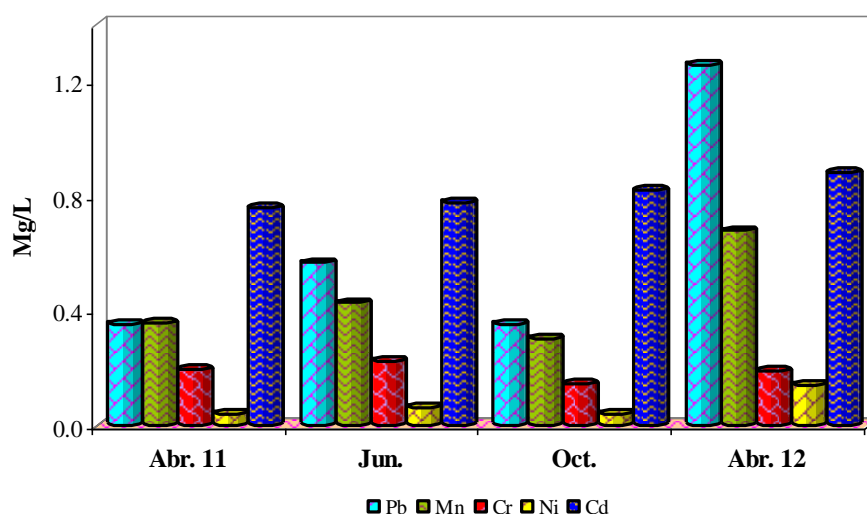


Figura 8. Concentración de metales pesados en el agua de la laguna de Tres Palos, Gro.

La determinación de la concentración de metales en los sedimentos de la laguna de Tres Palos indicó, que las concentraciones de Pb, Cd y Cr, fueron mayores a 1 mg/kg en todos los muestreos. Mientras que las de Ni rebasaron los 2 mg/kg, durante los meses de abril del primero y segundo años. De manera general, el Ni registró una mayor concentración promedio en el sedimento de la laguna durante los muestreos (Fig. 9), seguido por el Cr y Mn, ubicándose en último lugar el Cd.

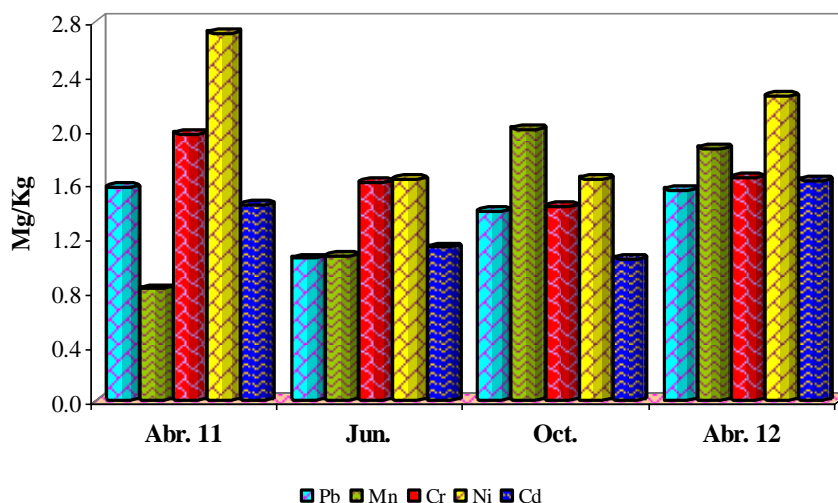


Figura 9. Concentración de metales pesados en sedimentos de la laguna de Tres Palos, Guerrero.

IX.2 Concentración de metales en las estructuras de los peces

Los metales pesados detectados tanto en el agua como en el sedimento (Pb, Cd, Cr, Mn y Ni), fueron también registrados en las diferentes estructuras de las 2 especies de peces examinadas, el popoyote *Dormitator latifrons* y el cuatete *Ariopsis guatemalensis*. Las concentraciones de los metales variaron de manera significativa tanto entre las especies de peces y sus estructuras, como entre los meses de muestreo ($P < 0.05$).

IX.2.1 Concentraciones de metales en *Dormitator latifrons*

Para *D. latifrons*, los valores registrados para el plomo (Pb) fluctuaron entre 1.19 ± 0.025 y 8.69 ± 0.032 mg/kg, siendo significativamente más altos en las vísceras (estómago e intestino, $F = 23.07$, $P < 0.001$), durante los muestreos de junio y octubre, los cuales correspondieron al periodo de lluvias que ocurre comúnmente durante estos meses. El músculo fue la estructura que presentó los valores más bajos en todos los meses, en comparación con las restantes (Fig. 10).

No se registró un patrón claro en el comportamiento de las concentraciones de este metal en cada estructura, ya que tanto en el hígado, las branquias y el músculo, las concentraciones tendieron a

disminuir significativamente a lo largo del tiempo ($P < 0.05$). En tanto que se observó una tendencia inversa en los casos de las concentraciones registradas en la piel y las vísceras (Fig. 10). De manera general, las concentraciones fueron más altas en los 2 primeros muestreos, tendiendo a disminuir en los 2 siguientes, a excepción de la concentración registrada en las vísceras durante el mes de octubre (Fig. 10).

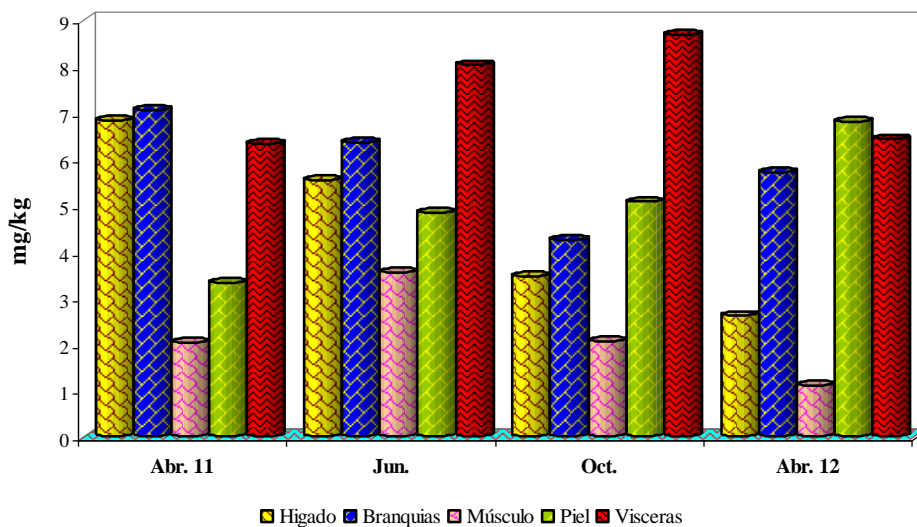


Figura 10. Concentraciones de Pb en las diferentes estructuras de *Dormitator latifrons*, en la laguna de Tres Palos.

El patrón de acumulación del Pb en las diferentes estructuras de *D. latifrons* puede ser descrito de la manera siguiente: Vísceras > Branquias > Piel > Hígado > Músculo.

Con respecto al Cd las concentraciones fueron significativamente más altas en el hígado y la piel (Fig. 11), y más bajas en las vísceras ($F = 14.30$, $P < 0.001$). Las branquias presentaron concentraciones más altas durante los meses de abril (secas) al igual que el hígado, en comparación con los otros dos muestreos ($F = 73.58$, 5.75 , $P < 0.05$). Mientras que las concentraciones de Cd en el músculo tendieron a disminuir significativamente a lo largo de los muestreos ($F = 248.02$, $P < 0.001$). En la piel y las vísceras no se registró variación en la concentraciones de este metal a lo largo del tiempo ($P > 0.05$). La acumulación del Cd en *D. latifrons* se describió de la siguiente forma: Hígado > Piel > Branquias > Músculo > Vísceras.

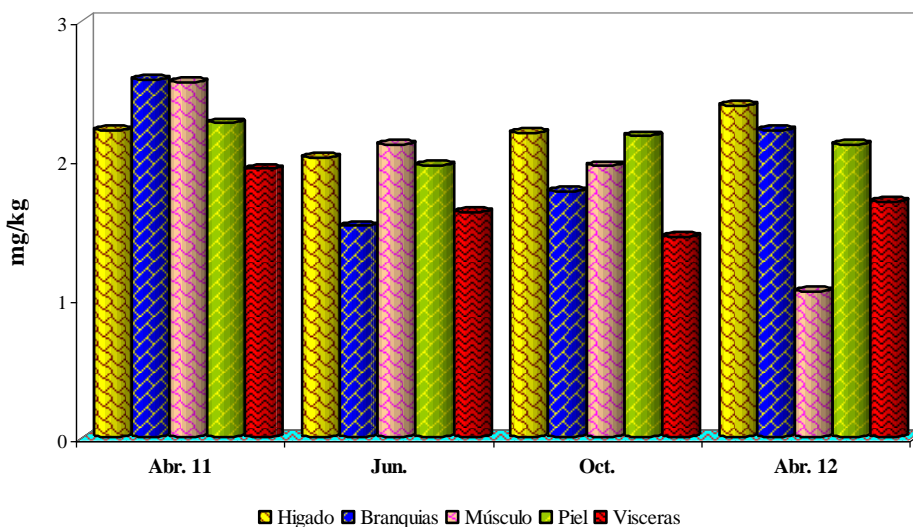


Figura 11. Concentraciones de Cd en las diferentes estructuras de *Dormitator latifrons*, en la laguna de Tres Palos.

Un tercer metal detectado el Cr, presentó concentraciones más altas que el Cd (aunque más bajas a las de Pb), las cuales variaron significativamente de 1.52 ± 0.02 (vísceras) a 3.93 ± 0.04 (hígado) mg/kg ($F = 7.37$, $P < 0.001$). Las concentraciones de este metal fueron más altas en el hígado y el músculo, en comparación con las demás estructuras (Fig. 12).

De manera general, las concentraciones más altas de este metal se registraron en los meses de abril (secas) de ambos años en todas las estructuras (Fig. 12). Dado que las concentraciones promedio más altas se registraron en el hígado, músculo y piel, el patrón de acumulación fue: Hígado > Músculo > Piel > Branquias > Vísceras.

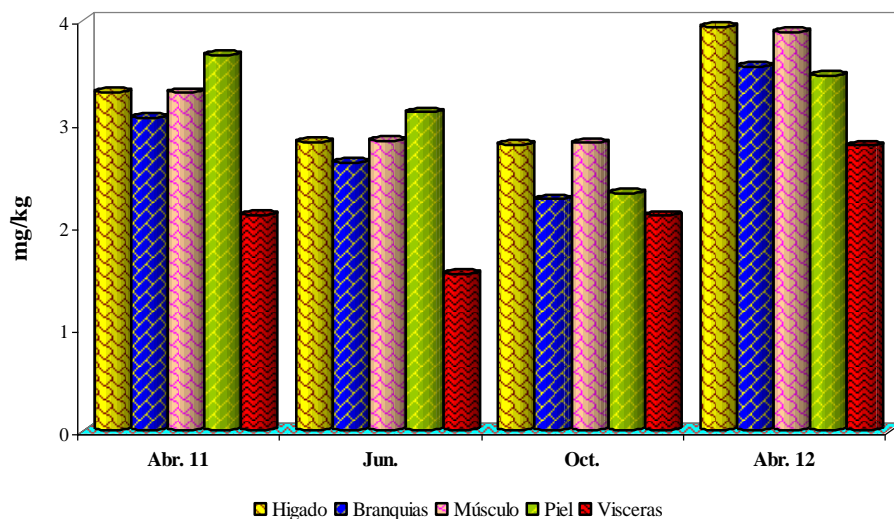


Figura 12. Concentraciones de Cr en las diferentes estructuras de *Dormitator latifrons*, en la laguna de Tres Palos.

Por lo que respecta al Mn, solo en 3 estructuras, hígado branquias y vísceras, fue posible detectar concentraciones de este metal durante todos los muestreos (Fig. 13). Las concentraciones de Mn fueron significativamente más altas en las vísceras ($F = 172.69$, $P < 0.001$), en comparación con las estructuras restantes, y variaron significativamente de 3.01 a 3.38 mg/kg, presentando valores más altos durante los primeros 2 muestreos ($F = 29.71$, $P < 0.05$).

Las concentraciones de Mn en el hígado fueron también más altas durante los primeros 2 muestreos ($F = 5.62$, $P < 0.05$), mientras que en las vísceras se registró una cantidad más alta de Mn en el último muestreo de abril 2012 ($F = 29.71$, $P < 0.05$). El patrón de acumulación para este metal fue: Vísceras > Branquias > Hígado > Piel > Músculo.

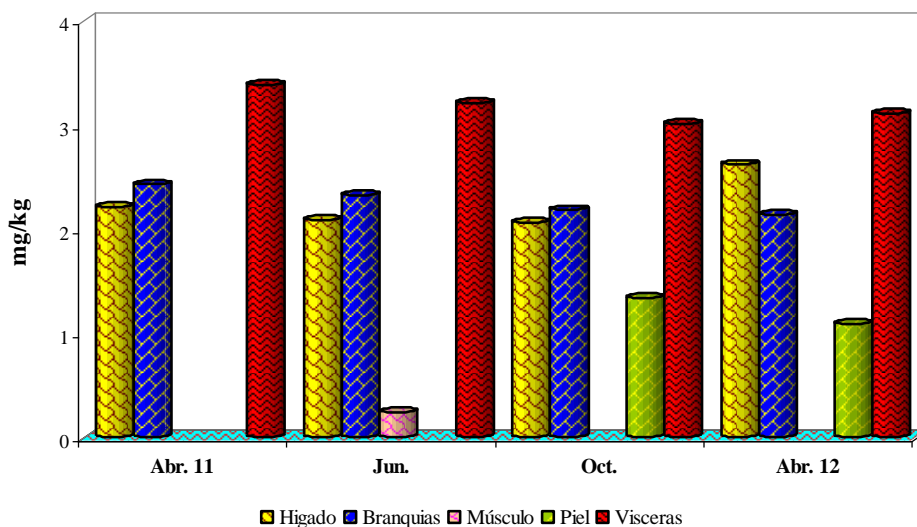


Figura 13. Concentraciones de Mn en las diferentes estructuras de *Dormitator latifrons*, en la laguna de Tres Palos.

En el caso del Ni, no fueron detectadas concentraciones de este metal en las vísceras de *D. latifrons* (Fig. 14). Mientras que en el músculo, solo se obtuvieron mediciones durante 3 meses, a excepción de abril del 2011. De manera general, las concentraciones de Ni variaron de 0.21 ± 0.44 (músculo) a 3.16 ± 0.80 (piel) y fueron significativamente más altas en el hígado y la piel de los peces ($F = 38.12$, $P < 0.001$).

En el hígado las concentraciones de Ni fueron más altas durante el primer y último muestreos ($F = 48.20$, $P < 0.001$), mientras que en la piel la cantidad más alta de Ni se registró en el mes de abril 2012 ($F = 294.69$, $P < 0.001$). El patrón preliminar de acumulación para este metal, fue definido de la manera siguiente: Hígado > Piel > Branquias > Músculo.

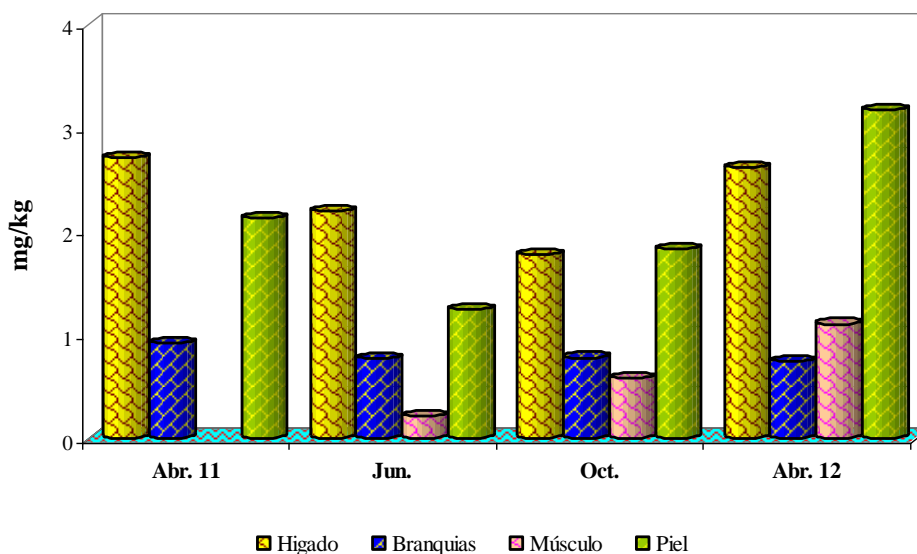


Figura 14. Concentraciones de Ni en las diferentes estructuras de *Dormitator latifrons*, en la laguna de Tres Palos.

IX.2.2 Concentraciones de metales en *Ariopsis guatemalensis*

En la segunda especie *Ariopsis guatemalensis*, las mediciones de las concentraciones del primer metal (Pb), indicaron que los valores oscilaron entre 3.35 ± 0.66 (piel) y 6.68 ± 0.51 (hígado) mg/kg, siendo significativamente más altos en el hígado y las branquias ($F = 8.79$, $P < 0.001$) (Fig. 15), a diferencia de lo observado en *D. latifrons*.

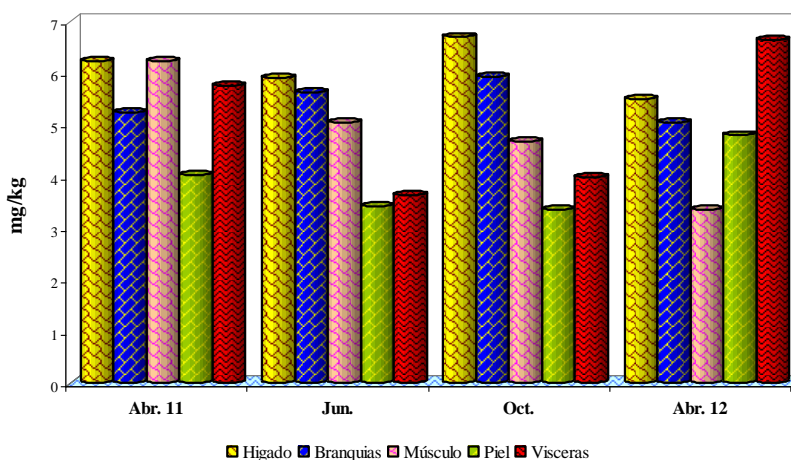


Figura 15. Concentraciones de Pb en las diferentes estructuras de *Ariopsis guatemalensis*, en la laguna de Tres Palos.

Para este pez, la piel fue la estructura que presentó la concentración promedio más baja de Pb (Fig. 15), durante los muestreos (3.89 ± 0.66 mg/kg), seguida del músculo (4.81 ± 1.17 mg/kg). Las concentraciones en esta última estructura (músculo), presentaron una disminución constante a lo largo de los meses de muestreo ($F = 170.06$, $P < 0.001$). En las vísceras y la piel, las concentraciones más altas se registraron durante los meses de secas (abril), mientras que en las branquias durante los meses de lluvias (junio-octubre), en tanto que para las demás estructuras no se observó un patrón definido. En *A. guatemalensis* la acumulación del Pb en las diferentes estructuras (Fig. 15) fue descrita de la siguiente manera: Hígado > Branquias > Vísceras > Músculo > Piel.

Las concentraciones de Cd (Fig. 16) variaron significativamente entre las estructuras de 1.77 ± 0.53 (músculo) a 5.10 ± 0.85 mg/kg (vísceras, $F = 14.30$, $P < 0.05$). En las branquias y la piel, las concentraciones más altas se registraron durante los 2 primeros muestreos ($F = 209.42$, 381.30 , $P < 0.001$, respectivamente), al igual que en las vísceras ($F = 189.19$, $P < 0.001$); en tanto que el músculo presentó concentraciones más altas de Cd, durante el segundo y tercer muestreos ($F = 106.55$, $P < 0.001$), los cuales correspondieron a la temporada de lluvias (Fig. 16). Para este metal (Cd), el patrón de acumulación fue: Vísceras > Branquias > Hígado > Piel > Músculo.

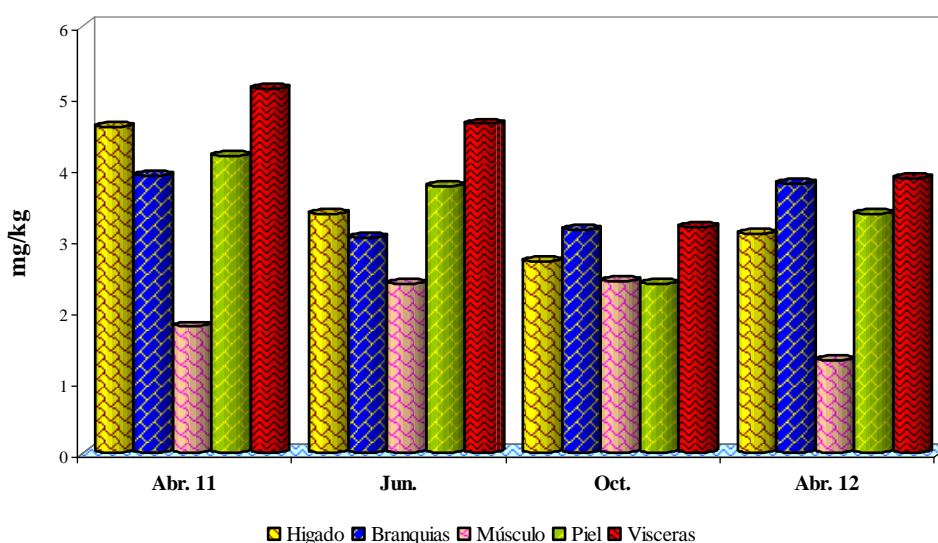


Figura 16. Concentraciones de Cd en las diferentes estructuras de *Ariopsis guatemalensis*, en la laguna de Tres Palos.

El Cr registró las concentraciones más altas en las branquias de *A. guatemalensis* durante los 2 primeros muestreos (> 4 mg/kg, $F = 472.41$, $P < 0.001$), aunque los valores tendieron a disminuir en los meses siguientes (Fig. 17). Las concentraciones de Cr fueron más uniformes en el músculo durante los meses correspondientes a las lluvias (junio-octubre) y más variables en las branquias y el hígado.

En esta última estructura, nuevamente se registraron las concentraciones más altas durante los meses de abril (2011-2012), correspondientes al periodo de secas ($F = 30.14$, $P < 0.001$), como fue observado para este mismo metal, en las diferentes estructuras de *D. latifrons*. Sin embargo, el patrón de acumulación del Cr, fue diferente: Branquias $>$ Piel $>$ Hígado $>$ Músculo $>$ Vísceras; aunque, en ambos peces, las vísceras fueron las que presentaron una menor concentración promedio de Cr (2.12 ± 0.51 y 2.53 ± 0.58 , respectivamente).

