



**Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo, A.C.**

**EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES Y
METALOIDES, EN TRES PRESAS DE LA CUENCA DEL RÍO
YAQUI, UTILIZANDO BIOMARCADORES EN TILAPIA Y
LOBINA**

Por:

ÁNGEL MARTÍNEZ DURAZO

TESIS APROBADA POR LA

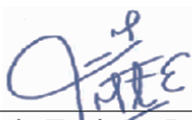
COORDINACIÓN DE CIENCIAS DE LOS ALIMENTOS

Como requisito parcial para obtener el grado de

DOCTOR EN CIENCIAS

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Ángel Martínez Durazo la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctor en Ciencias



Dr. Martín Enrique Jara Marini
Director de tesis



Dr. Miguel Betancourt Lozano
Integrante del comité de tesis



Dra. Alejandra García Gasca
Integrante del comité de tesis



Dra. Marisela Rivera Domínguez
Integrante del comité de tesis



Dr. Edgar Cruz Acevedo
Integrante del comité de tesis

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis “Evaluación de la Contaminación por Metales y Metaloides, en Tres Presas de la Cuenca del Río Yaqui, Utilizando Biomarcadores en Tilapia y Lobina” es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor Ángel Martínez Durazo, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del director(a) de tesis.



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos

Dr. Pablo Wong-González
Director General

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico brindado durante mis estudios de posgrado.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD) y a la Coordinación de Ciencias de los Alimentos (CCA), por las facilidades brindadas para la culminación de mi proyecto de tesis doctoral, así como de mi formación académica.

Al proyecto 10368 mediante el cual se pudieron coleccionar los especímenes de peces, proceso y análisis de las muestras de la tesis.

Al programa de becas de movilidad del CONACyT y del CIAD por el apoyo recibido para realizar la estancia académica.

A la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Recursos Hidráulicos y Pesca (SAGARHPA), especialmente al Biol. Marco Ross Guerrero, al Biol. Luis Manuel Robles Briseño y al Biol. Manuel Adolfo Lastra Encinas, por los permisos brindados para la colecta de peces en los tres embalses

A la Coordinación de Programas Académicos, a sus titulares Dra. Herlinda Soto Valdez y Dra. Adriana Sañudo Barajas, así como a Argelia Marín, Verónica Araiza, Laura García Cruz y Héctor Galindo por el apoyo brindado durante el posgrado.

A mi director de tesis, Dr. Martín E. Jara Marini, por su tenacidad y paciencia durante esta etapa de mi formación, así como su apoyo incondicional durante la realización de mis estudios de posgrado. De igual manera, quiero expresarle mi más profundo agradecimiento por enseñarme lecciones de vida que jamás olvidare y que me han hecho crecer tanto profesional como personalmente.

A mi comité de tesis: Dr. Miguel Betancourt Lozano, por siempre ayudarme a ver el panorama completo en el mundo de la ecotoxicología y poder ir más allá de lo que se observa a simple vista, así como su trato amable y sus sabios consejos que me hicieron crecer como profesional. Al Dr. Edgar Cruz Acevedo, por sus atinadas sugerencias en el análisis de datos y los métodos estadísticos multivariados que fueron de gran ayuda, así como de la camaradería y buena disposición que siempre mostro. A la Dra. Silvia Alejandra García Gasca, por sus atinadas sugerencias y su valiosa ayuda en la parte de Biología Molecular e Histología de este trabajo, así como enseñarme el valor

de la honestidad en el ámbito científico. A la Dra. Marisela Rivera Domínguez, por sus atinados comentarios y su apoyo en la parte de Biología Molecular de este trabajo. Le agradezco infinitamente su calidez humana, su buen trato y su buena disposición. La realización de este trabajo no se hubiera podido culminar sin la ayuda de este extraordinario comité, mil gracias.

Al Dr. Raúl Llera Herrera, quien encabeza el laboratorio de Biología Molecular y Genómica Funcional de Organismos Acuáticos, por las facilidades brindadas durante mi estancia de investigación en Mazatlán.

Al laboratorio de Biotecnología Industrial, bajo la supervisión del Dr. Alí Assaf Torres, por todas las facilidades brindadas durante la realización del presente trabajo. Quiero también externar mi más sincero agradecimiento al Dr. Víctor Eduardo Contreras Jácquez por siempre mostrar la mejor disposición, colaboración y ayuda, así como por su valiosa amistad.

Al Laboratorio de Contaminantes Metálicos, especialmente a la Dra. Leticia García Rico, por su apoyo en el procesamiento de las muestras y su buena disposición durante el posgrado. A la Q.B. Ana Lilia López Duarte por su excelente disposición y ayuda durante el trabajo de laboratorio desarrollado, así como de su cordial trato y amabilidad.

Al laboratorio de Laboratorio de Microbiología e Inmunología, especialmente a la Dra. Verónica Mata Haro por las facilidades brindadas para el análisis de expresión de genes. Quiero extender también mi más sincero agradecimiento a la M.C. Leticia Félix Valenzuela por su valiosa ayuda con el equipo de qPCR, así como de su gran disposición y ayuda durante la realización de esta parte experimental. De igual manera quiero agradecer a la Dra. Marlene Bravo Parra por su valiosa ayuda con los instrumentos de laboratorio y por su amistad. A la M.C. Carolina Rosas Fornes por su gran apoyo durante la realización de esta etapa de mi tesis, así como amabilidad y buena disposición.