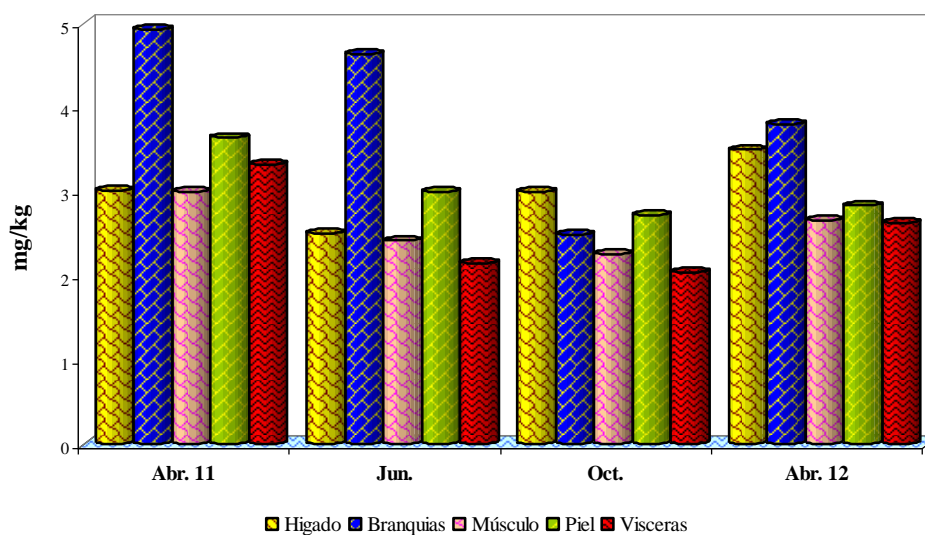


Figura 17. Concentraciones de Cr en las diferentes estructuras de *Ariopsis guatemalensis*, en la laguna de Tres Palos.

Por lo que respecta al Mn, a diferencia de lo observado en *D. latifrons*, en el cual este metal se detectó solo en 3 estructuras (hígado branquias y vísceras), en *A. guatemalensis* se registró hasta en 4 de ellas, a excepción del hígado (Fig. 18). Sin embargo también en *A. guatemalensis* la concentración promedio más alta de Mn se registró en las vísceras (4.01 ± 1.16 mg/kg). El mismo patrón del Cr fue observado para este metal en las branquias de este mismo pez, es decir, las

concentraciones más altas en esta estructura se registraron durante los meses del periodo de secas (abril 2011 y 2012) ($F = 356.79$, $P < 0.001$), como ocurrió en el caso del Cr (Fig. 17). La acumulación del Mn en *A. guatemalensis* fue descrita como: Vísceras > Branquias > Piel > Músculo.

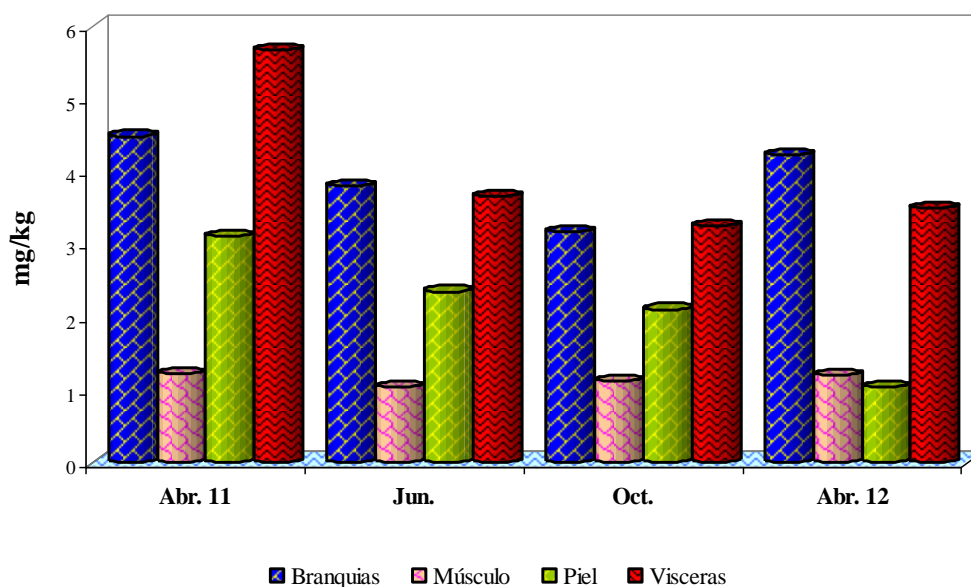


Figura 18. Concentraciones de Mn en las diferentes estructuras de *Ariopsis guatemalensis*, en la laguna de Tres Palos.

Las concentraciones promedio de Ni, fueron significativamente más altas ($P < 0.001$) en el músculo (3.33 ± 0.44) y la piel (3.81 ± 0.79) de *A. guatemalensis* (Fig. 19). Sin embargo, en el caso de *D. latifrons*, este pez registró las concentraciones más bajas de Ni en el músculo (Fig. 19), aunque ambos peces presentaron concentraciones altas de Ni en la piel (Figs. 14 y 19). Por otra parte, se registraron diferencias significativas en las concentraciones promedio tanto entre las diferentes estructuras ($F = 17.09$, $P < 0.001$), como entre los meses de muestreo ($P < 0.05$). El patrón de acumulación sugerido para este metal fue el siguiente: Piel > Músculo > Vísceras > Branquias > Hígado.

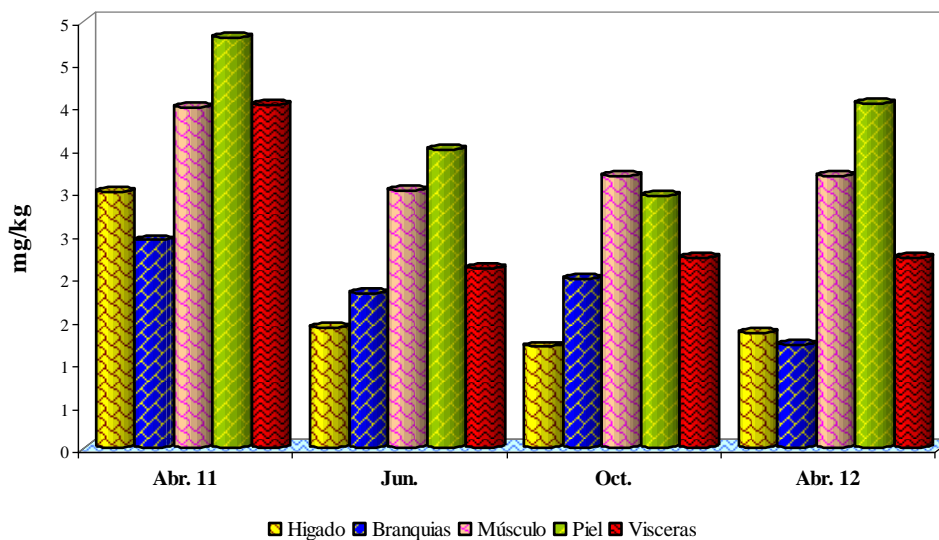


Figura 19. Concentraciones de Ni en las diferentes estructuras de *Ariopsis guatemalensis*, en la laguna de Tres Palos.

IX.3 Rutas de ingreso de metales en *Dormitator latifrons*

Un análisis efectuado para determinar las posibles rutas de ingreso de los metales al cuerpo de los peces, indicó que en el caso de *D. latifrons*, las cantidades de Pb que posiblemente ingresaron por la vía digestiva (hígado-vísceras = H-V), fueron más altas a las obtenidas por la respiratoria-cutánea (branquias-piel = B-P) en la mayoría de los meses, a excepción de abril 2012 cuando se registró una mayor concentración para la vía B-P (Fig. 20a).

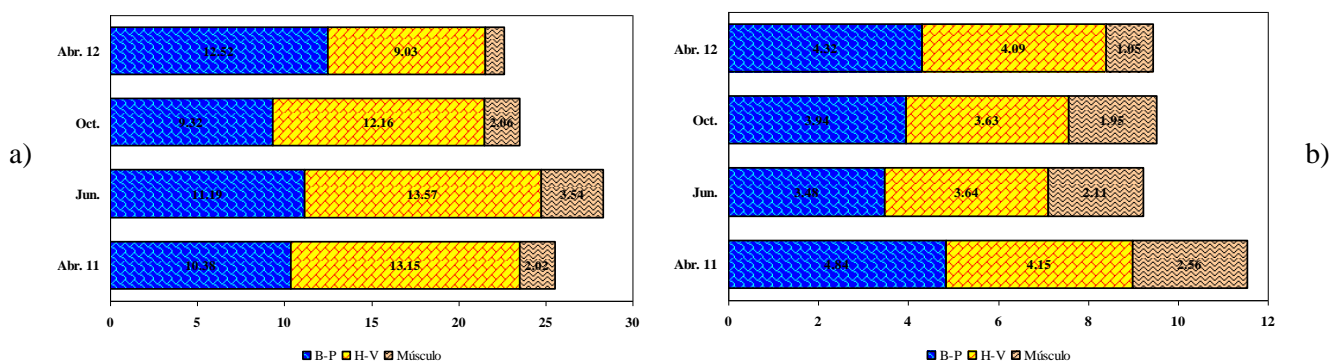


Figura 20. Concentraciones de Pb (a) y Cd (b) adquiridas por las vías respiratoria-cutánea (B-P) y digestiva (H-V) en *Dormitator latifrons*.

Sin embargo, para el Cd se registró un comportamiento distinto por parte de este metal; durante 3 muestreos (a excepción de junio) las concentraciones de la combinación B-P fueron ligeramente mayores (Fig. 20b), sugiriendo un mayor ingreso por esta vía, aunque no se registró una diferencia significativa entre ambas rutas de ingreso del metal ($P > 0.05$).

En el caso del ingreso del Cr, los resultados indicaron que la ruta principal que siguió el metal fue también la B-P (respiratoria-cutánea), ya que durante los 4 meses de muestreo, la suma de las concentraciones fue más alta en las branquias-piel (Fig. 21a). En tanto que para el Mn, las concentraciones registradas en ambas combinaciones (B-P y H-V) fueron exactamente las mismas en cada uno de los meses (Fig. 21b), indicando por lo tanto un equilibrio en cuanto a las rutas de ingreso de este metal. Finalmente, las concentraciones del Ni adquiridas por la vía B-P, fueron más altas durante 3 de los muestreos, en tanto que durante el mes de junio fueron similares a las obtenidas por la vía digestiva (H-V; Fig. 21c).

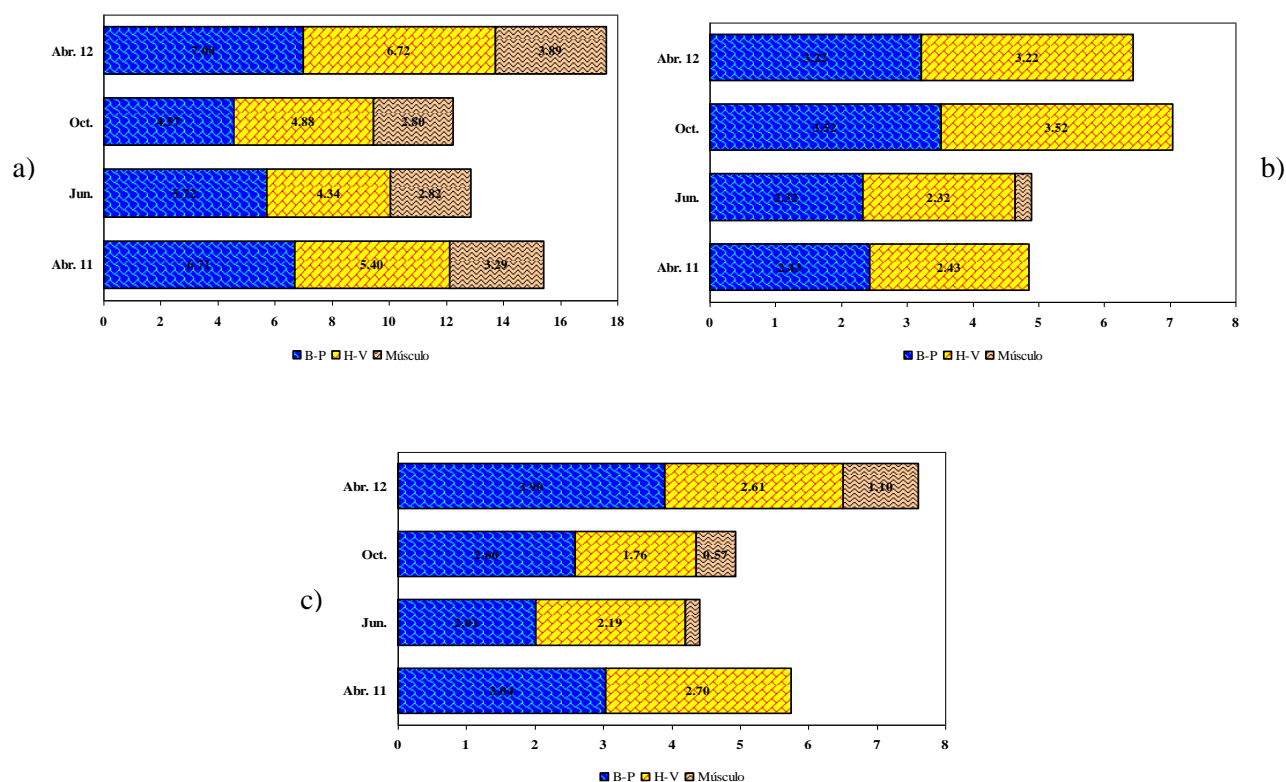


Figura 21. Concentraciones de Cr (a), Mn (b) y Ni (c) adquiridas por las vías respiratoria-cutánea (B-P) y digestiva (H-V) en *Dormitator latifrons*.

IX.4 Rutas de ingreso de metales en *Ariopsis guatemalensis*

Al igual que para *D. latifrons*, en *A. guatemalensis* la principal vía de ingreso del Pb al cuerpo de este pez fue la digestiva (Fig. 22a); solo en el mes de junio las concentraciones adquiridas por ambas rutas digestiva y respiratoria-cutánea, fueron similares (Fig. 22a). El mismo comportamiento se observó para el Cd, es decir, durante 3 de los muestreos la principal ruta de ingreso de este metal fue la digestiva, y solo en el mes de abril del 2012, la cantidad de Cd absorbida por la vía respiratoria-cutánea fue más alta (Fig. 22b).

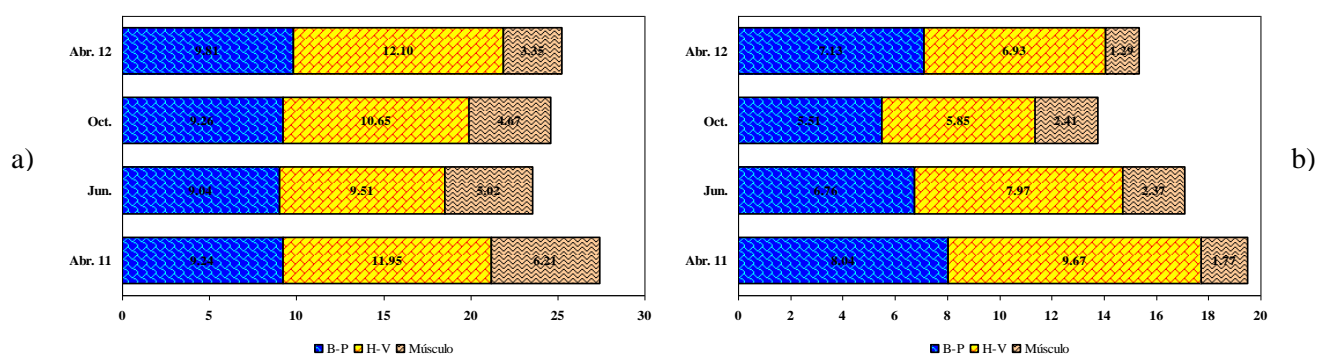


Figura 22. Concentraciones de Pb (a) y Cd (b) adquiridas por las vías respiratoria-cutánea (B-P) y digestiva (H-V) en *Ariopsis guatemalensis*.

Sin embargo, el Cr ingresó en mayores concentraciones por las branquias y la piel (B-P) durante todos los muestreos (Fig. 23a), como fue también observado en el caso de *D. latifrons* (Fig. 21a). Los metales restantes Mn y el Ni, fueron también adquiridos en mayores cantidades por la ruta B-P, en comparación con la digestiva (Figuras 23b y 24).

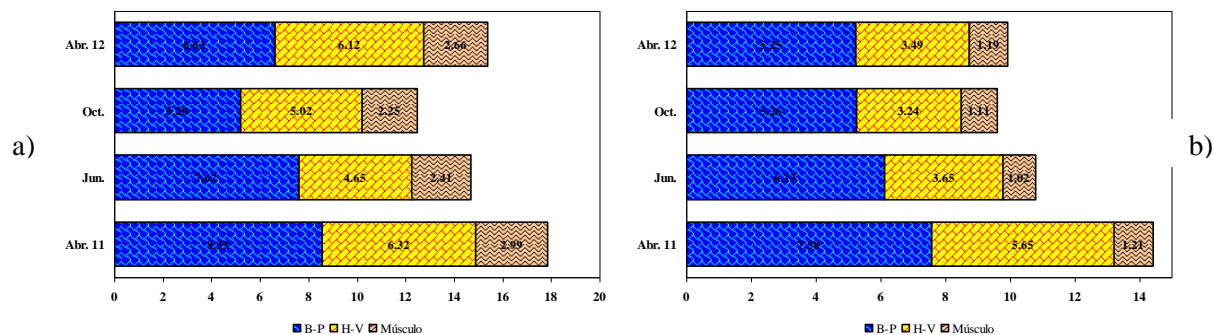


Figura 23. Concentraciones de Cr (a) y Mn (b) adquiridas por las vías respiratoria-cutánea (B-P) y digestiva (H-V) en *Ariopsis guatemalensis*.

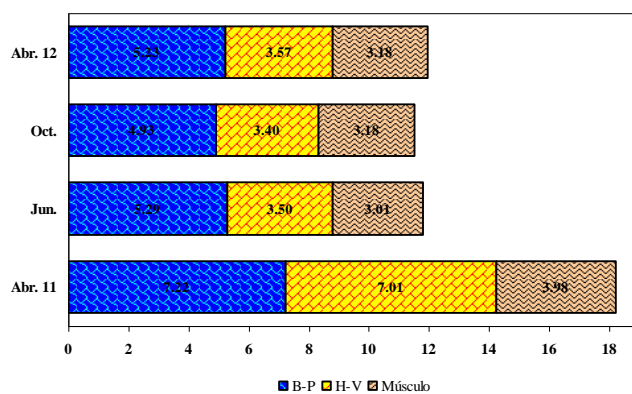


Figura 24. Concentraciones de Ni adquiridas por las vías respiratoria-cutánea (B-P) y digestiva (H-V) en *Ariopsis guatemalensis*.

IX.5 Bioacumulación de metales en cada estructura de los peces

IX.5.1 *Dormitator latifrons* ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{agua}}$)

De acuerdo con el factor de bioacumulación utilizado ($FA = C_{\text{tejido}}/C_{\text{medio}}$), para que pudiera ser considerado que existió un proceso de bioacumulación de metales en el tejido de los peces, la proporción debía ser > 1 . En este sentido la bioacumulación de los metales Ni, Pb y Cr en el hígado de *D. latifrons*, fue más de 10 veces más alta, que las concentraciones registradas en el agua durante los todos los muestreos (Tabla IV). En tanto que los metales que presentaron una menor acumulación en comparación con este medio, fueron el Cd y el Mn cuyas concentraciones promedio fueron de 2.73 ± 0.14 y 5.46 ± 1.34 , respectivamente.

En las branquias, la acumulación del Pb fue unas 20 veces mayor a la del agua en la mayoría de los casos. El Ni en cambio a diferencia de su alta concentración en el hígado (41.86 ± 20.97), en las branquias presentó una menor acumulación promedio (15.19 ± 8.09). Mientras que el Cr registró una concentración muy similar en ambas estructuras. Por otra parte, como se observó para el hígado, en las branquias el Cd y Mn, presentaron también concentraciones promedio más bajas durante los muestreos (Tabla IV).

El músculo registró mayores acumulaciones de Pb y Cr, en comparación con aquellas detectadas en el agua durante los meses muestreados. Las concentraciones de estos metales fueron unas 15 y 10 veces más altas a las del agua (respectivamente). Mientras que el Mn fue el único metal que no presentó diferencia en su concentración entre el músculo y el agua, por lo que no se estableció la ocurrencia de acumulación en esta estructura. En el caso de la piel, los metales que presentaron una mayor acumulación en esta estructura fueron el Pb, Ni, y Cr (Tabla IV).

El Cd registró concentraciones solo 2 veces mayores a las del agua, como se observó en las estructuras anteriores (hígado, branquias y músculo). En tanto que en las vísceras, los metales que presentaron una mayor acumulación fueron el Pb y el Cr, seguidos por el Mn (Tabla IV). El Ni fue el único metal que no fue registrado en esta estructura, mientras que el Cd presentó un valor promedio muy similar al de las demás estructuras en *D. latifrons* (2.08 ± 0.34).

IX.5.2 *Dormitator latifrons* ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{sedimento}}$)

La bioacumulación de los distintos metales en las estructuras de *D. latifrons* fue muy diferente con respecto a sus concentraciones registradas en los sedimentos, los cuales a su vez presentaron mayores concentraciones que el agua (Figuras 8 y 9). Considerando este medio, el Pb fue el único metal cuya acumulación fue en promedio, unas 3 veces mayor a la registrada en los sedimentos en la mayoría de las estructuras, a excepción del músculo (1.72 ± 1.16).

En cambio, las concentraciones de Ni observadas en 4 de las estructuras: branquias, músculo y piel, se encontraron por debajo a las detectadas en los sedimentos, indicando que no ocurrió acumulación de este metal en estas 3 estructuras, además de no registrarse su presencia en las vísceras (Tabla IV). Los metales restantes (Cd, Cr y Mn) presentaron concentraciones ligeramente mayores a la unidad, indicando por lo tanto un nivel de acumulación muy bajo (Tabla IV).

Tabla IV. Valores del factor de bioacumulación ($FA = C_{\text{estructura}}/C_{\text{medio}}$) para diferentes estructuras de *Dormitator latifrons*, en comparación con las concentraciones presentes en el agua y el sedimento de la laguna de Tres Palos, Guerrero.

Estructura	Abr. 11		Jun.		Oct.		Abr. 12		Metal
	Agua	Sedim.	Agua	Sedim.	Agua	Sedim.	Agua	Sedim.	
Hígado	29.67	4.35	24.09	5.30	15.09	2.50	11.34	1.68	Pb
	2.92	1.54	2.60	1.78	2.68	2.10	2.71	1.47	Cd
	17.01	1.68	12.57	1.75	19.36	1.95	20.83	2.40	Cr
	6.24	2.70	4.90	1.97	6.84	1.03	3.86	1.41	Mn
	68.71	1.00	34.82	1.35	45.25	1.08	18.68	1.16	Ni
Branquias	19.98	4.50	11.23	6.09	12.08	3.05	4.55	3.69	Pb
	3.40	1.79	1.96	1.35	2.17	1.70	2.51	1.36	Cd
	15.72	1.55	11.68	1.63	15.68	1.58	18.75	2.16	Cr
	6.85	2.96	5.44	2.19	7.24	1.09	3.15	1.15	Mn
	23.42	0.34	12.22	0.47	19.85	0.47	5.28	0.33	Ni
Músculo	5.72	1.29	6.25	3.39	5.87	1.48	0.88	0.71	Pb
	3.38	1.78	2.72	1.87	2.39	1.87	1.19	0.65	Cd
	16.97	1.68	12.62	1.76	19.50	1.96	20.57	2.37	Cr
	0.00		0.56	0.23	0.00		0.00		Mn
	0.00		3.38	0.13	14.70	0.35	7.87	0.49	Ni
Piel	9.37	2.11	8.53	4.62	14.44	3.65	5.42	4.40	Pb
	2.99	1.57	2.53	1.74	2.65	2.08	2.39	1.30	Cd
	18.87	1.86	13.88	1.94	16.08	1.62	18.29	2.11	Cr
	0.00		0.00		4.45	0.67	1.60	0.59	Mn
	53.97	0.78	19.77	0.76	46.71	1.12	22.66	1.41	Ni
Vísceras	17.91	4.03	14.17	7.68	24.74	6.25	5.12	4.15	Pb
	2.56	1.35	2.09	1.44	1.76	1.38	1.93	1.05	Cd
	10.85	1.07	6.83	0.95	14.57	1.47	14.70	1.70	Cr
	9.53	4.12	7.53	3.02	10.00	1.51	4.59	1.68	Mn

Se considera que cuando el $FA > 1$, ocurre bioacumulación del metal en la estructura respectiva, en comparación con el medio: agua, sedimento.

Escala de bioacumulación: Muy alta > 50 (rojo), Alta 10 a 50 (verde), Baja 3 a 10 (morado), Escasa $> 1 < 3$ (amarillo)

IX.5.3 *Ariopsis guatemalensis* ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{agua}}$)

El Ni fue el metal que presentó una mayor acumulación en todas las estructuras de *Ariopsis guatemalensis*, en comparación con su concentración en el agua, siendo hasta 30 veces más alta en todas las estructuras (Tabla V). Mientras que el Pb fue el segundo metal con mayor acumulación, registrando concentraciones 20 veces en promedio más altas a las del agua, en el hígado, branquias, músculo y vísceras.

En tercer lugar de importancia se ubicó el Cr, como se observó también en la acumulación de este metal en *D. latifrons* (Tabla IV). En las diferentes estructuras de *A. guatemalensis* el metal que registró una menor acumulación fue el Cd, seguido por el Mn (Tabla V).

IX.5.4 *Ariopsis guatemalensis* ($C_{\text{estructura}}/C_{\text{sedimento}}$)

La comparación de las concentraciones de los metales en las estructuras de *A. guatemalensis* y aquellas registradas en los sedimentos, indicó que nuevamente el Pb fue el metal que registró una mayor acumulación en las diferentes estructuras de *A. guatemalensis* en comparación con la del medio (Tabla V).

Las concentraciones de este metal fueron 3 veces más altas en la mayoría de las estructuras, a excepción de la piel. Por otra parte, a diferencia de la alta acumulación del Cr registrada en todas las estructuras de este mismo pez en comparación con su concentración en el agua, cuando se consideró su concentración en los sedimentos, los valores de acumulación fueron muy bajos (1.51 a 2.36).

En el caso del Ni, las concentraciones registradas en el hígado y las branquias, fueron ligeramente menores a las determinadas en los sedimentos sugiriendo que no ocurrió un proceso de acumulación ($FA < 1$, Tabla V).

Tabla V. Valores del factor de bioacumulación ($FA = C_{\text{estructura}}/C_{\text{medio}}$) para diferentes estructuras de *Ariopsis guatemalensis*, en comparación con las concentraciones presentes en el agua y el sedimento de la laguna de Tres Palos, Guerrero.

Estructura	Abr. 11		Jun.		Oct.		Abr. 12		Metal
	Agua	Sedim.	Agua	Sedim.	Agua	Sedim.	Agua	Sedim.	
Hígado	17.57	3.96	10.40	5.64	19.02	4.81	4.36	3.54	Pb
	6.04	3.18	4.32	2.97	3.28	2.57	3.49	1.90	Cd
	15.52	1.53	11.19	1.56	20.80	2.10	18.48	2.13	Cr
									Mn
	76.18	1.11	22.33	0.86	30.33	0.72	9.62	0.60	Ni
Branquias	14.81	3.33	9.92	5.38	16.83	4.25	4.00	3.25	Pb
	5.13	2.70	3.90	2.68	3.83	3.00	4.29	2.33	Cd
	25.37	2.51	20.71	2.89	17.27	1.74	20.10	2.32	Cr
	12.60	5.45	8.86	3.56	10.50	1.58	6.23	2.28	Mn
	61.83	0.90	28.69	1.11	50.80	1.21	8.60	0.54	Ni
Músculo	17.57	3.96	8.87	4.81	13.30	3.36	2.66	2.16	Pb
	2.34	1.23	3.06	2.10	2.95	2.31	1.47	0.80	Cd
	15.44	1.52	10.80	1.51	15.67	1.58	14.06	1.62	Cr
	3.41	1.48	2.40	0.96	3.69	0.56	1.76	0.64	Mn
	101.28	1.47	47.79	1.85	81.42	1.95	22.75	1.42	Ni
Piel	11.35	2.56	6.04	3.27	9.54	2.41	3.81	3.09	Pb
	5.50	2.89	4.81	3.31	2.90	2.27	3.80	2.06	Cd
	18.73	1.85	13.38	1.87	18.87	1.90	14.98	1.73	Cr
	8.75	3.78	5.48	2.20	6.95	1.05	1.52	0.55	Mn
	122.00	1.77	55.35	2.14	75.53	1.80	28.85	1.80	Ni
Vísceras	16.25	3.66	6.39	3.47	11.31	2.86	5.27	4.28	Pb
	6.74	3.55	5.95	4.09	3.86	3.03	4.37	2.37	Cd
	17.07	1.69	9.59	1.34	14.13	1.42	13.87	1.60	Cr
	15.93	6.89	8.56	3.44	10.76	1.62	5.14	1.88	Mn
	102.12	1.48	33.28	1.29	56.93	1.36	15.94	0.99	Ni

Se considera que cuando el $FA > 1$, ocurre bioacumulación del metal en la estructura respectiva, en comparación con el medio: agua, sedimento.

Escala de bioacumulación: Muy alta > 50 (rojo), Alta 10 a 50 (verde), Baja 3 a 10 (morado), Escasa $> 1 < 3$ (amarillo).

IX.6 Parásitos intestinales de las 2 especies de hospedero

En el popoyote *D. latifrons* se colectaron 2 helmintos intestinales, el digeico *Saccocoeloides lamothei* y el acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*, el acantocéfalo fue el helminto dominante en este hospedero y es el único que se consideró en el presente estudio. La longitud total de los ejemplares de *D. latifrons* varió de 17.78 a 19.90 cm, a lo largo de los meses de muestreo. El acantocéfalo presentó una prevalencia del 100% en todos los muestreos, mientras que su abundancia varió significativamente de 37.43 ± 30.46 (octubre) a 81.3 ± 101.40 (abril 2011) ($F = 2.95$, $P < 0.05$). De manera general, la abundancia de *N. brentnickoli* tendió a disminuir de manera constante durante los primeros 3 muestreos (Fig. 25).

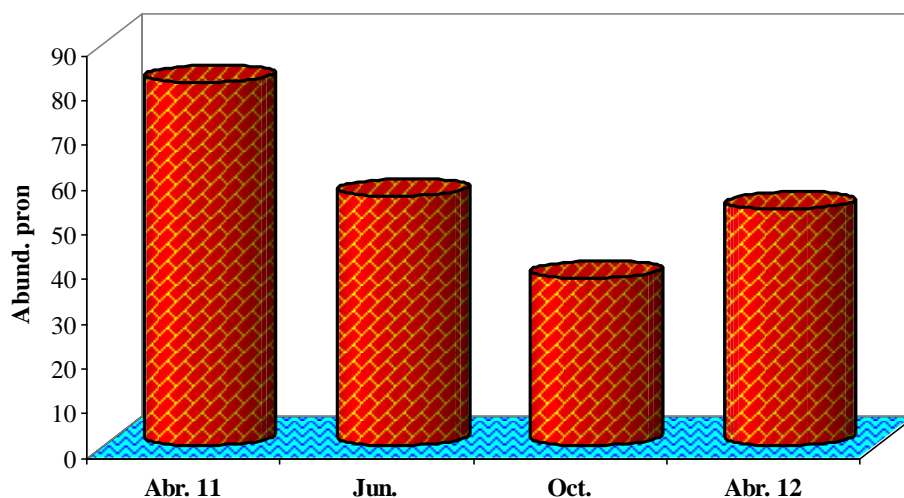


Figura 25. Variación de la abundancia promedio del acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli* en la laguna de Tres Palos.

En la segunda especie de pez examinada el cuatete *Ariopsis guatemalensis*, la longitud total de los ejemplares varió de 23.4 a 26.7 cm en promedio, durante los muestreos. La parasitofauna intestinal de este hospedero estuvo constituida por 3 especies de helmintos: un digeico (*Pseudoacanthostomum panamense*), un nemátodo (*Hysterothylacium perezii*) y un acantocéfalo (*Pseudoleptorhynchoides lamothei*).

El helminto numéricamente dominante en todos los muestreos fue el tremátodo *Ps. panamense*, el cual fue considerablemente más pequeño que el acantocéfalo y registró una distribución

espacial muy específica dentro del tracto intestinal de *A. guatemalensis*. La prevalencia de infección del acantocéfalo *P. lamothei* varió de 45.98 (junio) a 52 % (abril 2012), mientras que su abundancia de 5.84 ± 11.0 a 12.85 ± 13.25 helmintos, siendo significativamente más alta durante abril del 2012 ($F = 9.11$, $P < 0.05$) (Fig. 26).

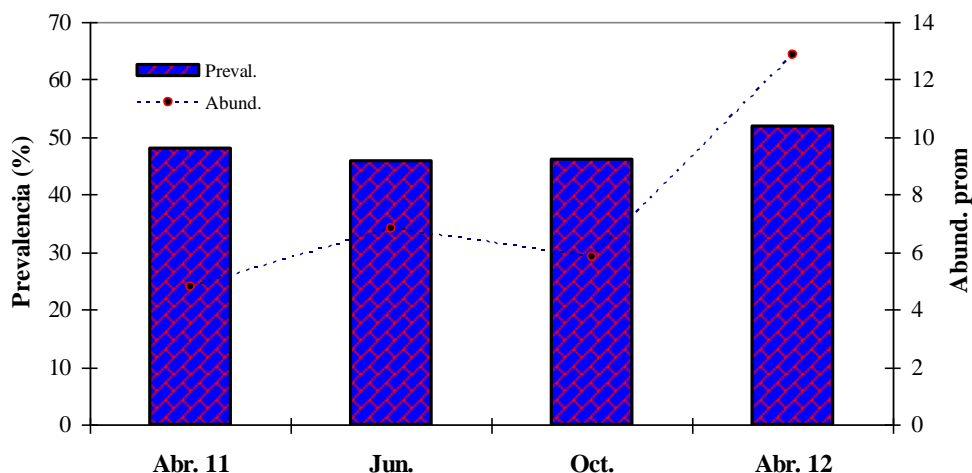


Figura 26. Variación de los parámetros de infección del acantocéfalo *Pseudoleptorhynchoides lamothei* en la laguna de Tres Palos.

IX.7 Concentraciones de metales en las 2 especies de acantocéfalos

En el acantocéfalo *N. brentnickoli* se detectaron 4 de los 5 metales registrados en su hospedero *D. latifrons*, a excepción del Ni. Las concentraciones promedio de Mn, fueron significativamente mayores en todos los muestreos (Fig. 27), en comparación con las de los otros metales ($F = 128.78$, $P < 0.05$). El acantocéfalo presentó concentraciones de Pb que variaron de 1.19 ± 0.02 (junio) a 1.57 ± 0.20 (abril 2012), aunque sin presentar diferencia significativa entre los muestreos ($P > 0.05$). El Cd registró concentraciones más altas que el Pb, las cuales fluctuaron entre 2.45 (Junio) y 3.01 (abril 2011), siendo más altas durante los meses de abril de ambos años ($F = 243.98$, $P < 0.05$) (Fig. 28).

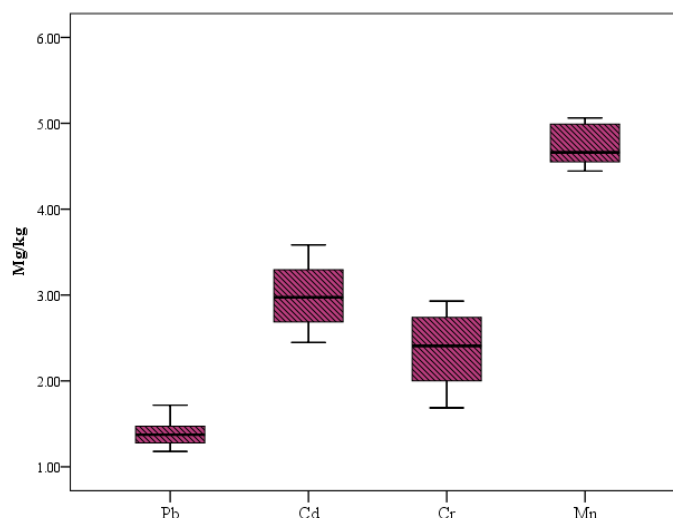


Figura 27. Concentraciones promedio \pm Error Estándar de metales registrados en el acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*.

Las concentraciones de Cr fueron generalmente mayores a 2 mg/kg a excepción del mes de octubre, cuando se presentó el valor más bajo ($F = 18.25$, $P < 0.05$). Mientras que las del Mn, fueron significativamente más altas en los meses de abril ($F = 5.99$, $P < 0.05$), como se observó también para el Pb (Fig. 28). Por lo tanto, la acumulación de los metales en *N. brentnickoli* siguió el siguiente patrón: $Mn > Cd > Cr > Pb$.

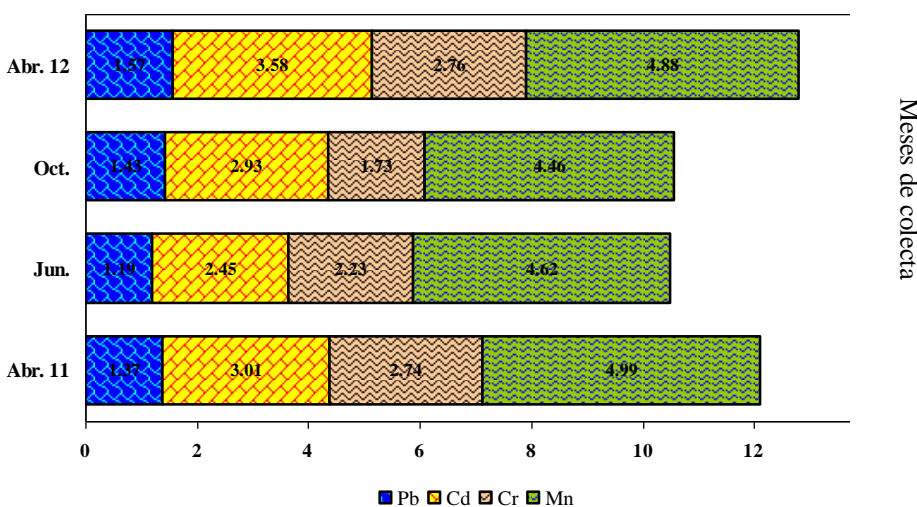


Figura 28. Variación temporal de las concentraciones promedio de metales registrados en el acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*.

En la segunda especie de acantocéfalo *P. lamothei* recuperada de *A. guatemalensis*, se detectaron los 5 metales registrados en este pez. En este acantocéfalo el Pb registró las concentraciones promedio más altas en la mayoría de los meses ($F = 6.38$, $P < 0.05$) (Fig. 39), a diferencia de lo observado para el acantocéfalo *N. brentnickoli*. El patrón de acumulación de los metales en este acantocéfalo fue: $Pb > Mn > Ni > Cd > Cr$.

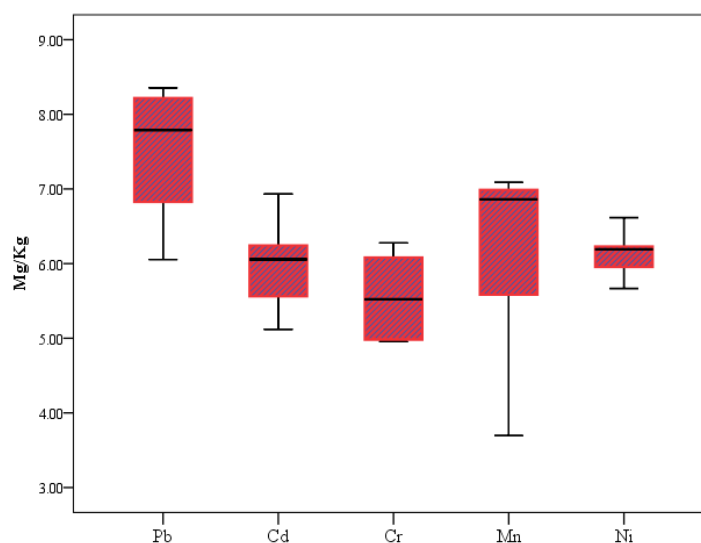


Figura 29. Concentraciones promedio \pm Erro Estándar de metales registrados en el acantocéfalo *Pseudoleptorhynchoides lamothei*.

El Mn fue el segundo metal que presentó concentraciones más altas en *P. lamothei*, las cuales fueron bastante homogéneas en los primeros 3 muestreos (Fig. 30), a excepción del último, cuando se registró la concentración más baja de este metal ($F = 41.07$, $P < 0.05$). Las concentraciones de Ni fueron generalmente mayores a 6 mg/kg, registrándose el valor más bajo en el mes de octubre ($F = 11.87$, $P < 0.05$).

El Cd presentó una disminución significativa en sus concentraciones, a partir del segundo muestreo ($F = 20.30$, $P < 0.05$), en tanto que las concentraciones del Cr no presentaron una variación significativa entre los muestreos ($P > 0.05$) (Fig. 30).

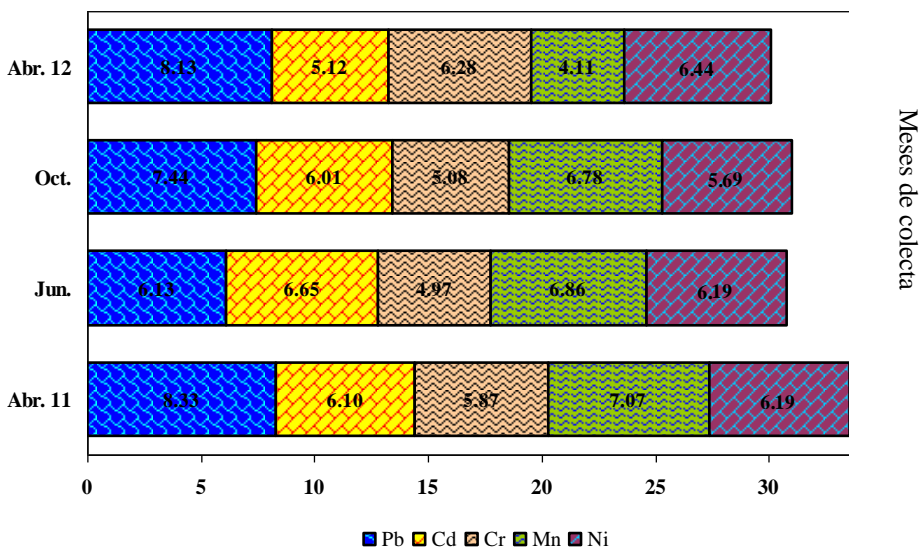


Figura 30. Variación temporal de las concentraciones promedio de metales registrados en el acantocéfalo *Pseudoleptorhynchoides lamothei*.

IX.8 Bioacumulación de metales en las 2 especies de acantocéfalos

IX.8.1 Bioacumulación en *Neoechinorhynchus brentnickoli*

Los resultados del factor de bioacumulación ($FA = C_{\text{helminto}}/C_{\text{estructura}}$) utilizado para determinar la posible acumulación de metales por parte de los acantocéfalos, con respecto a la concentración registrada en cada una de las estructuras de los peces, indico que en el caso de *N. brentnickoli* el Pb presentó concentraciones más bajas en comparación con aquellas registradas en las vísceras y el hígado (Fig. 31), por lo que no ocurrió acumulación del metal en el cuerpo del acantocéfalo, considerando éstas y las demás estructuras (Tabla VI).

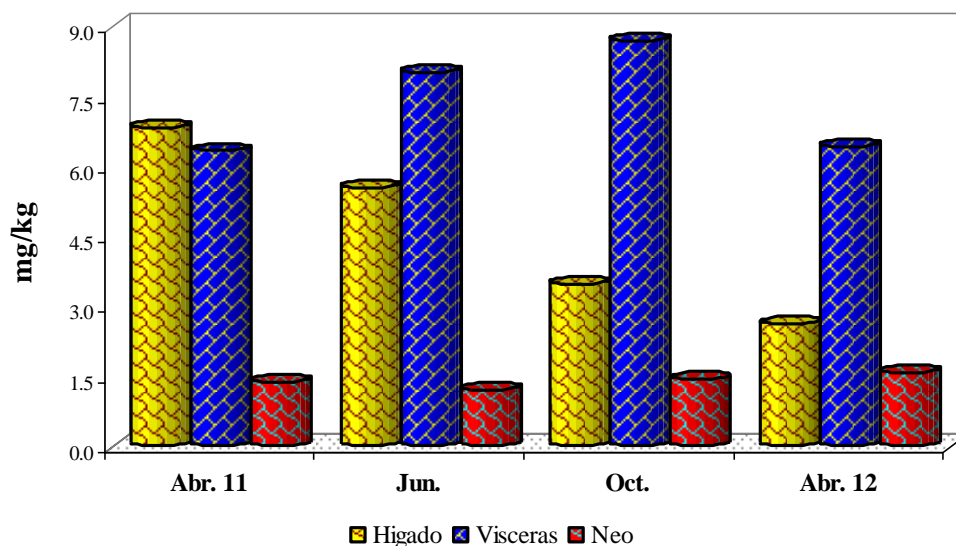


Figura 31. Concentraciones de Pb en 2 estructuras de *Dormitator latifrons* y su acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*.

En el caso del Cd, las concentraciones de este metal en *N. brentnickoli* fueron más altas a las registradas en el hígado y las vísceras durante todos los muestreos (Fig. 32), particularmente en los meses de abril (2011, 2012). La acumulación de Cd en el acantocéfalo se considero como escasa, dado que los valores obtenidos de las proporciones acantocéfalo/estructura, fueron mayores a la unidad pero menores a 3 (Tabla VI)

Tabla VI. Valores del factor de bioacumulación ($FA = C_{\text{acantocéfalo}}/C_{\text{estructura}}$) para 2 especies de acantocéfalos: *Neoechinorhynchus bretnickoli* (Neo) y *Pseudoleptorhynchoides lamothei* (Pseu) en comparación con las estructuras de sus hospederos.

Estructura	Abr. 11		Jun.		Oct.		Abr. 12		
	Neo	Pseu	Neo	Pseu	Neo	Pseu	Neo	Pseu	
Hígado	0.20	1.34	0.22	1.04	0.41	1.11	0.60	1.48	Pb
	1.36	1.33	1.22	1.98	1.34	2.24	1.50	1.66	Cd
	0.83	1.95	0.79	1.98	0.62	1.70	0.70	1.80	Cr
	2.25		2.21		2.16		1.86		Mn
		2.07		4.41		4.81		4.79	Ni
Branquias	0.19	1.59	0.19	1.09	0.34	1.26	0.28	1.62	Pb
	1.17	1.57	1.61	2.20	1.65	1.92	1.62	1.35	Cd
	0.90	1.19	0.85	1.07	0.77	2.05	0.78	1.65	Cr
	2.05	1.58	1.99	1.81	2.05	2.14	2.29	0.97	Mn
		2.55		3.43		2.87		5.36	Ni
Músculo	0.68	1.34	0.34	1.22	0.69	1.59	1.43	2.43	Pb
	1.17	3.45	1.16	2.81	1.50	2.49	3.41	3.97	Cd
	0.83	1.96	0.79	2.06	0.62	2.26	0.71	2.36	Cr
		5.84	19.20	6.70		6.10		3.45	Mn
		1.56		2.06		1.79		2.03	Ni
Piel	0.41	2.08	0.25	1.79	0.28	2.22	0.23	1.70	Pb
	1.33	1.47	1.25	1.78	1.35	2.54	1.70	1.53	Cd
	0.75	1.62	0.72	1.66	0.75	1.87	0.80	2.22	Cr
		2.28		2.93	3.33	3.24	4.49	4.00	Mn
		1.29		1.78		1.93		1.60	Ni
Visceras	0.22	1.45	0.15	1.69	0.16	1.87	0.25	1.23	Pb
	1.56	1.20	1.51	1.44	2.04	1.90	2.11	1.33	Cd
	1.30	1.77	1.46	2.32	0.83	2.50	0.99	2.39	Cr
	1.48	1.25	1.44	1.88	1.48	2.09	1.57	1.18	Mn
		1.54		2.96		2.56		2.89	Ni

Se considera que cuando el $FA > 1$, ocurre bioacumulación del metal en el cuerpo del acantocéfalo con respecto a la estructura con la que es comparado. Escala de bioacumulación: Muy alta > 50 (rojo), Alta 10 a 50 (verde), Baja 3 a 10 (morado), Escasa $> 1 < 3$ (amarillo).

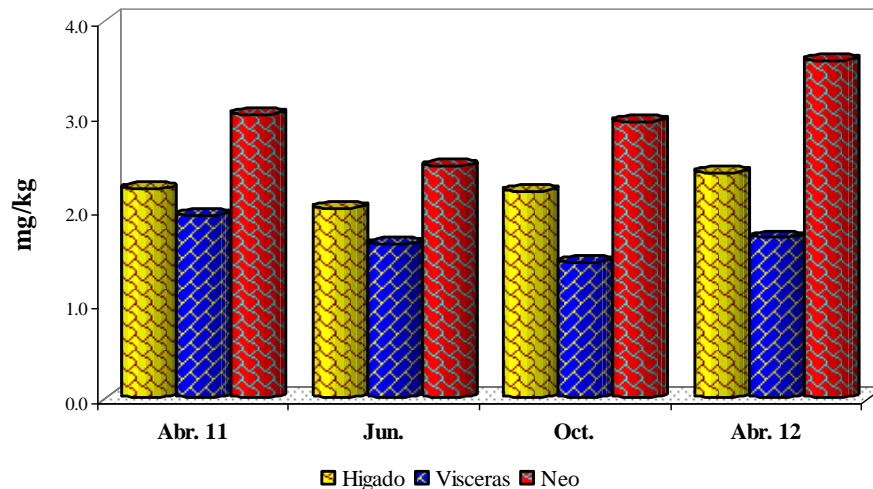


Figura 32. Concentraciones de Cd en 2 estructuras de *Dormitator latifrons* y su acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*.

Sin embargo, la concentración de Cr solo fue más alta a la registrada en las vísceras durante los primeros 2 muestreos (Fig. 33), por lo que su acumulación en el acantocéfalo, en comparación con esta estructura fue también muy escasa (> 1). En el caso de las otras estructuras como el hígado las concentraciones fueron más altas a la del acantocéfalo, por lo que no ocurrió acumulación en *N. brentnickoli* con respecto éstas (Tabla VI).

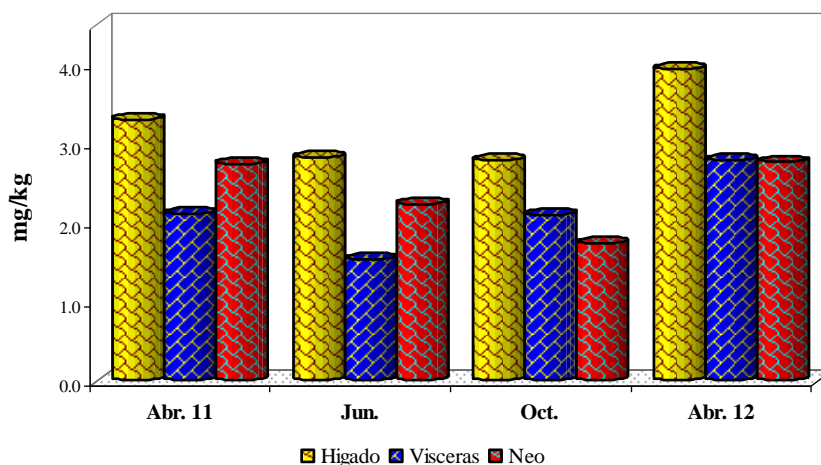


Figura 33. Concentraciones de Cr en 2 estructuras de *Dormitator latifrons* y su acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*.

Por lo que se refiere a las concentraciones de Mn, en *N. brentnickoli* éstas fueron más altas a las del hígado y las vísceras en todos los muestreos (Fig. 34). Las concentraciones fueron mayores a 4 mg/kg en todos los muestreos; por lo que la acumulación del Mn en el acantocéfalo, fue 2 veces más alta a la concentración de este metal presente en el hígado de *D. latifrons*. Sin embargo, de acuerdo con la escala utilizada, la acumulación de Mn fue considerada también como escasa (Tabla VI).

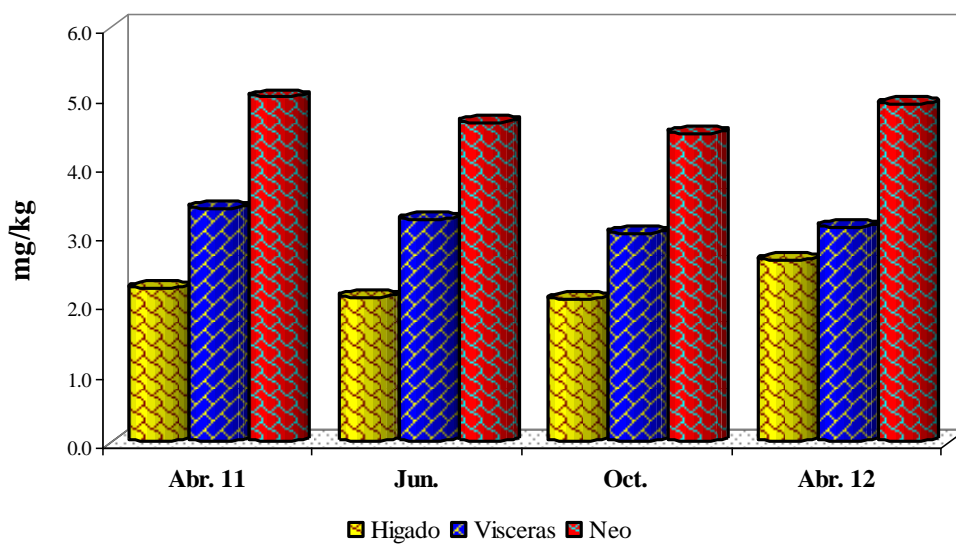


Figura 34. Concentraciones de Mn en 2 estructuras de *Dormitator latifrons* y su acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*.

IX.8.2 Bioacumulación en *Pseudoleptorhynchoides lamothei*

En el caso del acantocéfalo *P. lamothei* las concentraciones de Pb (Fig. 35), fueron significativamente más altas a las registradas en el hígado y las vísceras en 3 de los muestreos ($P < 0.05$). Sin embargo, la acumulación del metal en este acantocéfalo fue también escasa, considerando ambas estructuras (Tabla VI). Lo mismo fue observado al determinar las proporciones considerando las otras estructuras de *A. guatemalensis* (Tabla VI).

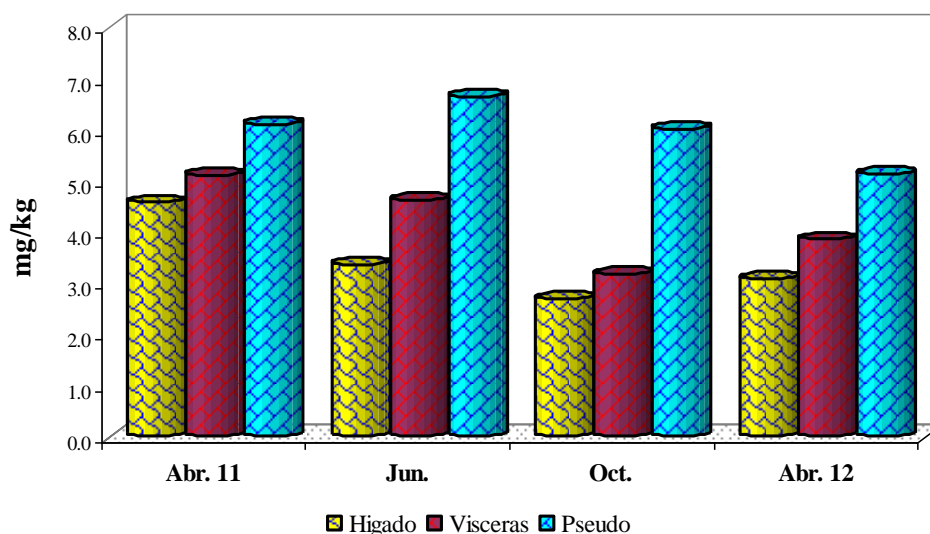


Figura 35. Concentraciones de Pb en 2 estructuras de *Ariopsis guatemalensis* y su acantocéfalo *Pseudoleptorhynchoides lamothei*.

En cuanto al Cd, este metal presentó también mayores concentraciones en el acantocéfalo, que en las 2 estructuras comparadas (Fig. 36). La acumulación de Cd en *P. lamothei* fue 2 veces más alta a la registrada en las vísceras en los 2 últimos muestreos; aunque de manera general su acumulación fue clasificada como escasa considerando la mayoría de las estructuras. Solo en el caso de la proporción acantocéfalo/músculo, la acumulación en *P. lamothei* fue hasta 3 veces más alta durante los muestreos de abril 2011 y 2012 (Tabla VI).

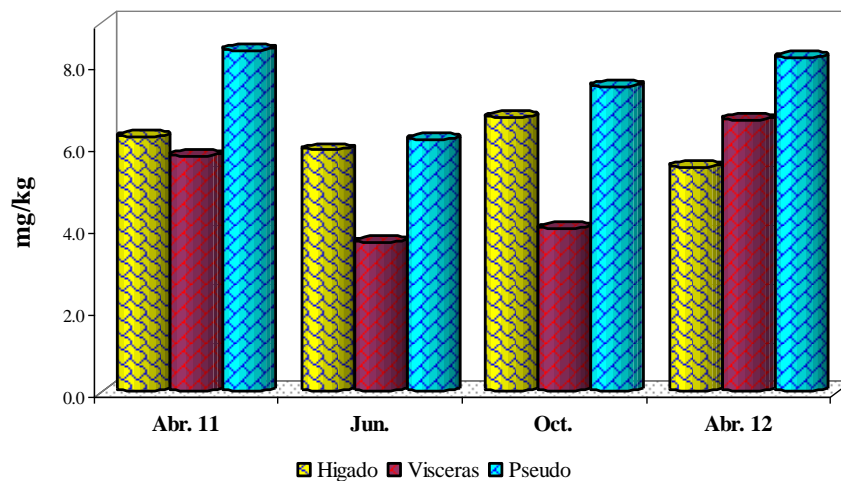


Figura 36. Concentraciones de Cd en 2 estructuras de *Ariopsis guatemalensis* y su acantocéfalo *Pseudoleptorhynchoides lamothei*.

Por lo que respecta al Cr la concentración de este metal fue también más alta en el acantocéfalo en comparación con todas las estructuras (Fig. 37). La acumulación de este metal fue 2 veces más alta en *P. lamothei*, que en las vísceras y músculo (durante 3 muestreos), así como en las branquias (en un muestreo). Sin embargo, la acumulación fue considerada muy escasa, debido a que los valores de las proporciones fueron menores a 3 unidades (Tabla VI).

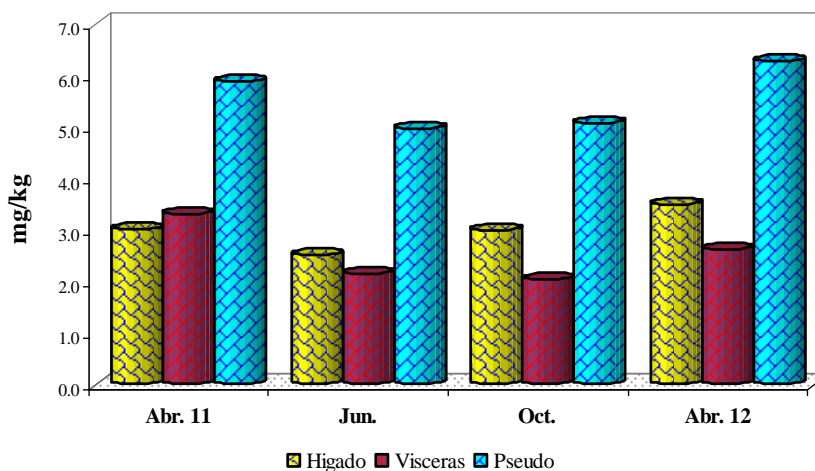


Figura 37. Concentraciones de Cr en 2 estructuras de *Ariopsis guatemalensis* y su acantocéfalo *Pseudoleptorhynchoides lamothei*.

El Mn no fue registrado en el hígado de *A. guatemalensis*, sin embargo nuevamente el acantocéfalo presentó una mayor concentración de este metal en comparación con las otras 4 estructuras (Tabla VI). La acumulación de este metal en el acantocéfalo fue de 5 a 6 veces más alta que la del músculo, y de 3 a 4 veces más alta que la de la piel de *A. guatemalensis* (Tabla VI).

Finalmente en el caso del Ni, la concentración fue de 6 mg/kg en promedio durante la mayoría de los muestreos (Fig. 38) y su acumulación en *P. lamothei* fue de 2 a 4 veces más alta que la del hígado y de 2 a 5 veces más alta que la determinada en las branquias (Tabla VI).

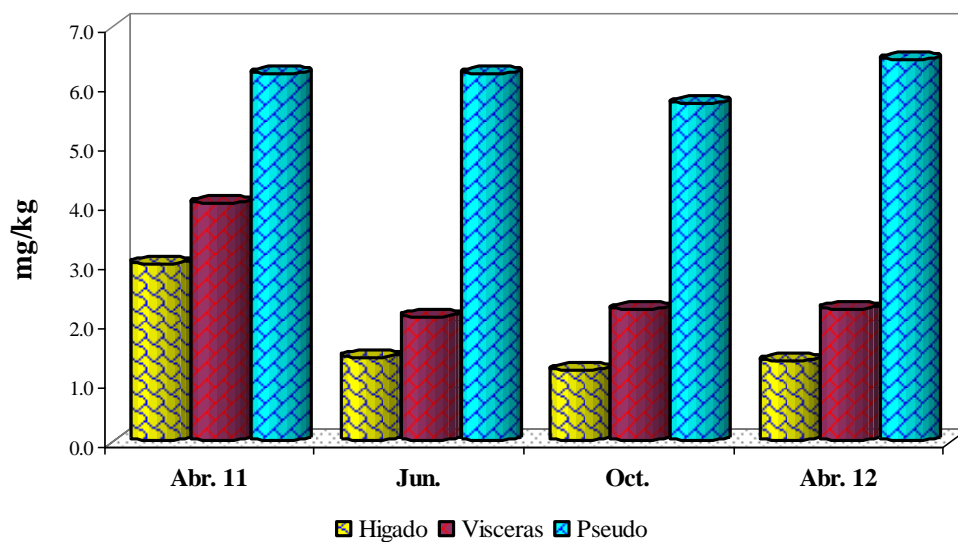


Figura 38. Concentraciones de Ni en 2 estructuras de *Ariopsis guatemalensis* y su acantocéfalo *Pseudoleptorhynchoides lamothei*.

IX.9 Biomagnificación de metales en un sistema predador-presa

Para tratar de conocer de manera inicial el proceso de biomagnificación de los metales registrados entre predadores (*A. guatemalensis*) y presas (*D. latifrons*) en la laguna de Tres Palos, se empleo el criterio de Gray (2002), quien sugiere que cuando la proporción de las concentraciones de metales $C_{\text{predador}}/C_{\text{presa}} > 1$ (FB = factor de biomagnificación), ocurre una mayor concentración del metal en el predador.

Con base a este criterio, las proporciones de Pb fueron 2 y 3 veces más altas en el músculo de *A. guatemalensis* en comparación con una de sus presas *D. latifrons*, sugiriendo la ocurrencia de una biomagnificación del Pb en esta estructura. Lo mismo ocurrió en el caso del hígado de *A. guatemalensis*, el FB fue > 1 durante los meses de octubre y abril 2012 (Fig. 39). Para otras estructuras como las branquias y piel, solo durante uno de los muestreos se obtuvo un valor > 1 , para el FB correspondiente.

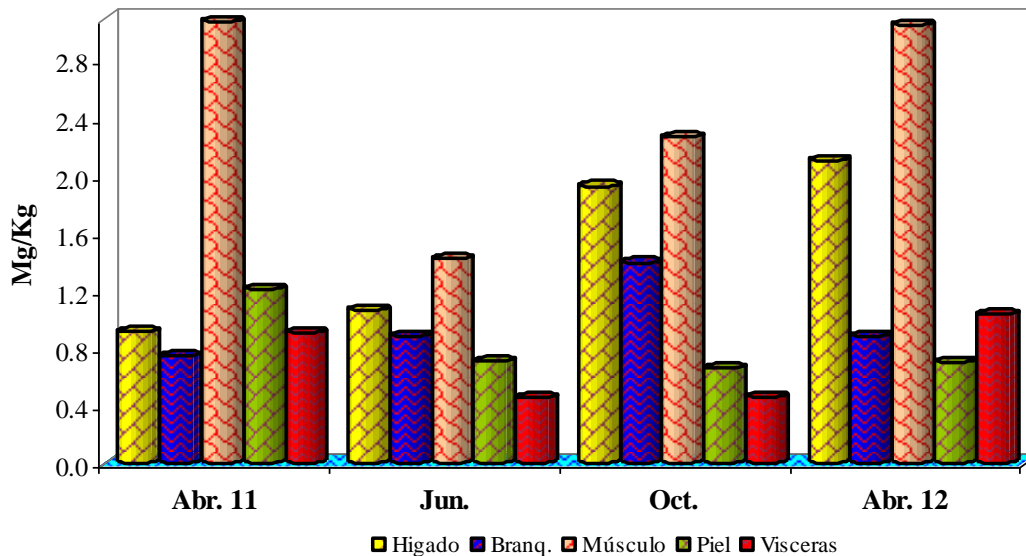


Figura 39. Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el Pb en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa).

Para el Cd, los valores del FB indicaron una biomagnificación de este metal en las vísceras de *A. guatemalensis* a lo largo de todos los meses de muestreo, siendo significativamente más alta durante los primeros 2 muestreos ($P < 0.05$), aunque tendió a disminuir en los 2 últimos. De

manera general, el Cd tendió a biomagnificarse en todas las estructuras de *A. guatemalensis*, aunque en algunas en un mayor grado que en otras (Fig. 40).

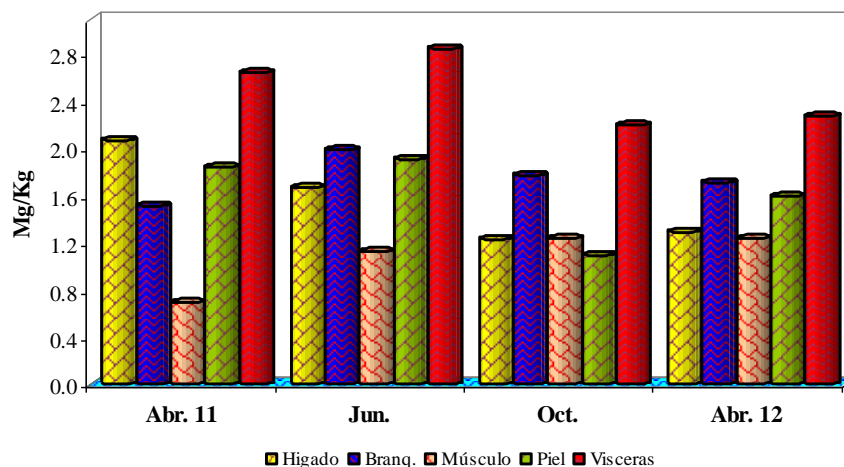


Figura 40. Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el Cd en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa).

Los valores del FB para el Cr, fueron menores a la unidad en varias de las estructuras examinadas, sugiriendo que el metal no tiene generalmente la capacidad de alcanzar mayores concentraciones en peces predadores como *A. guatemalensis*. Solo en los casos de las branquias y las vísceras, las proporciones fueron > 1 , aunque únicamente en los primeros 2 muestreos (Fig. 41).

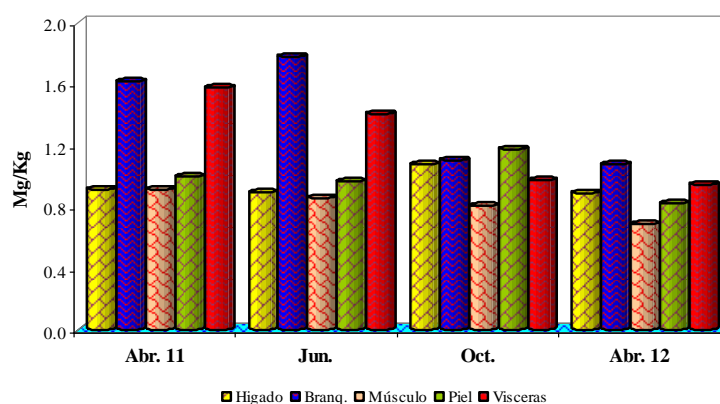


Figura 41. Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el Cr en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa).

El Mn fue el tercer metal que tendió a biomagnificarse en varias de las estructuras de *A. guatemalensis*. No obstante que para el músculo solo se contó con datos para uno de los muestreos (junio), su FB fue > 4 , es decir, la concentración de Mn fue 4 veces más alta en *A. guatemalensis* que en el músculo de la presa *D. latifrons*. Las branquias fueron la segunda estructura más importante en la cual se determinó una mayor concentración en el predador, seguida por las vísceras y finalmente la piel. Sin embargo, los análisis no detectaron la presencia de Mn en el hígado de *A. guatemalensis* (Fig. 42), no así en *D. latifrons*.

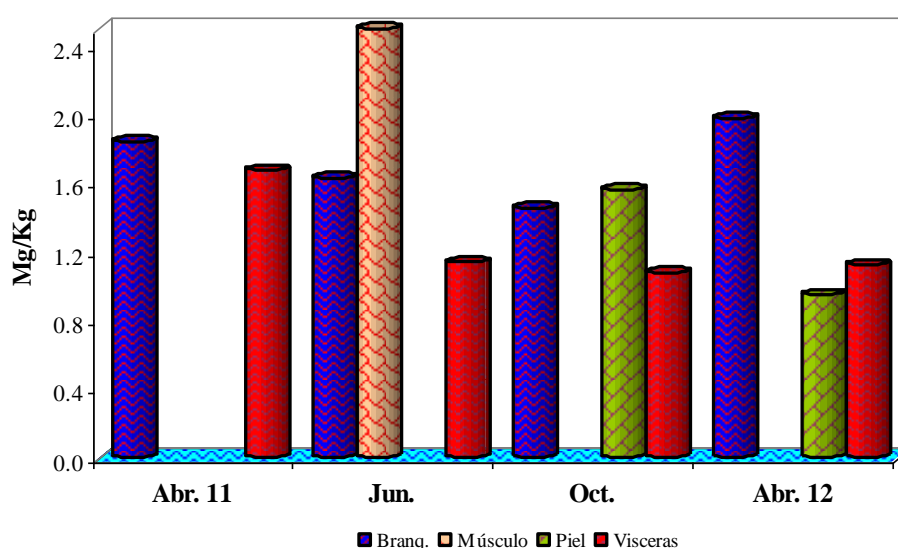


Figura 42. Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el Mn en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa).

Por lo que respecta al Ni, los valores del FB fueron > 5 (máximo = 14) para el músculo durante 2 de los muestreos (Fig. 43), indicando por lo tanto, que éste fue el metal que presentó una mayor biomagnificación en el músculo de *A. guatemalensis*. El metal presentó también una mayor concentración en las branquias (FB promedio = 2.29) y la piel (FB promedio = 1.99) de *A. guatemalensis*, en comparación con *D. latifrons*. Sin embargo, no obstante que *A. guatemalensis* presentó una alta acumulación de Ni en las vísceras, este metal no fue registrado en *D. latifrons*.

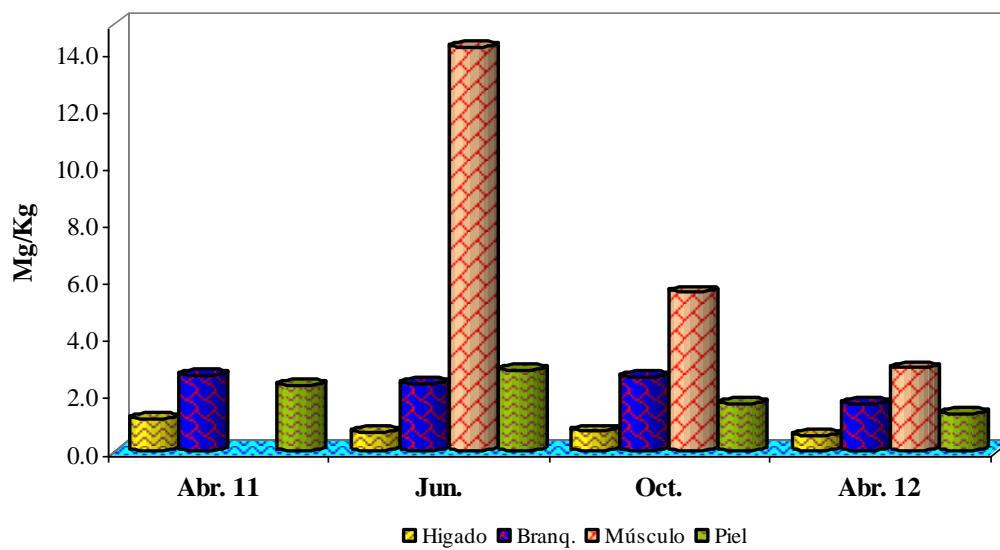


Figura 43. Concentraciones del factor de biomagnificación (FB, mg/kg), para el Ni en diferentes estructuras de *A. guatemalensis* (predador) y *D. latifrons* (presa).

X. DISCUSIÓN

X.1 Concentración de metales en el agua y los sedimentos

Los estudios realizados desde hace más de 20 años en varias lagunas costeras principalmente del área del Golfo de México, señalan que estos importantes cuerpos de agua presentan altas concentraciones por metales tóxicos como el Hg, Pb, Cd, Cr y Ni; Villanueva y Botello, 1992; Botello *et al.*, 2004; López-Ortega, 2012 y López-Jiménez, 2012).

La mayoría de los metales son insolubles en agua. Éstos son fácilmente absorbidos al material particulado, como la materia orgánica e inorgánica (Shrivastava *et al.*, 2003) o los sedimentos. Frecuentemente, los sedimentos son el destino final de los metales en los ambientes acuáticos, en donde la concentración puede ser de 10^3 a 10^7 veces mayor que la concentración de los mismos en la columna de agua (Botello *et al.*, 2004; López-Ortega, 2012 y López-Jiménez *et al.*, 2012). Algunos autores han mencionado incluso, que bajo ciertas condiciones los sedimentos del fondo pueden constituir una gran fuente secundaria de contaminación del agua (Linnik y Zubenko, 2000). Se considera que de manera general, las concentraciones de los metales varían en gran medida, dependiendo de las características físicas y químicas del agua, así como de la naturaleza y el tipo de sedimentos.

La laguna de Tres Palos al igual que muchas otras lagunas costeras, enfrenta un grave problema de deterioro ambiental. Debido al vertimiento de aguas residuales provenientes de unidades habitacionales construidas en sus márgenes o en zonas de humedales que comunican con la laguna (Quiterio, 2011); esta situación se complica, debido a sus características como: poca circulación, escasa profundidad y alta concentración de sedimentos de origen orgánico.

Durante los muestreos efectuados para determinar la presencia de metales pesados en la laguna, tanto en el agua como en sedimento, se registró la presencia de 5 elementos: Pb, Cd, Cr, Mn y Ni; (Fig. 8). Los metales que se encontraron en concentraciones más altas en el agua fueron el Cd (0.81 ± 0.05 mg/l), Pb (0.63 ± 0.43) y Mn (0.44 ± 0.17 mg/l). La concentración promedio de Cd, fue más baja a la reportada para la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz (2.5 mg/l; Tabla VII) y más similar la registrada en la laguna Madre, Tamaulipas. (0.6 mg/l; Tabla VII).

Tabla VII. Concentraciones de metales pesados registradas en agua de lagunas costeras en México.

Laguna	Estado	Pb	Cd	Cr	Unid.	Fuente
Atasca	Campeche	0.038	0.003	0.007	mg/l	Rosas <i>et al.</i> , 1983
Términos		0.001	0.15		mg/l	Páez-Osuna <i>et al.</i> , 1987 a, b
San Andrés		0.29-0.33	0.39-0.70		ppm	Vázquez-Sauceda <i>et al.</i> , 2006
Costa de Colima	Colima	0.08-2.92	0.02-0.04		ppm	Madrigal <i>et al.</i> , 2004
Del Carmen	Tabasco	0.43			mg/l	Pérez-Zapata, 1981
Del Carmen		0.04	0.013	0.009	mg/l	Rosas <i>et al.</i> , 1983
Machona		0.99			mg/l	Pérez-Zapata, 1981
Mecoacan		0.91			mg/l	
Madre	Tamaulipas		0.6		mg/l	Pulich, 1980
Pueblo Viejo	Veracruz	0.214		0.51	mg/l	Robledo, 1987
Pueblo Viejo		1.96	2.5		mg/l	Cardenas <i>et al.</i> , 1990
Tampamachoco		0.046	0.001	0.001	mg/l	Rosas <i>et al.</i> , 1983
Mandinga		0.12	0.002	0.004	mg/l	

Por lo que se refiere al nivel del Pb, este fue más bajo al registrado en las lagunas Pueblo Viejo, Ver. (1.91 mg/l) y Machona y Mecoacan, Tabasco. (0.99 y 0.91 mg/l, respectivamente; Tabla VII), pero más alta a la de otras lagunas como Tampamachoco y Mandinga, Veracruz (0.04-0.12 mg/l), o Términos y Atasca, Campeche (0.001-0.04 mg/l Tabla VII). Debido a que no se cuenta con datos disponibles sobre concentraciones de Mn en el agua, los valores registrados en la Laguna de Tres Palos, por el momento no pueden ser comparados. Por otra parte, no obstante que las concentraciones promedio de Cd y Pb, fueron menores a los valores registrados en otras lagunas costeras (Tabla VII), éstas rebasan considerablemente los límites máximos permisibles establecidos por la norma CE-CCA-001-1989 (SEDUE, 1990), la cual establece niveles máximos de 0.05 mg/l para el Cd y Cr de 0.006 mg/l para el Pb.

En los sedimentos, las concentraciones de los 5 metales registrados fueron mayores a 1 mg/kg, en la mayoría de los muestreos realizados (Tabla VIII). Los resultados obtenidos sobre mediciones de metales pesados en sedimentos de lagunas costeras del Golfo de México son muy variables (Tabla VIII), dado que mientras en algunas se reportan concentraciones de Pb muy bajas (0.29

mg/g, Atasta, Camp.), en otras lagunas los valores son muy altos como en los casos de El Yucateco, Yucatan y Las Ilusiones, Tabasco. (117 y 158.68 mg/g, respectivamente).

Tabla VIII. Concentraciones de metales pesados registradas en sedimentos de lagunas costeras en México.

Laguna	Estado	Pb	Cd	Cr	Ni	Unid.	Fuente
Atasta	Campeche	0.29	0.02	1.02		µg/g	Rosas <i>et al.</i> , 1983
Términos		33.96	1.39	47.2		µg/g	Ponce, 1988
El Limón	Chiapas	48	3.22	853	111	µg/g	Vázquez-Botello <i>et al.</i> , 2004
Del Carmen	Tabasco	6.49	0.28	30.5		µg/g	Rosas <i>et al.</i> , 1983
Ilusiones		158.68	n/d			µg/g	Valencia, 1989
Julivá		47	2.71	223	139	µg/g	Vázquez-Botello <i>et al.</i> , 2004
El Santuario		77	2.45	134	40	µg/g	
Castarrical		47	1.66	82	79	µg/g	
Estancia Vieja		97	2.17	129	74	µg/g	
Mecoacan		56	2.46	110	42	µg/g	
El Limón		68	3.22	249	141	µg/g	
Madre	Tamaulipas		0.04			µg/g	Pulich, 1980
San Andrés		1.07-1.11	0.89-1.01			ppm	Vázquez-Sauceda <i>et al.</i> , 2006
Tampamachoco	Veracruz	3.94	0.1	9.55		µg/g	Rosas <i>et al.</i> , 1983
Mandinga		3.34	0.02	7.43		µg/g	
Alvarado		20.15		109.83		µg/g	Rosales <i>et al.</i> , 1986
Sontecomapan		18.84	1.41		50.7	µg/g	Vázquez-Botello <i>et al.</i> , 2004
Salada		77.19	2.2		37.74	µg/g	
El Llano		78.76	1.35		49.74	µg/g	
Macha		81.2	1.47		61.42	µg/g	
Mandinga		55.15	1.09		26.29	µg/g	

En tanto que las concentraciones registradas para el Cd, han sido desde 0.02 mg/g (Mandinga, Ver. y Atasta, Camp.), hasta mayores a 5 mg/g (El Yucateco, Yuc.). Para el Cr, los valores son mucho más altos en la mayoría de las lagunas comparadas (7.43 a 249 mg/g, Tabla VIII), a excepción de la concentración reportada para este mismo elemento en la laguna de Atasta, Camp. (1.02 mg/g).

Finalmente, en el caso del Ni las concentraciones reportadas varían de 26.29 mg/g en Mandinga, Ver. a 139 mg/g en Juvilá, Tabasco (Tabla VIII). No obstante que no existen reportes para el área del Pacífico, los resultados obtenidos para algunas lagunas en el área del Golfo de México, sugieren que las concentraciones registradas para la mayoría de los metales (a excepción del Ni), en los sedimentos de la laguna de Tres Palos, se encuentran dentro de los rangos de concentraciones reportados para esta zona.

Por otra parte, algunas instituciones reguladoras internacionales como la NOAA (National Oceanic Atmospheric Administration), establecen los siguientes límites máximos permisibles (LMP) para la concentración de algunos metales en sedimentos: Cd 1.2 mg/kg, Cr 81-370 mg/kg, 46.7 mg/kg y Ni 20.9 mg/kg. Sin embargo, estos criterios son más aplicados a aguas marinas, por lo que no permiten una buena comparación con nuestros resultados. En cambio otro organismo internacional, el Aquatic Sediment Quality in Ontario, establece estándares de calidad ambiental para sedimentos en lagos, los cuales son más comparables con la laguna de Tres Palos, en términos de salinidad (3 a 5.8 ups, Violante-González *et al.*, 2008): Cd = 0.1 mg/kg, Cr = 0.11 mg/kg, Pb = 0.25 mg/kg, Ni = 0.075 mg/kg y Mn = 1.1 mg/kg.

Con base en estos estándares, se puede establecer que las concentraciones determinadas en los sedimentos del presente estudio, rebasan en todos los casos los límites máximos permisibles establecidos por este organismo internacional (Tabla VIII). Altos niveles de contaminantes en agua y sedimentos como los registrados en el presente estudio, pueden causar efectos adversos potenciales irreversibles al ecosistema lagunar. También plantean riesgos para la salud humana y de los animales acuáticos, ya sea directamente por absorción del agua, o indirectamente a través de la dieta (López-Ortega, 2012 y López-Jiménez, 2012).

Por otra parte Yanina (2008) señala que las concentraciones de metales pesados pueden variar según la zona y época del año en las lagunas costeras (espacial y temporal). Comparado con este estudio que solo se tomaron muestras de agua y sedimento en un punto de la laguna (San Pedro Las Playas), se desconoce la distribución espacial de los metales registrados en el interior de la misma. Aún así con los cuatro muestreos se permite hacer algunas observaciones con respecto a la presencia de los contaminantes a lo largo del año. Mostrando que las condiciones ambientales pueden cambiar drásticamente durante las temporadas de secas (Diciembre a Mayo) y la de lluvias (Junio a Noviembre).

Durante el periodo de secas el sistema es ambientalmente más estable y existe menor cantidad de material en suspensión. Mientras tanto durante la temporada de lluvias, grandes volúmenes de materia orgánica ingresan a la laguna por medio del río de la Sabana ocasionando una gran inestabilidad ambiental (Violante-González *et al.*, 2008).

Con base en lo anterior, durante las lluvias es más probable que ocurra una liberación de metales pesados desde los sedimentos a la columna de agua, debido a que la remoción de material del fondo, puede promover un déficit de oxígeno disuelto, una disminución en el pH y un aumento en la mineralización y en la concentración de materia orgánica disuelta (López-Ortega, 2012 y López-Jiménez, 2012). Por lo tanto, esto puede explicar en parte, la alta concentración de algunos metales registrada en el agua, durante algunos muestreos efectuados en esta temporada, como en los casos del Cd y el Pb (junio, Fig. 8). Sin embargo, durante los muestreos correspondientes a la época de secas (meses de abril de 2011, 2012), se registraron las concentraciones más altas para la mayoría de los metales en los sedimentos (Ni, Cr, Pb y Cd, Fig. 9). Esto sugiere que la mayor estabilidad ambiental durante la temporada de secas, propicia una mayor concentración de metales en los sedimentos de la laguna.

X.2 Concentración de metales en el cuerpo de los peces

La bioacumulación de metales pesados en los tejidos de organismos dulceacuícolas y marinos ha sido considerada, como una medición indirecta de la abundancia y disponibilidad de metales en el medioambiente (Murtala *et al.*, 2012). En los peces, la acumulación de metales pesados es un

fenómeno bien documentado a nivel mundial. Los metales al igual que otras sustancias tóxicas pueden ser absorbidos directamente del agua a través de estructuras como la piel o las branquias, o bien ingresar al cuerpo del pez durante el proceso de alimentación (Yanira, 2008; Nwani *et al.*, 2010; Eneji *et al.*, 2011 y Murtala *et al.*, 2012). La acumulación y retención de metales pesados, puede depender de la exposición a la concentración y tiempo de duración, así como de ciertos parámetros como la salinidad, temperatura, dureza y metabolismo de los animales (Murtala *et al.*, 2012).

No obstante, es señalado que pueden existir diferencias en los niveles de acumulación de metales dependiendo del órgano o el tejido involucrado en la absorción, así como del tipo de alimentación y el comportamiento de los peces. El análisis de las concentraciones de metales registradas en cada una de las estructuras del popoyote (*D. latifrons*), indicaron que el hígado fue el que registró una mayor acumulación de metales en este pez. El Cd, Cr y Ni, presentaron concentraciones promedio más altas (2.29, 3.21 y 2.32 mg/kg, respectivamente), en esta estructura en comparación con las demás, lo cual indicó que el hígado fue el sitio de mayor acumulación de metales en *D. latifrons*. La segunda estructura en importancia fueron las vísceras. Estas estructuras presentaron una mayor acumulación de Pb y Mn (Figuras 10 y 13).

El patrón de acumulación de metales fue muy similar para *A. guatemalensis*; en este pez las vísceras acumularon concentraciones promedio más altas de Cd y Mn (4.18 y 4.01 mg/kg, respectivamente), en tanto que el hígado acumuló una mayor concentración de Pb, a lo largo de los muestreos (Fig. 15).

Algunos investigadores, han señalado que los metales pesados tienden a ser más fácilmente almacenados en el tejido graso (Ozuni *et al.*, 2010 y Eneji *et al.*, 2011). Varios estudios sobre concentración de metales en peces como los efectuados por Yanina (2008), registran una mayor presencia de Pb en el hígado y las vísceras de especies como *Odontesthes bonariensis*, *Oligosarcus jenynsii*, *Cyphocharax voga* y *Astyanax fasciatus* en una laguna Argentina, o en *Tilapia mossambica* en 2 lagunas mexicanas (Izaguirre *et al.*, 1999; Tabla IX).

A nivel fisiológico, el hígado desarrolla un importante papel en el proceso digestivo, dadas sus funciones tanto hepáticas como pancreáticas, además de ser el órgano metabolizador por excelencia de todas las sustancias que llegan a él por vía sanguínea (Lagler *et al.*, 1984 y Amaral *et al.*, 2002). Esta estructura sirve además, como un órgano importante de almacenamiento de grasas y carbohidratos (glucógeno)

Tabla IX. Concentraciones promedio de Pb en tejidos de especies de peces en México y el mundo.

Especie	Branquias	Hígado	Piel	Músculo	Vísceras	Unidad	Referencia
<i>Cyprinus carpio</i>	3.11	3.42		2.14	3.61	mg/kg	Öztürk <i>et al.</i> , 2009.
<i>Cyprinus carpio</i>				141.14		ppb	Tabari <i>et al.</i> , 2010
<i>Mugila auratus</i>				88.52		ppb	
<i>Rutilus frisikutum</i>				138.80		ppb	
<i>Tilapia zilli</i>	1.0			1.18	1.18	µg/g	Eneji <i>et al.</i> , 2011
<i>Clarias gariepinus</i>	1.28			0.80	0.68	µg/g	
<i>Hydrocynus forskahlii</i>	0.25			0.05		ppm	Murtala <i>et al.</i> , 2012
<i>Hyperopisus bebe</i>	0.03			0.01		ppm	
<i>Clarias gariepinus</i>	0.01					ppm	
<i>Odontesthes bonariensis</i>		10.73		4.70	20.97	µg/g	Yanina 2008.
<i>Oligosarcus jenynsii</i>		299.93		13.74	24.05	µg/g	
<i>Cyphocharax voga</i>		83.50		8.47		µg/g	
<i>Astyanax fasciatus</i>		147.68		1.95		µg/g	
<i>Mugil curema</i>	22				13.2	µg/g	Izaguirre <i>et al.</i> , 1999
<i>Tilapia mossambica</i>	17.5			0.1	6.2	µg/g	
<i>T. mossambica</i>	26.8			1.0	32.8	µg/g	
<i>Cyprinus carpio</i>	< 0.006		0.9	< 0.006	< 0.006	mg/100g	Lozada-Zárate <i>et al.</i> , 2006
<i>C. carpio</i>	< 0.006		< 0.006	< 0.006	< 0.006	mg/100g	Bustos <i>et al.</i> , 2006
<i>Ariopsis felis</i>				1.031		µg/g	Vázquez <i>et al.</i> 2008
<i>Dormitator latifrons</i>	5.85	4.61	5.01	2.18	7.37	mg/kg	* Este trabajo, 2014
<i>Ariopsis guatemalensis</i>	5.45	6.07	3.89	4.81	4.99	mg/kg	* Este trabajo, 2014

Sin embargo, entre los peces existen diferencias en cuanto a la capacidad de almacenamiento de grasa en el hígado (Lagler *et al.*, 1984). *Dormitator latifrons* se caracteriza por ser un pez con un alto contenido de grasa en todas sus estructuras incluida el hígado, por ello se le conoce también en muchos lugares como “dormilón gordo” (*Pacific fat sleeper*). Este pez por ejemplo, acumuló una mayor concentración de Pb en las vísceras en comparación con el hígado (Fig. 10), indicando con esto que la concentración de grasa, puede ser significativamente más alta en algunos sitios como en el mesenterio intestinal. El almacenamiento de grasa por parte de los peces, puede también variar de acuerdo a la temporada y al tipo de alimentación (Lagler *et al.*, 1984).

En este sentido, el incremento en las reservas de grasa tanto a nivel del hígado, como de mesenterio intestinal, guarda una estrecha relación con la temporada reproductiva de los peces. En las lagunas costeras, la mayoría de las especies se reproducen durante los meses correspondientes a la temporada de lluvias. Durante esta temporada, las crías pueden encontrar una mayor cantidad de alimento disponible, dada la mayor abundancia de fito y zooplancton, debido al incremento en la concentración de nutrientes. Por lo tanto, los peces deben alimentarse mas activamente algunos meses antes (durante la temporada de secas), para poder contar con suficientes reservas energéticas durante el proceso reproductivo. En este sentido, el hígado puede incrementar su volumen y peso durante la temporada de secas, como consecuencia de un mayor incremento en las reservas de grasa (Lagler *et al.*, 1984), por lo que esto puede explicar las mayores concentraciones de algunos metales durante el periodo de secas, como en los casos del Pb (abril 2011), Cd, Cr, Mn y Ni en el hígado y las vísceras de *D. latifrons*, o del Cd, Cr, Mn y Ni, en las mismas estructuras de *A. guatemalensis* (Figuras 16-19).

Varios investigadores han establecido también, que las diferencias registradas en las concentraciones de Pb en el hígado de los peces a lo largo del año, pueden estar relacionadas con sus hábitos alimenticios y reproductivos en cada localidad (Nwani *et al.*, 2010, Eneji *et al.*, 2011 y Murtala *et al.*, 2012). Por otra parte, los altos niveles de metales generalmente encontrados en el hígado de los peces (como los reportados aquí), tienen gran importancia actualmente para el monitoreo ambiental del medio acuático (Amaral *et al.*, 2002).

Las branquias son estructuras metabólicamente activas, que juegan un papel importante en la interfase con el medioambiente acuático, debido a su función en el intercambio de gases, la regulación iónica, balance ácido, y excreción de desechos (productos nitrogenados); por lo tanto pueden ser también sitios importantes para la acumulación de metales pesados en los peces, debido a que son el principal sitio de ingreso de sustancias disueltas en el agua (Yanina, 2008; Nwani *et al.*, 2010; Eneji *et al.*, 2011 y Murtala *et al.*, 2012).

En *D. latifrons*, las branquias fueron la segunda estructura más importante en la absorción de Pb (5.85 mg/kg, abril 2011) solo después de las vísceras (7.37 mg/kg); este pez registró mayores concentraciones de Cd y Cr en las branquias durante los meses de abril de ambos años (Figs. 11, 12). También en *A. guatemalensis* las branquias fueron consideradas como la segunda estructura más importante en la acumulación de Pb, en este caso sólo después del hígado (Fig. 15). Además, tanto el Cd como Mn presentaron altas concentraciones en esta estructura, principalmente durante los meses de abril de ambos años (2011 y 2012). Mientras que la concentración de Cr fue más alta en las branquias de *A. guatemalensis*, en comparación con el resto de sus estructuras (Fig. 17). En otras especies de peces como *T. mossambica* y *Mugil curema*, las concentraciones de metales como el Pb registradas en las branquias, han presentado valores mayores a 17 mg/g (Izaguirre *et al.*, 1992; Tabla IX).

Las altas temperaturas que se presentan en muchas lagunas costeras durante la temporada de secas provocan calentamiento del agua. Como consecuencia, disminuye la profundidad por la evaporación y la interrupción del aporte de los ríos, ocasionando variaciones importantes en las concentraciones de oxígeno disuelto. La disminución del nivel de oxígeno puede llevar al incremento de la ventilación en las branquias, lo cual aumenta el grado de exposición de los peces a los metales pesados en ambientes contaminados (Espina y Vanegas, 2005; López-Ortega, 2012 y López-Jiménez *et al.*, 2012). Los estudios realizados en diversas especies, revelan que al aumentar la temperatura en el medio acuático aumenta también la toxicidad de algunos metales pesados (Espina y Vanegas, 2005; López-Ortega, 2012 y López-Jiménez, 2012). Por lo tanto, las altas concentraciones de algunos metales registradas en las branquias de *D. latifrons* y *A. guatemalensis* durante los meses de abril de ambos años, pueden ser relacionadas con las

temperaturas más altas que se presentan durante el periodo de secas ($> 28\text{ }^{\circ}\text{C}$; Violante-González *et al.*, 2008).

La piel de los peces es una estructura que además de proporcionar protección, juega un papel importante en la absorción y excreción de sustancias. Algunos estudios indican que en las carpas escamosas las branquias y la cavidad bucal absorben cerca del 93 % de las sales disueltas en el agua, en tanto que la superficie del cuerpo solo un 6.3 %. Mientras que en la carpa espejo (un pez que sólo presenta algunas escamas en la región dorsal y caudal) las branquias y la cavidad bucal absorben el 87.9 %, y la superficie del cuerpo un 12.1%. Lo cual indica que la pequeña porción cubierta por escamas en esta carpa, facilita la absorción de sales por la superficie del cuerpo (Nikolsky, 1969).

Por otra parte, algunos peces tienen la piel completamente cubierta con escamas, mientras que otros como los bagres, presentan la piel lisa y desnuda. *Ariopsis guatemalensis* es también un bagre. Por lo que su cuerpo no presenta escamas, en este pez las concentraciones promedio de los metales Cd, Cr y Ni, fueron significativamente más altas en la piel, en comparación con las concentraciones de estos mismos metales, en la piel de *D. latifrons* (un pez cuyo cuerpo se encuentra cubierto completamente con escamas de diferentes tamaños). Este resultado, corrobora por lo tanto, la importancia de esta estructura en la absorción y acumulación de metales pesados en peces que carecen de escamas como *A. guatemalensis*.

Desde el punto de vista de la salud humana, la bioacumulación de metales pesados más importante, es aquella que ocurre en el músculo de peces que se emplean como alimento (Yanina, 2008). Algunos estudios señalan que el músculo, es un tejido que juega un papel menos importante en la acumulación de Pb (Izaguirre *et al.*, 1992; Yanina, 2008; Öztürk *et al.*, 2009; Nwani *et al.*, 2010 y Murtala *et al.*, 2012, Tabla IX). En este sentido, las concentraciones promedio de algunos metales como el Pb, Mn, y Ni, fueron significativamente más bajas en el músculo de *D. latifrons*, en tanto que las de Cd y Mn, lo fueron en el músculo de *A. guatemalensis*. En esta segunda especie, las concentraciones de Pb y Cr en el músculo, fueron más bajas que en otras 3 estructuras, a excepción de la piel y las vísceras, respectivamente (Figuras 15 y 17).

Los resultados de esta investigación indican también de manera general, que el músculo de las 2 especies de peces examinadas presenta una menor concentración de metales pesados, en comparación con otras estructuras (como el hígado, las vísceras o las branquias). Dada la importancia de ambas especies de peces como fuente de alimento para la población local y turística del Puerto de Acapulco, este resultado tiene gran relevancia. Sin embargo, las concentraciones promedio de la mayoría de los metales registrados para este tejido en ambos peces (a excepción del Mn en *D. latifrons*), se encuentran muy por arriba de los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-242-SSA1-2009 (que establece una concentración máxima de Pb de 0.2 mg/kg y de 0.5 mg/kg para el Cd, en el caso de productos pesqueros) (Vázquez-Sauceda *et al.*, 2006).

X.2.1 Rutas de ingreso de los metales al cuerpo de los peces

En los peces los metales pesados pueden ingresar por tres vías posibles: branquias, alimento o superficie corporal. Si la principal ruta de ingreso del contaminante es a través del agua, la mayor concentración se acumulará en las branquias. En cambio, si la ingesta predominante es por el alimento, se acumulará en los tejidos u órganos principales del sistema digestivo (Yanina, 2008).

El análisis efectuado para determinar las posibles rutas de ingreso de los metales en cada uno de los peces indicó, que la mayor absorción de metales como el Cr, Mn y Ni, ocurre por la vía respiratoria-cutánea (branquias-piel), mientras que el Pb y el Cd ingresan al cuerpo de ambos peces principalmente por la vía digestiva (hígado-vísceras, Figuras. 20-25).

La mayor ingesta de metales como el Pb y el Cd por la vía digestiva en ambos peces, puede ser atribuido a sus hábitos alimenticios, tipo de hábitat y comportamiento (Yanina, 2008; Eneji *et al.*, 2011 y Murtala *et al.*, 2012). Tanto *D. latifrons* como *A. guatemalensis* son peces bentónicos, aunque sus hábitos alimenticios son completamente distintos (Yañéz-Arancibia y Díaz-González 1977). *Dormitator latifrons* por ejemplo, es un detritívoro. Por lo que su proximidad con el fondo y la ingesta de grandes cantidades de detritus y sedimento, pueden incrementar las concentraciones internas de metales tóxicos adquiridos por esta vía, en comparación con las cantidades de metales absorbidos por la branquias y la piel a través del agua.

Por otra parte, *A. guatemalensis* es considerado como un carnívoro consumidor de segundo o tercer orden, que se alimenta preferentemente de pequeños peces y crustáceos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1976), mantiene también un gran contacto con el fondo, en el cual los sedimentos presentan mayores concentraciones de metales; por lo que sus presas que habitan también en este medio, pueden presentar ya ciertas concentraciones de estos elementos. Estos resultados son respaldados por estudios que indican que en las zonas costeras, los organismos de hábitos bentónicos son los más afectados por la contaminación de algunos metales pesados de naturaleza tóxica (como el Hg, Pb, Cr, y Cd), debido a su interacción directa con los sedimentos (López-Ortega, 2012 y López-Jiménez, 2012).

X.2.2 Bioacumulación de metales pesados en cada estructura de los peces

Debido a la capacidad que tienen los metales pesados para formar complejos con la materia orgánica, tienden a fijarse en los tejidos de los organismos expuestos. Su acumulación se presenta en diferentes grados de concentración, dependiendo de las características fisiológicas y bioquímicas de cada tejido, así como del nivel de contaminación del agua y los alimentos (Farkas *et al.*, 2000; López-Ortega, 2012 y López-Jiménez *et al.*, 2012).

Los resultados del factor de bioacumulación utilizado ($FA = C_{\text{tejido}}/C_{\text{medio}}$), indicaron la existencia de acumulación de metales en las diferentes estructuras de los peces, al ser las concentraciones de éstos varias veces más altas a las registradas en el agua o los sedimentos (Tabla IV y V). Para *D. latifrons* por ejemplo, la acumulación del Pb en el hígado, branquias y vísceras fue generalmente alta (10 a 50 veces mayor), en comparación con la concentración presente en el agua (Tabla IV). Mientras que fue clasificada como baja (3 a 10 veces mayor) en estas mismas estructuras, en comparación con las concentraciones en los sedimentos (Tabla IV). En el caso de *A. guatemalensis* el Pb se acumuló en altas concentraciones en el hígado, branquias, músculo y vísceras, en comparación con el agua (Tabla V) y su concentración fue también considerada como baja (3 a 10 veces mayor) en estas mismas estructuras, en comparación con los sedimentos. El único metal que se acumuló en muy altas concentraciones (> 50 veces), en todas las estructuras de *A. guatemalensis* fue el Ni (en comparación con el agua, Tabla V). Mientras

que en *D. latifrons* este metal alcanzó concentraciones muy altas en el hígado y la piel (durante el primer muestreo) (Tabla IV).

X.2.3 Biomagnificación de metales en un sistema predador-presa

Se ha sugerido que para que ocurra biomagnificación de un metal, se debe presentar primero una bioacumulación. Este proceso ocurre cuando los organismos vivos absorben contaminantes más rápidamente de lo que sus cuerpos pueden eliminar. Finalmente, el contaminante se acumula en sus tejidos u órganos (Gray, 2002). Cuando la bioacumulación se transfiere de un nivel trófico a otro superior incrementando su concentración, ha ocurrido una biomagnificación (Gray, 2002 y Escobar-Sánchez, 2010). Esta biomagnificación está relacionada con el coeficiente de concentración de los tejidos de un depredador en comparación con el de su presa, ya que éstas también bioacumulan metales en sus tejidos (Escobar *et al.*, 2010).

Las mediciones de las concentraciones de metales en distintas estructuras en los peces *D. latifrons* como en *A. guatemalensis*, permitieron poder efectuar un análisis preliminar sobre el proceso de biomagnificación de metales. De acuerdo con la información existente, *A. guatemalensis* es un pez de hábitos carnívoros el cual se alimenta de peces pequeños incluidos juveniles de *D. latifrons* (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1976), por lo que esta especie puede ser considerada como una presa de *A. guatemalensis*. En este sentido, las concentraciones de 4 metales (Pb, Cd, Mn y Ni), fueron significativamente más altas en el músculo de *A. guatemalensis*, en tanto que las de Pb, Cd, y Mn fueron más altas en el hígado, en comparación con las registradas en ésta misma estructura en *D. latifrons*. Debido a lo anterior los valores del factor de biomagnificación (FB), indicaron que las proporciones de Pb fueron de 2 a 3 veces más altas en el músculo de *A. guatemalensis* en comparación con una de sus presas *D. latifrons*, así como en el caso de las del hígado ($FB > 1$). Por lo tanto, estos resultados indican que ocurre una mayor concentración o biomagnificación del metal en el predador (*A. guatemalensis*).

Algunos autores han registrado la existencia de una fuerte correlación entre la longitud total y los niveles de mercurio (Hg), en algunas especies de peces marinos (Boush y Thieleke 1983 y Escobar *et al.*, 2010), lo cual sugiere que los peces pueden acumular metales también con la edad (mayor tiempo de exposición). En este sentido, es importante señalar que los ejemplares de *D. latifrons* examinados fueron principalmente organismos adultos (17.78 a 19.90 cm), por lo que las concentraciones de metales en estos peces deben ser mucho más altas a las registradas en los juveniles, que sirven realmente como presa de *A. guatemalensis*. Por otra parte Gray (2002) sugiere que cuando se pretende determinar la ocurrencia de biomagnificación de metales en especies predatoras, es necesario también determinar las concentraciones de metales en las principales especies presa que consume. Con base en esto, se considera que para poder obtener una evaluación más confiable del proceso de biomagnificación en *A. guatemalensis* y otras especies de peces predadores de la laguna de Tres Palos, es necesario analizar también ejemplares más pequeños de *D. latifrons*, así como de otras especies reportadas también como presas para el pez predador.

X.4 Concentraciones de metales en las especies de acantocéfalos

Una gran cantidad de literatura disponible indica que los parásitos pueden ser utilizados actualmente como indicadores de efecto, o de acumulación de metales (especies centinela). Debido a la variedad de formas en las cuales pueden responder a la contaminación antropogénica (Sures, 2004). Entre las especies de helmintos intestinales, se considera que los acantocéfalos y los cestodos adultos, reúnen la mayoría de los criterios requeridos para poder ser utilizados como indicadores de acumulación (Sures, 2004).

Las determinaciones de las concentraciones de metales en las dos especies de acantocéfalos, *N. brentnickoli* y *Pse. lamothei* colectados del intestino de *D. latifrons* y *A. guatemalensis* (respectivamente) indicaron en *N. brentnickoli* la presencia de cuatro de los cinco metales registrados en su hospedero *D. latifrons* (a excepción del Ni). El Mn presentó concentraciones promedio significativamente más altas (4.74 mg/kg) que las de los otros metales (Fig. 27). Siendo el Pb el metal que presentó la acumulación más baja en este acantocéfalo (1.39 mg/kg). En tanto que en la segunda especie *Pse. lamothei* recuperada de *A. guatemalensis*, se detectaron los cinco

metales registrados en este pez. En este acantocéfalo el Pb registró las concentraciones promedio más altas en comparación con los otros metales (7.51 mg/kg), mientras que el Mn, fue considerado como el segundo metal más importante en *Pse. lamothei* (Fig. 29). Las determinaciones de metales realizadas en otras especies acantocéfalos, sugieren que otros metales como el Cd y el Mn, tienden a presentar también una alta acumulación en estos helmintos (Tabla X)

Tabla X. Concentraciones de metales pesados registradas en acantocéfalos de diversas partes del mundo.

Especie	Hospedero	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Unidad	Fuente
<i>Acantocephalus lucii</i>	<i>Perca fluviatilis</i>					11	µg/g	Sures <i>et al.</i> , 1994 a
	<i>Leuciscus cephalus</i>	3.53					µg/g	Sures y Taraschewski, 1995a
	<i>P. fluviatilis</i>	1.3	0.1			8.7	mg/kg	Sures <i>et al.</i> , 1997
	<i>P. fluviatilis</i>	1.5		7	1.5	8	mg/kg	Sures <i>et al.</i> , 1999
	<i>P. fluviatilis</i>					10.02	mg/kg	Jankovská <i>et al.</i> , 2011
	<i>P. fluviatilis</i>	0.54	5.89	37.2	0.68	0.43	µg/g	Brázová <i>et al.</i> , 2012
	<i>P. fluviatilis</i>	1		70			mg/kg	Jankovská <i>et al.</i> , 2012
<i>Aspersentis megarhynchus</i>	<i>Notothenia corliceus</i>	2	1.8	7	1.5	0.7	µg/g	Sures y Reimann, 2003
<i>Lepthorhynchoides tecatus</i>	<i>Micropterus salmoides</i>	10902					µg/kg	Sayeh, 2010
	<i>M. salmoides</i>	6.8					µg/g	Almalki, 2010
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	<i>Anguilla anguilla</i>					3.7	µg/g	Sures <i>et al.</i> , 1994b
	<i>A. anguilla</i>					40	µg/g	Zimmermann <i>et al.</i> , 1999
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	4.27					µg/g	Sures y Taraschewski, 1995a
	<i>Leuciscus cephalus</i>					1.5	µg/g	Siddall y Sures, 1998
	<i>Carassius auratus</i>					7	µg/g	Sures y Sidall, 2001
	<i>Barbus barbus</i>	0.5				50	mg/kg	Schludermann <i>et al.</i> , 2003
	<i>Leuciscus cephalus</i>	90					cpm/g	Sures <i>et al.</i> , 2003
	<i>B. barbus</i>	2	0.2	3	0.5	10	mg/kg	Thielen <i>et al.</i> , 2004
	<i>B. barbus</i>	1.5		9		3	mg/kg	Nachev <i>et al.</i> , 2013
<i>Neoechinorhynchus brentnickoli</i>	<i>Dormitator latifrons</i>	3.0	2.36	4.74		1.39	mg/kg	* Este Trabajo, 2014
<i>Pseudoleptorhynchoides lamothei</i>	<i>Ariopsis guatemalensis</i>	5.97	5.55	6.21	6.13	7.51	mg/kg	

Los estudios efectuados sobre la acumulación de metales pesados en acantocéfalos han sido realizados principalmente con 7 especies, 5 son parásitos de peces de agua dulce *Acanthocephalus*, *Aspersentis megarhynchus*, *Lepthorhynchoides tecatus*, *Paratenuisentis ambiguus* y *Pomphorhynchus laevis* (Zoega En Muller, 1776); en tanto que dos utilizan mamíferos como hospederos finales: *Macracanthorhynchus hirudinaceus* y *Moniliformis moniliformis*. Las concentraciones de Pb registradas en acantocéfalos como *Acanthocephalus lucii* en hospederos dulceacuícolas carnívoros (*Perca fluviatilis*), han sido muy similares (8 a 11 mg/kg) a la concentración de este metal en *Pse. lamothei* parasitando a *A. guatemalensis* (Tabla X). En este sentido, Sures *et al.* (1999) indicó que no obstante que existen pocos datos para los acantocéfalos de peces estuarinos o marinos, en comparación con los dulceacuícolas, han registrado altas concentraciones de plomo, lo cual sugiere también una notable acumulación de metales en parásitos de ambientes marinos y de agua salobre. Por lo tanto los resultados del presente trabajo confirman también, que los acantocéfalos de especies de peces estuarinos, presentan la capacidad de acumular metales pesados, las cuales son muy similares a las ya registradas en especies de acantocéfalos de peces dulceacuícolas.

X.4.1 Bioacumulación de metales en las especies de acantocéfalos

Investigadores como Sures *et al.* (1999) y Sures (2003) indican que es recomendable determinar las concentraciones de metales, no sólo en los helmintos parásitos, sino también en sus hospederos. Las proporciones de metales existentes entre el parásito y los diferentes tejidos examinados, pueden proporcionar información sobre el tiempo en que han estado expuestos, tanto el pez como el parásito, al elemento que está siendo monitoreado. En este sentido, los resultados del factor de bioacumulación ($FA = C_{\text{helminto}}/C_{\text{estructura}}$) utilizado, indicaron que en *N. brentnickoli* ocurrió acumulación de metales (como lo sugieren los valores de este factor para las diferentes estructuras; $FA > 1 < 3$; Tabla 6). Por el contrario, en el caso de *Pse. lamothei* la acumulación de metales fue moderada (3 a 10 veces más alta que en las estructuras).

Por otra parte, algunos estudios señalan que las concentraciones promedio de Pb y Cd en algunas especies de acantocéfalos adultos como *Pomphorhynchus laevis*, pueden ser de 400 a 2,700 veces más altas, que las registradas en el músculo de su hospedero (*Leuciscus cephalus*). Y hasta de

11,000 y 27,000 mayores que las concentraciones determinadas en el agua (Sures *et al.*, 1994; Sures y Taraschewski, 1995). No obstante no existe un criterio general para reportar las concentraciones de metales en la mayoría de estudios, por lo que en muchos casos no es fácil poder efectuar comparaciones, como en el presente estudio.

Los organismos acumuladores como los acantocéfalos, son capaces de incorporar contaminantes a lo largo del tiempo por lo que son útiles para detectar sustancias, incluso si ellas no se encuentran presentes de manera permanente en el medio ambiente (Sures, 2008). En este sentido, se considera que debido a que el proceso de acumulación de metales en el músculo del pez, es más lento que en el parásito, una alta proporción parásito/músculo puede indicar un corto tiempo de exposición a un determinado metal (Sures *et al.*, 1999a; Sures, 2003 y Sures, 2008). Las proporciones acantocéfalo/músculo indicaron que existieron diferencias tanto en *N. brentnickoli* como en *Pse. lamothei*. Mientras que para el Pb, Cr y Ni, los parámetros de las proporciones fueron bajos en ambas especies, sugiriendo un corto periodo de exposición a estos metales. En el caso del Cd y Mn fueron altos, indicando una situación opuesta (Tabla VI). Considerando que los peces examinados de ambas especies fueron organismos adultos (1 a 2 años), estos resultados sugieren por lo tanto, que los metales posiblemente no se acumulan a la misma velocidad en el cuerpo de estos peces.

X.4.2 Diferencias en las concentraciones de metales en ambos acantocéfalos

Considerando las concentraciones de metales registradas en cada especie de acantocéfalo, en todos los casos éstas fueron significativamente más altas en *Pse. lamothei* que en *N. brentnickoli*. Pueden existir varias causas que explicarían estas diferencias; por ejemplo algunos estudios señalan que las concentraciones de varios metales dentro de los parásitos pueden decrecer con el incremento de la infestación. Las abundancias promedio de *N. brentnickoli* a lo largo de los muestreos fueron más altas (37.4 a 81.3 acantocéfalos por pez examinado), en comparación con las de *Pse. lamothei* (5.8 a 12.8); por lo que *N. brentnickoli* presentó una mayor agregación en el intestino de su hospedero *D. latifrons*. De esta manera puede presentarse una competencia por los metales entre los acantocéfalos de *N. brentnickoli* en el intestino de *D. latifrons* (Sures, 2001). Los tamaños de ambos acantocéfalos fueron también diferentes, los de *N. brentnickoli* por

ejemplo, midieron en promedio de 2.69 mm (machos) a 4.21 mm (hembras), mientras que en *Pse. lamothei* las longitudes promedio fueron de 10.04 mm (machos) a 15.30 mm (hembras), por lo que los acantocéfalos de esta última especie presentaron una mayor superficie de absorción, lo cual a su vez podría explicar su mayor concentración de metales.

X.4.3 Competencia por los metales: acantocéfalo-pezo

No obstante que la mayoría de los artículos parasitológicos consideran a los parásitos como una seria amenaza para la salud de los peces, muchos otros indican que éstos pueden tener también un efecto benéfico en la salud de sus hospederos. Por ejemplo, algunos estudios indican que los parásitos pueden actuar como filtradores de metales pesados, por lo que llegan a reducir las concentraciones de metales pesados presentes en los tejidos de sus hospederos (Sures *et al.* 1997; Malek *et al.*, 2007 y Torres *et al.*, 2012).

Considerando sólo la estructura en la cual fueron localizados los acantocéfalos, es decir el intestino, la suma de las concentraciones de metales en el pez y el parásito en cada muestreo, indicó que las cantidades de metales presentes en *N. brentnickoli* representaron desde un 16% (para el Pb), hasta un 63% (Cd) del total de las concentraciones de cada metal, en el intestino de *D. latifrons*. Mientras que en el caso de *Pse. lamothei* los porcentajes de metales presentes en este acantocéfalo, representaron más del 60% del total de las concentraciones de cada uno de los metales. De esta manera, la captación de metales por parte de *N. brentnickoli* y *Pse. lamothei* reducen sustancialmente la carga total, que debería realmente existir, si los acantocéfalos no hubieran estado presentes (Sures, 2001 y Torres *et al.*, 2012). Finalmente podemos decir que nuestros resultados indican que estas dos especies de acantocéfalos, pueden actuar como un filtro natural para los metales pesados presentes en el intestino de sus hospederos (Sures, 2008; Malek *et al.*, 2007 y Torres *et al.*, 2012).

X. CONCLUSIONES.

- Durante el presente estudio se determinó la presencia de 5 metales pesados: Pb, Cd, Cr, Mn y Ni, en agua, sedimento, peces y parásitos de la Laguna de Tres Palos de Acapulco, Guerrero, México.
- Los metales que registraron concentraciones más altas en el agua fueron el Cd (0.81 ± 0.05 mg/L), Pb (0.63 ± 0.43) y Mn (0.44 ± 0.17 mg/L).
- Las concentraciones determinadas de Pb, Cd y Mn en el agua, superaron los límites máximos permitidos establecidos por la norma mexicana SEDUE (1989) para el uso pecuario.
- En los sedimentos, las concentraciones de los 5 metales registrados fueron mayores a 1 mg/kg, el metal que presentó la concentración más alta en este medio fue el Ni (2.05 ± 0.45 mg/L).
- Las concentraciones de 4 metales (Pb, Cd, Mn y Ni) en los sedimentos, se encontraron por arriba de los límites mínimos establecidos, para riesgos biológicos establecidos por la Ontario Quality Guideline de Canadá.
- En los peces el Cd, Cr y Ni, presentaron concentraciones promedio más altas (2.29, 3.21 y 2.32 mg kg, respectivamente) en el hígado de *Dormitator latifrons*, órgano que registró una mayor acumulación de metales en este pez.
- La principal ruta de ingreso de metales en *D. latifrons* fue en un mayor grado, por medio de la ingesta alimentos y en segundo lugar por la absorción a través de las branquias y la piel.
- La acumulación de metales en algunas estructuras de *D. latifrons* como el hígado, branquias y vísceras, fue de 10 a 50 veces más alta a la registrada en el agua.

- En el pez *A. guatemalensis*, las vísceras acumularon las concentraciones promedio más altas de Cd y Mn (4.18 y 4.01 mg/kg, respectivamente).
- La principal ruta de ingreso de metales en *A. guatemalensis* fue también por medio de la ingesta de alimento contaminado.
- La acumulación de metales en el hígado, branquias, músculo y vísceras en *A. guatemalensis*, fue hasta 50 veces mayor a las concentraciones registrada en el agua.
- El factor de biomagnificación ($FB > 1$) de algunos metales, indicó que las proporciones fueron de 2 a 3 veces más altas en el músculo de *A. guatemalensis*, en comparación con una de sus presas *D. latifrons*.
- No obstante que el músculo en ambas especies de peces fue la estructura menos contaminada con metales, las concentraciones de Pb y Cd estuvieron están por arriba de los límites máximos establecidos de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-242-SSA1-2009.
- En el acantocéfalo *Neoechinorhynchus brentnickoli*, se determinaron 4 metales pesados (Pb, Cd, Cr y MN). En este helminto, el Mn presentó concentraciones promedio significativamente más altas (4.74 mg/kg) en comparación con otros metales.
- La acumulación de Mn fue hasta 19.6 veces más alta a la registrada en el músculo de su hospedero *D. latifrons*.
- En *Pseudolepthorhynchoides lamothei* se registraron los 5 metales detectados en agua y sedimentos. El Pb registró las concentraciones promedio más altas en este pez, en comparación con los otros metales.

XII. BIBLIOGRAFÍA

- Abascal, F. J., J. Cosson y C. Fauvel. 2007. Characterization of sperm motility in sea bass: the effect of heavy metals and physicochemical variables on sperm motility. *Journal of Fish Biology* 70:509-522.
- Acosta, V., C. Lodeiros, W. Senior y G. Martínez. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia* 27:686-690.
- Akbulut, N., A. Tuncer. 2011. Accumulation of heavy metals with water quality parameters in Kizilirmak River Basin (Delice River) in Turkey. *Environmental Monitoring Assessment* 173:387-395.
- Albert, L. A. y F. Badillo. 1991. Environmental lead in Mexico. *Review Environmental Contamination and Toxicology* 50:553-539.
- Almaki, S. G. 2010. Metallothionein content in the Acanthocephalan *Leptorhynchoides thecatus* and Tissues from Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) after cadmium exposure. Tesis de maestria, Quinnipiac University. 28 p.
- Amaral, A. F., N. Alvarado, I. Marigómez, R. Cunha, K. Hylland y M. Soto. 2002. Autometallography and metallothionein immunohistochemistry in hepatocytes of turbot (*Scophthalmus maximus* L.) after exposure to Cd and further depuration treatment. *Biomarker* 7:491-500.
- Amezcu-Linares, F. 1977. Generalidades ictiológicas del sistema lagunar costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencia del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 1:1-26.
- Andreji, J. y I. Strañai. 2004. Levels of cobalt, nickel, cooper, and manganese in fishes from the Danube River. *Lucrari Stiinfice Zootehnie si Biotehnologii, Timisoara* 37:301-306.
- APHA, AWWA, WPCF. 1998. Temperature. *En: Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, D. C.* 122-126 pp.
- Arnot, J. A. y F. A. P. C. Gobas. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental reviews* 14:257-297.

- Atchinson, G. J., B. R. Murphy, W. E. Bishop, A. McIntosh, R. A. Mayes 1977. Trace metal contamination of bluegill (*Lepomis macrochirus*) from two Indiana lakes. *Transactions of the American Fish Society* 106:637-640.
- ATSDR. 2005. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. *Reseña Toxicológica del Níquel*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 8 p.
- ATSDR. 2007. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. *Reseña Toxicológica del Plomo*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 2 p.
- ATSDR. 2012a. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. *Reseña Toxicológica del Cadmio*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 2 p.
- ATSDR. 2012b. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (*Reseña Toxicológica del Cromo*). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 8 p.
- ATSDR. 2012c. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. *Reseña Toxicológica del Manganeso*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 10 p.
- Banderas, T. A. y R. V. González. 2000. Eutrofización y estrategias de manejo de la laguna costera Tres Palos, Acapulco, Guerrero, México. *Resumen XII Congreso Nacional de Oceanografía*. 22 al 26 de mayo, Huatulco, Oaxaca, México. 65 p.
- Barger, M. A. 2005. A New Species of *Neoechinorhynchus* (Acanthocephala: Neoechinorhynchidae) from turtles in Florida, U.S.A. *Comparative Parasitology* 72:6-9
- Barlas, N., N. Akbulut y M. Aydogan. 2005. Assessment of heavy Metal Residues. In the Sediment and Water Samples of Uluabat Lake, Turkey. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 74:286-293.
- Botello, A. V. 1982. La contaminación en el mar. *Ciencias y Desarrollo* Marzo-Abril, No. 43, año VIII, pp. 91-101.
- Botello, A. V. 1995. Contaminación por hidrocarburos y metales pesados. *En: A. Botello (Responsable) Evaluación Geoquímica Ambiental y Diagnóstico de la zona costera de*

- Veracruz: Lagunas de Tamiahua, Pueblo Viejo y Tampamachoco. Informe final del proyecto de Investigación CONACyT 3232-T9308. 45 p.
- Botello, A. V. 1996. Hidrocarburos tóxicos en cuerpos acuáticos y su bioacumulación. Informe final presentado a Petróleos Mexicanos. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM (Eds.), México. 166 pp.
- Botello, A.V., S. F. Villanueva y L. H. Rosales. 2004. Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México. Diagnóstico ambiental del Golfo de México. *En*: Pisanty M. I. y E. Ezcurra (Eds.). Instituto Nacional de Ecología 683-712 pp.
- Bourhane-Eddine, B., X. Laffray, A. Dhib, M. Fertouna-Belakhal, S. Tourki y L. Aleya. 2013. Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). *Marine Pollution Bulletin* 74:477-489.
- Boush, G. M. y J. R. Thieleke. 1983. Mercury content of shark. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 30:284-290.
- Brázová, T., J. Torres, C. Eira, V. Hanzelová, D. Miklisová y P. Salamun. 2012. Perch and its parasites as heavy metals biomonitors in a freshwater environment: The case study of the Ruzin Water Reservoir, Slovakia. *Sensors* 12:3068-3081.
- Bustos-Vázquez Z. G., W. S. Monks, F. Prieto-García y A. D. Román-Gutiérrez. 2006. Estudio de bioacumulación de metales pesados en la carpa (*Cyprinus carpio*) de la laguna de Tecocomulco en Hidalgo. *Revista de Salud Pública y Nutrición* 7: 26-30
- Cabral, H., M. Costa y P. Salgado. 2001. Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes? *Climate Research* 18:119-126.
- Cairns, M. A. Y R. R. Garton, 1982. Use of fish ventilation frequency to estimated chronically safe toxicant concentrations. *Transactions of the American Fisheries Society* 111: 70-77.
- Cárdenas, F. M. 1969. "Pesquerías de las lagunas litorales de México". Lagunas costeras, Memorias del Simposio Internacional sobre Lagunas Costeras. *En*: Ayala Castañares. A. y F. B. Phleger (Eds.). UNAM-UNESCO, México 545-652 pp.
- Cárdenas L.S.P., B. L. Méndez y C. I. Ramírez. 1990. Estudio preliminar de algunos aspectos biológicos y de contaminación para las especies *Mugil curema* (Valenciennes), *Cathorops melanopus* (Günther) y *Breuoortia patronus* (Goode) (Pisces teleoste) en la

- Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis Profesional. ENEP Zaragoza, UNAM. México, 112 p.
- Carvajal, P. J. L. y M. D. Chavira, 1987. La contaminación en los sistemas lagunar-estuarios de las costas Mexicanas. *Elementos* 23:58-64.
- Castro, R., G. Aguilar y J. P. Hernández. 2005. Conversión alimenticia en engordas puras y mixtas de popoyote (*Dormitator latifrons* Richardson, 1844) en estanques de cemento. *Revista AquaTIC* 23:45-52.
- Cervantes, C. y R. Moreno. 1999. Contaminación Ambiental por metales pesados. Impacto en los seres vivos. Edit. AGT Editor, S.A. 1-39 pp.
- CNA, 2009. Comisión Nacional del Agua. Estadísticas del agua en México. 62 p.
- CONAGUA, 2010. Atlas digital del agua México 2010. 132 p.
- Contreras, E. F. 1985. Las Lagunas Costeras Mexicanas. Centro de Eco-desarrollo. Secretaría de Pesca. 2a Edición. México. 263 pp.
- Crompton, D. W. T. 1973. The sites occupied by some parasitic helminths in the alimentary tract of vertebrates. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 48:27-83.
- Crompton, D. W. T y B. B. Nickol. 2009. *Biology of the Acanthocephala*. Cambridge University Press. UK. Second Edition. 519 p.
- Chang, B. D. y W. Navas. 1984. Seasonal variations in growth, condition and gonads of *Dormitator latifrons* (Richardson 1844) in the Chone River Basin, Ecuador. *Journal of Fish Biogology* 24:637-648.
- Deacon, J. R. y N. E Driver. 1999. Distribution of trace elements in streambed sediment associated with mining activities in the upper Colorado River Basin, Colorado, USA, 1995-96. *Archives of environmental Contamination and Toxicology* 37:7-18.
- De Buron, I., E. James, P. Riggs-Gelasco, A. H. Ringwood, E. Rolando y D. Richardson. 2009. Overview of the status of heavy metal accumulation by helminths with a note on the use of *in vitro* culture of adult acanthocephalans to study the mechanism of bioaccumulation. *Neotropical Helminthology* 3:101-110.
- De la Lanza-Espino G., D. J. Alcocer, R. J. Moreno, P. S. Hernández. 2008. Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica* 18: 21-30.

- Demirak, A., F. Yilmaz, A. L. Tuna y Ozdemir, N. 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemosphere* 63: 1451-458.
- Drexler, J., N. Fisher, G. Henningsen, R. Lanno, J. McGeer, K. Sappington. 2003. Issue a paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D. C. 114 p.
- EPA. Environmental Protection Agency. Method 3015A. 2007a. Microwave assisted acid digestion of aqueous sample and extracts. United States Environmental Protection Agency, Washington D. C. 25 pp.
- EPA - Environmental Protection Agency. Method 3051A. 2007b. Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludge's, Soils, and Oils. United States Environmental Protection Agency, Washington D. C. 30 pp.
- EPA. Environmental Protection Agency. Method 3052. 2007c. Microwave Assisted Acid Digestión of Siliceous and Organically Based Matrices. United States Environmental Protection Agency, Washington D. C. 20 pp.
- EPA. Environmental Protection Agency. Priority Pollutants. 2010. <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/methods/pollutants.cfm#area>. 65 p.
- Eneji I. S., R. S. Ato y P. A. Annune. 2011. Bioaccumulation of heavy metals in fish (*Tilapia Zilli* and *Clarias Gariepinus*) organs from River Benue, North Central Nigeria. *Pakistan Journal of Analytical Environmental Chemistry* 12:25-31.
- Escobar-Sánchez, O. 2010. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de Doctorado en Ciencias Marinas. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, BCS, México. 121 p.
- Escobar-Sánchez, O., F. Galvan-Magaña y R. Rosíles-Martínez. 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84:488-491.
- Espina, S. y C. Vanegas. 2005. Ecotoxicología y contaminación. *En*: Botello, A.V., J. Rendón-von Osten, G. Gold- Bouchot y C. Agraz - Hernández (Eds). Golfo de México Contaminación e Impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición.

- Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología 79-12 pp.
- FAO, 1997. The Food and Agriculture Organization of the United Nations. Control of water pollution from agriculture. Rome, Italy. 115 p.
- Farkas, A., J. Salanki y I. Varanka. 2000. Heavy metal concentrations in fish of Lake Balaton, Lakes & Reservoirs: Research and Management 5:271–279.
- Frías-Espéricueta, M.G., J.I. Osuna-López, G. Izaguirre-Fierro, M. Aguilar-Juárez y D. Voltolina. 2010. Cadmio y Plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudio. Oceanías 25: 121-134.
- Flores, M., R. A. Lemus, P. A. Guerrero y R. C. Gutiérrez, 1978. Estudio microbiológico preliminar de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, Resúmenes del VI Congreso Nacional Oceanografía. 89 p.
- García-Prieto, L., M. García-Varela y B. Mendoza-Garfias. 2014. Biodiversidad de Acanthocephala en México. Revista Mexicana de Biodiversidad Supl. 85:S177-S182.
- Gil, J. S. 2005. Sobreexplotación de las pesquerías en la Laguna de Tres Palos México, Guerrero, México. Tesis de Maestría. U.C.D.R, U.A.G.
- Goldaracena, I. C. 2007. Metales pesados en organismos acuáticos en dos lagunas costeras del sur de Tamaulipas y norte de Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, 90 p.
- Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. Marine Pollution Bulletin 45: 46-52.
- Gupta, A., K. R. Devendra, R. S. Pandei y B. Sharma. 2009. Analysis of some heavy metals in the riverine water sediments and fish from river Ganges at Allahabad. Environmental Monitoring Assessment 157:449-458.
- Guzmán, A. P., S. F. Villanueva y A.V. Botello. 2005. Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz. *En*: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz Hernández (Eds). Golfo de México Contaminación e Impacto ambiental: Diagnostico y Tendencias, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 361-372 pp.

- Heiny, J. S. y C. M. Tate. 1997. Concentration, distribution and comparison of selected elements in bed sediments and fish tissue in the South Platte River basin USA, 1992-1993. *Archives of the Environmental Contamination and Toxicology* 32:246-259.
- Jankovská, I., D. Miholová, M. Petrtyl, S. Romocusky, L. Kalous, J. Vadlejch, Z. Cadková y I. Langrová. 2011. Intestinal parasites *Acanthocephalus lucii* (Acanthocephala) from European Perch (*Perca fluviatilis*) as a Bioindicator for Lead Pollution in Stream “Jevansky potok” Near Prague, Czech Republic. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology* 8:342-346.
- Jankovská, I., D. Miholová, D. Lukesova, L. Kalous, P. Válek, S. Romocusky, J. Vadlejch, M. Petrtyl, I. Langrová y Z. Cadková. 2012. Concentrations of Zn, Mn, Cu, and Cd in different tissues of perch (*Perca fluviatilis*) and in perch intestinal parasites (*Acanthocephalus lucii*) from the stream near Prague (Czech Republic). *Environmental Research* 112:83-85.
- Khaniki, G. R. J., I. Alli, E. Nowroozi y R. Nabizadeh. 2005. Mercury contamination in fish and public health aspect: a review. *Pakistani Journal Nutrition* 4:276-281.
- Kennedy C. R. 1997. *Ecology of the Acanthocephala*. Cambridge, University of Cambridge Press, 233 p.
- Kjerfve, B. 1994. *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier. New York, 577 p.
- Kochhann, D., A. P. S. Benaduce, C. E. Copatti, K.R. Lorenzatto, M. F. Mesko, E. M. Flores, VL. Dressler y B. Baldisserotto. 2009. Effects of Chronic Waterborne Cadmium Exposure on the Detection of Alarm Cues by Juvenile Silver Catfish (*Rhamdia quelen*). *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 56:770–775.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA. 2000. Diseño de las medidas de biorremediación y saneamiento de la Laguna de Tres Palos, Guerrero. Proyecto HC-9825, 315 p.
- Izaguirre, G., F. Páez. 1992. Metales pesados en peces del Valle de Culiacán, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas* 18:143-151.
- Hansen, A. M., O. L. James, E. F. Mandelli y R. S. Altmann, 1990. Study of copper (II) Association with Dissolved Organic Matter in Surface Water of Three Mexican Coastal Lagoons. *Environmental Sciences Technology* 24:683-688.

- Holmes, J. C. 1973. Site selection by parasitic helminths: interspecific interactions, site aggregation and their importance to the development of helminth communities. *Canadian Journal of Zoology* 51:333-347.
- Huang, W. B. 2003. Heavy metal concentrations in the common benthic fishes caught from the coastal waters of Eastern Taiwan, *Journal of Food and Drug Analysis* 11:324-330.
- Lagler, K., E. Bardach, R. Miller y D. M. Passino. 1984. *Ictiología*. AGT Editor S. A. 1a, Edición en español, México 489 p.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. *En: M. Wiley (ed.) Estuarine Processes*. Academic, New York. 182-215 pp.
- Larumbe, E. 2002. Algunos aspectos biológicos de los popoyotes (*Dormitator latifrons*) en cautiverio. *Panorama Acuícola* 25 pp.
- Leal-Ascencio, M. T., Miranda, S., Otazo-Sánchez, E. M., Prieto-García, F. y A. J. Gordillo-Martínez. 2009. Metals Pollution in El Limon Lagoon, Chiapas, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10:415-421.
- Lemus, P. A. y R. C. Gutiérrez. 1978. Estudio microbiológico preliminar de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, Res. VI Congreso Nacional de Oceanografía. 87 p.
- Linnik, M. y I. Zubenko. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds. *Lakes and Reservoirs Research and Management* 5:11-21.
- Lokeshwari, H. y G.T. Chandrappa. 2007. Effects of heavy metal contamination from anthropogenic sources on Dasarahalli tankl, India. *Lakes and Reservoirs Research and Management* 12:121-128.
- López-Jiménez, M. A. 2012. Variación de los niveles de metales pesados (Cr, Ba, Pb, Cd, Cu y Hg) en tejidos de *Mugil curema* Valenciennes, 1836 y sedimento de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Tesis de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 114 p.
- López-Jiménez, M. A., S. Monks, A. Serrano, G. Pulido-Flores, J. C. Oyarzun y M. López-Ortega. 2012. Dinámica de las variables fisicoquímicas del sedimento de la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 12:965:972.

- López-Ortega, M. 2012. Determinación de algunos metales pesados en *Eugerres plumieri* (Cuvier, 1830) y agua de Laguna de Tampamachoco, Veracruz por espectroscopia de absorción atómica. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 90 p.
- López-Ortega, M., G. Pulido-Flores, A. Serrano-Solís, J. C. Gaytán-Oyarzun, S. Monks, M. A. López- Jiménez. 2012. Evaluación estacional de las variables fisicoquímicas del agua de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 12:713-719.
- Lozada-Zarate, E. J., S. Monks, G. Pulido-Flores, A. J. Gordillo y F. Prieto. 2006. Determinación de metales pesados en *Cyprinus carpio* en la Laguna de Metztlán, Hidalgo, México. V Congreso Internacional y el XI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, Centro Vacacional IMSS, Oaxtepec, Morelos, México. 1-9 pp.
- Luna J. M., J. Rendón-von, L. Alpuche. 2002. Presencia de plomo en agua y ostión en las lagunas de Alvarado y La Mancha. *En: La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. Instituto Nacional de Pesca y Universidad Veracruzana 90 p.
- Mancera-R., N. J y L. R. Álvarez. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia, *Acta Biológica Colombiana* 11:3-23.
- Martínez-Kaim, M. R. 2000. Centro Interpretativo de la Naturaleza: Laguna de Tres Palos: ecotel y club laguna. Tesis de Licenciatura (Arquitecto). Facultad de Arquitectura. Universidad Americana de Acapulco 136 p.
- Mendoza-Mojica, M., A. Martínez-Arroyo, M. L. Espinoza-Fuentes, O. Peralta-Rosales, T. Castro-Romero. 2013. Caracterización de dos lagunas costeras del pacífico tropical Mexicano, en relación con el contenido de carbono y la captura y emisión de CH₄ y CO₂. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29:145-154.
- MacKenzie, K. 1999. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin* 38:955-959.
- Malek, M., M. Haseli, I. Mobedi, M. R. Ganjali y K. Mackenzie, 2007. Parasites as heavy metal bioindicators in the Shark *Carcachinus dussumieri* from the Persian Gulf. *Parasitology* 134:1053-1056.

- Monks, S., G. Pulido-Flores, y J. Violante-González. 2011. A New Species of *Neoechinorhynchus* (Acanthocephala: Neoechinorhynchidae) in *Dormitator latifrons* (Perciformes: Eleotridae) from the Pacific Coast of Mexico. *Comparative Parasitology* 78:21-28.
- Murano, H., K. Matsuzaki, H. Shiraishi y M. Wakabayashi. 2007. Effects of heavy metals in river waters in Japan on immobility and mortality of *Daphnia magna* and *Oryziaslatipes* larvae, *Fisheries Science* 73:1078-1086.
- Murtala B. A., W. O. Abdul y A. A. Akinyemi. 2012. Bioaccumulation of heavy metals in fish (*Hydrocynus forskahlii*, *Hyperopisus bebe occidentalis* and *Clarias gariepinus*) organs in downstream Ogun coastal water, Nigeria. *Transnational Journal of Science and Technology* 2:119–133.
- Nachev, M., S. Zimmermann, T. Rigaud y B. Sures. 2010. Is metal accumulation in *Pomphorhynchus laevis* dependent on parasites sex or infrapopulation size?. *Parasitology* 137:1239-1248.
- Nachev, M., G. Schertzinger y B. Sures. 2013. Comparison of the metal accumulation capacity between the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis* and larval nematodes of the genus *Eustrongylides* sp. infected barbel (*Barbus barbus*). *Parasites & Vectors* 6:1-21.
- Naser, A. S. 2010. *Leptorhynchoides tecatus* (Acantocephala) as a possible Bio-indicator of cadmium exposure in *Micropterus salmoides* (Largemouth bass). Tesis de maestría, Quinnipiac University. 25 p.
- Nauen, C. E. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Fisheries Circular No. 764, FIRI/C764, Roma, 42 p.
- Nikolsky, G. V. 1969. *Theory of Fish Population Dynamics*. Otto Science Publishers, Koenigstein, 317 pp.
- NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Secretaría de Economía. Diario Oficial, 25 de marzo de 1980. 52 pp.
- National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA. 1999. Screening quick reference tables (SquiRTs) <<http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html>>

- NOM-027-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescado frescos, refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Secretaría de Salud. Diario Oficial, 14 de marzo de 1994. 8 p.
- NOM-242-SSA1-2009. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescado frescos, refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Secretaría de Salud. Diario Oficial, 10 de febrero de 2011. 128 p.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Diario Oficial, 24 de junio de 1996. 35 pp.
- NOM-059-ECOL-2001. Protección Ambiental, especies nativas de México de flora y fauna silvestre categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial, 06 de marzo de 2002. 78 p.
- Nwani, C. D., Nwachi, D. A., Okogwu, O. I., Ude, E. F. y G. E. Odoh. 2010. Heavy metals in fish species from lotic freshwater ecosystem at Afikpo, Nigeria. *Journal of Environmental Biology* 31:595-601.
- Ochieng, E. Z., J. O. Lalah y S. O. Wandiga. 2006. Heavy Metals in Water and Surface Sediments in Winam Gulf of Lake Victoria, Kenya. *Environmental Contamination and Toxicology* 77:459-468.
- Osuna-López, J. I., M. G. Frías-Espericueta, G. López-López, H. M. Zazueta-Padilla, G. Izaguirre-Fierro, F. Páez-Osuna, A. C. Ruiz-Fernández y D. Voltolina. 2009. Cd, Pb and organochlorine pesticides of *Mytella strigata* (Pelecypoda: Mitylidae) of six coastal lagoons of NW Mexico. *Boletín Investigaciones Marinas y Costeras* 38:233-239.
- Öztürk M., G. Özözen, O. Minareci y E. Minareci. 2009. Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar dam lake in Turkey. Iran. *Journal Environmental Health. Sciences Engineering* 6:73–80.
- Ozuni E., L. Dhaskali, J. Abeshi, M. Zogaj, I. Haziri, D. Beqiraj y F. Latifi. 2010. Heavy metals in fish for public consumption and consumer protection. *Natura Montenegrina* 9: 843–851.
- Páez-Osuna F., L.D. Valdez, M. H. Alexander y P. H. Fernández. 1987a. Trace metals in the fluvial system of Terminos Lagoon, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 18:294-297.

- Páez-Osuna F., Valdez L. D., Alexander H. M., Fernández P. H. y Osuna L. J. 1987b. Níquel y plomo en las fracciones disuelta y particulada del sistema flúvico-lagunar de Laguna de Términos, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México* 14:79-86.
- Páez-Osuna, F. 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina. *En: Botello, A.V., J. Rendón – von Osten, G. Gold- Bouchot y C. Agraz – Hernández (Eds). Golfo de México Contaminación e Impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2a Edición. Univ. Autónoma de Campeche; Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, 329-342 pp.*
- Pardos, M., CH. Benninghoff, L. F de Alencastro y W. Wildi. 2004. The impact of a sewage treatment plant's effluent on sediment quality in a small bay in Lak Geneva (Switzerland-France). Part 1: Spatisl distribution of contaminants and the potential for biological impacts. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 9:41-52.
- Pérez, H. M., F. Contreras, E. Ducoing y A. García. 1994. Ictiofauna, hidrología, productividad y algunos parámetros de contaminación de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Informe Final del Proyecto de Investigación Interdepartamental División C.B.S. UAMI 234 p.
- Pérez-Zapata, A. J., I. R. Deleón y R. A. M. Gil. 1984. Determinación cuantitativa de plomo en peces del estuario del Río Coatzacoalcos. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México* 28:193-197.
- Pérez-Zapata A. J. 1981. Plomo y mercurio. *En: Lagunas costeras de Tabasco. Un ecosistema en peligro. Centro de Ecodesarrollo, México* 58-61 pp.
- Persaud, D., R. Jagumagi, A. Hayton. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Queen's Printer for Ontario. Canadá. 24 p.
- Prieto-Méndez, J., C. A. González-Ramírez, A. D. Román-Gutiérrez y F. Prieto-García. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de agua y suelo. *Tropical and Subtropical Agroecosystem* 10:29-44.
- Pham N. T. T., A. Pulkownik y R. T. Buckney. 2007, Assessment of heavy metals in sediments and aquatic organisms in West Lake (HoTay), Hanoi, Vietnam. *Lakers & Reservoirs Research and Management* 12:285-294.

- Ponce V. M. G. 1988. Evaluación de metales pesados en sedimentos recientes y tejidos de ostión *Crassostrea virginica* (Omelin 1791) de la laguna de Términos, Campeche, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 70 p.
- Ponce, V. M. G. 1995. Evaluación de los niveles de metales pesados e hidrocarburos aromáticos polinucleares en la zona costera del Golfo de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 90 p.
- Pritchard, M. H. y G. O. W. Kruse. 1982. The collection y preservation of animal parasites technical, Bulletin No. 1, The Harold W. Manter Laboratory. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska, 141 p.
- Pulich M. W. 1980. Heavy metals accumulation by selected *Halodule wrightii* ASH populations in the Corpus Christi Bay Areas. *Journal of Marine Sciences* 23:89-100.
- Quiterio, A. F. 2011. Evaluación ambiental territorial de la cuenca río de la Sabana-Laguna de Tres Palos y su propuesta de manejo. Tesis de doctorado. U.C.D.R, U.A.G., 109 p.
- Rainbow, P. 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 31:183-192.
- Robledo M. F. 1987. Evaluación de la calidad del agua y calidad sanitaria del ostión (*Crassostrea virginica*) en la laguna de Pueblo Viejo, Ver., México. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Tamaulipas. 58 p.
- Rodríguez-Amador, R., S. Monks, G. Pulido-Flores, J.C. Gaytán-Oyarzun, C. Romo-Gómez y J. Violante-González. 2012. Metales pesados en el pez *Dormitator latifrons* (Richardson, 1844) y agua de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Ra Ximhai* 8:41-54.
- Rodríguez-Herrera, A., Olivier-Salomé, B., López-Velasco, R., Mendoza-Barragán, M. C., Cañedo- Villareal C. y M. A. Valera-Pérez. 2013. Contaminación y riesgo sanitario en zonas urbanas del río La Sabana, ciudad de Acapulco, México. *Revista Gestión y Ambiente* 16:85-96.
- Romo-Gómez, C. 2011. Evaluación de algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados en agua, sedimento y *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, del Lago de Tecocomulco, Hidalgo. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 154 p.

- Rosas, I., A. Báez y R. Belmont. 1983. Oyster *Crassotea virginica* as indicator of heavy metal pollution in some Lagoons of the Gulf of Mexico. *Water, Air and Soil Pollution* 20:127-135.
- Rosales H. L., Carranza E. A. y R. U. Alvarez. 1986. Sedimentological and chemical studies in sediments from Alvarado lagoon system, Veracruz, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México* 13:19-28.
- Rosales, L., A. Carranza, S. Santiago, C. Méndez y R. Doler. 1994. Study of anthropogenically induced trace metals on the continental shelf in the southeastern part of the Gulf of Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 10:9-13.
- Ruelas-Inzunza J. R. y F. Páez-Osuna. 2008. Trophic distribution of Cd, Pb and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Archives Environmental Contamination Toxicology* 54: 584-596.
- Ruelas-Inzunza J. R., F. Páez-Osuna y D. García-Flores. 2010. Essential (Cu) and non essential (Cd and Pb) metals in ichthyofauna from the coast of Sinaloa state (SE Gulf of California). *Environmental Monitoring Assessment* 162: 251-263.
- SAGARPA- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 2000. Informe anual de la Dirección General de Estudios sobre lagunas costeras de México. 38 p.
- Saha, M., A. Cobelo-García, S. K. Sarkar, R. Prego y B. Bhattacharya. 2006. Distribution of Metals in Representative Biota of Sundarban Mangrove Wetland, Northeast India. *Bulletín Environmental Contamination and Toxicology* 76:656-662.
- Salgado-Maldonado, G. 1976. Acantocéfalos de peces II. Descripción de un género y una especie nuevos (ACANTHOCEPHALA: LEPTORHYNCHOIDIDAE) parásito de *Centropomus robalito* de la Laguna de Camaneiro, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, México* 1:1-6.
- Schludermann, C., R. Konecny, S. Laimgruber, J. W. Lewis, F. Schiemer, A. Chovanec y B. Sures. 2003. Fish macroparasites as indicators of heavy metal pollution in river sites in Austria. *Parasitology* 126:S61-S69.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios ecológicos de calidad de agua CE-CCA-001/89. Publicado en el Diario

- Oficial de la Federación del 2 de Diciembre del 1989. Tomo CDXXX, No. 9. México, D.F. 38 p.
- Shrivastava, P., A. Saxena y A. Swarup. 2003. Heavy metal pollution in a sewage-fed lake of Bhopal, (M.P.) India, *Lakes and Reservoirs: Research and Monagement* 8:1-4.
- Shumilin, E., A. Meyer-Willerer, A. J. Marmolejo- Rodríguez, O. Morton-Bermea, M. A. Galicia-Pérez, E. Hernández y G. González-Hernández. 2005. Iron, Cadmium, Chromium, Copper, Cobalt, Lead, and Zinc Distribution in the Suspended Particulate Matter of the Tropical Mabarasco River and its Estuary, Colima, Mexico. *Environmental Contamination and Toxicology* 74: 518-525.
- Siddall, R. y B. Sures. 1998. Uptake of lead by *Pomphorhynchus laevis* cystacanths in *Gammarus pulex* and immature worms in chub (*Leuciscus cephalus*). *Parasitol Research* 84:573-577.
- Sobrinho, F. A., A. V. Botello y F. S. Villanueva. 2005. Efectos de Compuestos Genotóxicos de Tres Sistemas Costeros de Veracruz. *En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Buchot y C. Agraz-Hernández (Eds). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias, 2da Edicion. Universidad Autónoma de Campeche; Universidad Nacional Autónoma de México; Instituto Nacional de Ecología* 141-155 pp.
- SPSS, v.15, 2006. SPSS (Statistical Product and Service Solutions).
- Squadrone, S., M. Prearo, P. Brizio, S. Gavinelli, M. Pellegrino, T. Scanzio, S. Guarise, A. Benedetto y M. C. Abete. 2013. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italin Rivers. *Chemosphere* 90:358-365.
- Suicmez, M., M. Kayim, D. Koseoglu y E. Hasdemir. 2006. Toxic Effects of lead on the Liver and Gills of *Oncorhynchus mykiss* WALBAUM 1792, *Environmental Contamination and Toxicology* 77:551-558.
- Storelli, M. M., G. Barone, A. Storelli y G. O. Marcotrigiano. 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.
- Sures, B., H. Taraschewski y E. Jackwerth. 1994a. Comparative Study of Lead Accumulation in Different Organs of Perch (*Perca fluviatilis*) and Its Intestinal Parasite *Acanthocephala lucii*. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 52:269-273.

- Sures, B., H. Taraschewski y E. Jackweth. 1994b. Lead content of *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala), *Anguillicola crassus* (Nematodes) and their host *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquatic Organism 19:105-107.
- Sures, B. y H. Taraschewski. 1995. Cadmium concentrations in two adult acanthocephalans, *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus lucii*, as compared with their fish hosts and cadmium and lead levels in larvae of *A. lucii* as compared with their crustacean host. Parasitol Research 81:494-497.
- Sures, B., H. Taraschewski y M. Rydlo. 1997. Intestinal Fish Parasites as Heavy Metal Bioindicator: A Comparison Between *Acanthocephalus lucii* (Palaeacanthocephala) and the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 59:14-21.
- Sures, B. y R. Siddall. 1999. *Pomphorhynchus laevis*: The Intestinal Acanthocephalan as a Lead Sink for its Fish Host, Chub (*Leuciscus cephalus*). Experimental parasitology 93:66-72.
- Sures, B., F. Margot y H. Taraschewski. 2000a. Element concentrations in the archiacanthocephalan *Macracanthorhynchus hirudinaceus* compared with those in the porcine definitive host from a slaughterhouse in La Paz, Bolivia. International Journal for Parasitology. 30:1071-1076.
- Sures, B., G. Jurges y H. Taraschewski. 2000b. Accumulation and distribution of lead in the archiacanthocephalan *Moniliformis moniliformis* from experimentally infected rats. Parasitology 121:427-433.
- Sures, B. y R. Siddall. 2001. Comparison between lead accumulation of *Pomphorhynchus laevis* (Palaeacanthocephala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) and in the body cavity of goldfish (*Carassius auratus auratus*). International Journal for Parasitology 31:669-673.
- Sures, B. 2002a. Competition for minerals between *Acanthocephalus lucii* and its definitive host perch (*Perca fluviatilis*). International Journal for Parasitology 32:1117-1122.
- Sures, B., G. Scheef, B. Klar, W. Kloas y H. Taraschewski. 2002b. Interaction between cadmium exposure and infection with the intestinal parasite *Moniliformis moniliformis* (Acanthocephala) on the stress hormone levels in rats. Environmental pollution 119:333-340.

- Sures, B., S. D. Bahram y F. K. Harald. 2003a. The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) interferes with the uptake and accumulation of lead (^{210}Pb) in its fish host chub (*Leuciscus cephalus*). *International Journal for Parasitology* 33:1617-1622.
- Sures, B. y R. Siddall. 2003b. *Pomphorhynchus laevis* (Palaeacanthocephala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) as an indicator of metal pollution. *International Journal for Parasitology* 33:65-70.
- Sures, B. y N. Reimann. 2003c. Analysis of trace metals in the Antarctic host-parasite system *Notothenia coriiceps* and *Aspersentis megarhynchus* (Acanthocephala) caught at King George Island, South Shetland Island. *Polar Biology* 26:680-686.
- Sures, B. 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in parasitology* 20:170-177.
- Sures, B. 2008. Host-parasites interactions in polluted environments. *Journal of Fish Biology* 73:2133-2142.
- Tabari S., S. Soheil, S. Saravi, G. A. Bandany, A. Dehghan y M. Shokrzadeh. 2010. Heavy metals (Zn, Pb, Cd and Cr) in fish, water and sediments sampled from Southern Caspian Sea, Iran. *Toxicology and Industrial Health* 26:649-656.
- Taraschewski H. 1988. Host-parasite interface of fish acanthocephalans. I. *Acanthocephalus anguillae* (Palaeacanthocephala) in naturally infected fishes: LM and TEM investigations. *Diseases Aquatic Organism* 4:109-119.
- Thielen, F., S. Zimmerman, F. Baskas, H. Taraschewski y B. Sures. 2004. The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) from barbel as a bioindicator for metal pollution in the Danube River near Budapest, Hungary. *Environmental Pollution* 129:421-429.
- Toledo, O. A. 2005. Marco Conceptual: Caracterización ambiental del Golfo de México. *En: A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold- Bouchot y C. Agraz – Hernández (Eds). Golfo de México Contaminación e Impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2a Edición. Universidad Autónoma de Campeche; Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología 25-52 pp.*
- Torres, J., C. Eira, J. Miquel y C. Feliu. 2012. Heavy metal accumulation by intestinal helminths of vertebrates. *Recent Advances in Pharmaceutical Sciences* 2:169-181.

- Valencia J. J. L. 1989. Registro sedimentario de metales pesados en la laguna de las Ilusiones, Villahermosa. Tabasco. Tesis Profesional. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Básicas-Biología. Unidad Sierra. 100 p.
- Vázquez, F., T. R. Florville-Alejandre, M. Herrera y L. M. Díaz de León. 2008. Metales pesados en tejido muscular del bagre *Ariopsis felis* en el sur del Golfo de México (2001-2004). *Latin American Journal of Aquatic Research* 36:223-233.
- Vázquez, F. G., M. Sánchez, H. Alexander y D. Delgado. 1991. Distribution of Ni and Vand Petroleum hydrocarbons in recent sediments from the Veracruz coast, Mexico. *Bulletin Environmental Health* 103:33-34.
- Vázquez-Botello, A., S. Villanueva-Fragoso y L. Rosales-Hoz. 2004. Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México. *En: Caso, M., I. Pisanty y E. Ezcurra, (eds.). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología. México. 681- 710 pp.*
- Vázquez-Sauceda, M. L., Aguirre-Guzmán, G., Sánchez-Martínez, J. G., Pérez-Castañeda, R. y C. J. Rábago. 2006. Contenido de metales pesados en agua, sedimentos y ostiones de la Laguna de San Andrés, en Tamaulipas. *Hidrobiológica* 18:21-30.
- Vidal-Martínez, V. M., D. Pech, B. Sures, S. T. Purucker y R. Poulin. 2010. Can parasites really reveale environmental impact?. *Trends in Parasitology* 26:44-51.
- Vidal-Martínez, V. M., M. L. Aguirre-Macedo, R. Del Río-Rodríguez, G. Gold-Bouchot, J. Rendón-von Osten y G. A. Miranda-Rosas. 2006. The pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum*, its symbionts and helminths as bioindicator of chemical pollution in Campeche Sound, México. *Journal of Helminthology* 80:1-17.
- Vidal-Martínez, V. M. 2007. Helminths and protozoans of aquatic organisms as bioindicators of chemical pollution. *Parassitologia* 49:41-42.
- Violante-González, J., M. L. Aguirre-Macedo y E. F. Mendoza-Franco. 2007. A checklist of metazoan parasites of fish from Tres Palos lagoon, Guerrero, Mexico. *Parasitology Research* 102:151-161.
- Violante-González, J., A. Rojas-Herrera y M. L. Aguirre-Macedo. 2008a. Seasonal patterns in metazoan parasite community of the "Fat Sleeper" *Dormitator latifrons* (Pisces: Eleotridae) from Tres Palos Lagoon, Guerrero, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 56:1419-1427.

- Violante-González, J., M. L. Aguirre-Macedo y V. M. Vidal-Martínez. 2008b. The temporal variation in the helminth parasite communities of pacific fat sleeper *Dormitator latifrons* from Tres Palos lagoon, Guerrero, Mexico. *Journal of Parasitology* 94:326-334.
- Villanueva, F. S. y A. V. Botello. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe mexicano: una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 8: 47-61.
- Villanueva, F. S., y A.V. Botello. 1998. Metal Pollution in coastal areas of México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 157: 53-94.
- Villanueva, F. S. y Botello, A. V. 2005. Vigilancia y presencia de metales tóxicos en la laguna Yucateco, Tabasco, México. *En: A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2a. Edición. Universidad Autónoma de Campeche; Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología* 407-430 pp.
- Webber, P., E. R. Behr, C. de L. Knorr, S. D. Vendruscolo, E. Flores, V. Dressler, y B. Baldisserotto. 2013. Metals in water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal* 106:61-66.
- Wright, P. y C. F. Mason. 1999. Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Sciences of the Total Environment* 226:139-156.
- Wu, S. M. y A. N. Deng. 2006. Effect of Cadmium on Hematological Functions in Tilapia (*Oreochromis mossambicus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 76:891-898.
- Yanina, E. 2008. Las lagunas profesan el heavy metal. Metales pesados en ambientes acuáticos pampeanos. *En: Grosman, F. (Ed.). Espejos en la Llanura, Nuestras Lagunas de la Región Pampeana. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina* 91- 98 pp.

- Yáñez-Arancibia, A. 1974. Prospección preliminar de la fauna ictiológica del sistema lagunar costero del Estado de Guerrero (Pacífico Central de México). Centro Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México 199 p.
- Yáñez-Arancibia, A. J., Curiel-Gómez y V. Leyton de Yáñez. 1976. Prospección biológica y ecológica del bagre marino *Galeichthys caerulescens* (Günther) en el sistema lagunar costero de Guerrero, México. (Pisces: Ariidae). Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México 3:125-180.
- Yáñez-Arancibia, A. y G. Díaz-González. 1977. Ecología trofodinámica de *Dormitator latinfrons* (Richardson, 1844) en nueve lagunas costeras del pacífico de México (Pisces: Eleothidae). Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México 4:125-140.
- Yáñez-Arancibia, A. 1987. Lagunas costeras y estuarios: cronología, criterios y conceptos para una clasificación ecológica de sistemas costeros. *ACIESP* 54:1-36.
- Yáñez-Arancibia, A. y A. L. Lara-Dominguez. 1988. Ecology of three sea catfish (Ariidae) in a tropical coastal ecosystem, southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 49:215-230.
- Ye, S., E. A. Laws, X. Ding, H. Yuang, G. Zhao y J. Wang. 2011. Trace metals in porewater of surface sediments and their bioavailability in Jiaozhou Bay, Qingdao, China. *Environmental Earth Sciences* 64:1641-1646.
- Yeomans, W. E., J. C. Chubb y R. A. Sweeting. 1997. Use of protozoan communities for pollution monitoring. *Parassitologia* 39:201-212.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Cuarta edición. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 663 pp.
- Zimmerman, S., B. Sures y H. Taraschewski. 1999. Experimental Studies on Lead Accumulation in the Eel-Specific Endoparasites *Anguillicola crassus* (Nematoda) and *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala) as Compared with Their Host, *Anguilla anguilla*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 190-195.