Al laboratorio de Biotecnología de plantas y a su titular, Dra. Marisela Rivera Domínguez, por el uso de su equipo para la culminación de la parte de Biología Molecular de este trabajo. De igual manera, agradezco a la Q.B. Karen Astorga Cienfuegos por sus valiosas colaboraciones, sugerencias y comentarios, así como su ayuda en la parte técnica del análisis de expresión de genes, además del buen trato durante este proceso.

Al laboratorio de Ciencia y Tecnología de productos pesqueros; al Dr. Ramón Pacheco Aguilar por las facilidades prestadas para el procesamiento de las muestras. Quiero hacer un reconocimiento muy especial a la M.C. María Elena Lugo Sánchez por siempre ayudarme en todo lo que necesite, mostrar la mejor disposición a la hora de utilizar alguno de los equipos de su laboratorio, así como

por el respeto y aprecio que me mostro desde un principio, mil gracias. De igual manera quiero agradecer a los compañeros de dicho laboratorio; a la Dra. Rosa Stephanie Navarro Peraza, por su gran ayuda en el uso del liofilizador, así como su amistad y la relación de hermandad que surgió durante el posgrado. Al M.C. Julio Zamora por toda la ayuda brindada dentro y fuera del laboratorio, así como su amistad. A la M.C. Ofmara Ponce Moreno, por su ayuda, disposición y amistad. A todos mil gracias.

A la Dra. Gloria Yépez Plascencia por su gran ayuda y disposición y ayuda con distintos reactivos para el trabajo de expresión de genes. De igual manera, extendiendo mi agradecimiento a la M.C. Alma Peregrino Uriarte por su valiosa ayuda con los reactivos necesarios para la culminación de la parte de Biología Molecular de esta tesis.

Al Laboratorio de Antioxidantes y Alimentos Funcionales, bajo la supervisión del Dr. Gustavo González Aguilar, quienes me dieron acceso al uso de su equipo y demás facilidades. A la Q.B. Mónica Villegas Ochoa, por su disposición. Agradezco también a la Dra. Alejandra Preciado Saldaña por toda la ayuda prestada durante el doctorado en ciencias, por su buena disposición y amistad.

A la M.C. Rubí Hernández Cornejo, del CIAD unidad Mazatlán, por su valiosa ayuda en la capacitación de las técnicas de Biología Molecular que fueron determinantes para el presente trabajo.

A la M.C. Selene Abad Rosales, del CIAD unidad Mazatlán, por la ayuda brindada durante el procesamiento de las muestras para histología.

A la Dra. Reina Castro Longoria por siempre abrirme las puertas de su laboratorio, confiar siempre en mí, enseñarme lo que significa la dignidad en las personas, encauzarme en este camino, así como nunca dejar de estar al pendiente de mi formación como profesionista y ser humano.

Al Dr. Christian Minjarez Osorio, por las facilidades brindadas para el desarrollo de la parte de histología de esta tesis.

A la Dra. Chrystian Mariana Rodríguez Armenta, por su ayuda en el rediseño de primers, asesorías en la parte de Biología Molecular, así como su gran disposición y ayuda en los momentos más difíciles de esta tesis. Al Dr. Enrique De la Re Vega, por su valiosa colaboración, su desinteresada ayuda y por siempre confiar en mi en el ámbito académico. Sin duda alguna la culminación de esta tesis no hubiera sido posible si su ayuda.

Al Biol. Manuel Adolfo Lastra Encinas, por su gran ayuda en la colecta de peces dentro de los

embalses, la captura de datos, el procesamiento de las muestras y su apoyo logístico durante los muestreos.

Al Dr. Eduardo Trillo, por su apoyo en el procesamiento y cálculos de la expresión de génica, así como de las demás facilidades brindadas durante esta etapa.

A la biblioteca del CIAD Hermosillo, especialmente a su encargado, Gerardo Reyna Cañez, por toda la ayuda recibida durante el posgrado. De igual manera quiero extender el agradecimiento a Luis Conde Ortiz por su ayuda y amabilidad.

A mis compañeros del Laboratorio de Ecotoxicología de Metales y Metaloides; Roberto Ochoa Contreras por su amistad y compañerismo. A la M.C. Brisna Paola Orduño Parra por su valiosa amistad. A la M.C. Vianney García Ibarra y al M.C. Martín Enrique Duarte Sánchez por su valiosa ayuda en el procesamiento de las muestras de metales. Quiero hacer un reconocimiento especial a Anntonia Lerma Ramírez por su valiosa ayuda en el procesamiento de las muestras de mi tesis, así como por toda su ayuda dentro y fuera del laboratorio.

A mis amigos de siempre: Lic. David Castillo Monzón, Adrián Pacheco Castillo, Biol. Fco. Jaime Martínez Reyes, Biol. Orlando Tapia Ortiz, Biol. Manuel Adolfo Lastra Encinas, Biol. Fco. Humberto Monteverde Valenzuela, Ing. Bruno Dibene Saavedra, M.C. Martha Maria Del Rio Salas, Dra. Cinthya Nevárez López, por siempre estar al pendiente de mí y ayudarme ante cualquier adversidad de la vida.

A todas las personas que me ayudaron de alguna u otra forma durante este trayecto, muchas gracias.

DEDICATORIA

A mis padres, especialmente a mi madre, Natalia Susana Durazo Amaya, por darme la vida y amarme a pesar de conocerme.

A mis hermanos, Carlos y Alejandro, por siempre estar cuando los necesito y amarme sin condiciones.

A mis sobrinos, por darme la felicidad de verlos crecer, especialmente a mi sobrino Carlos Emilio por ser un faro de luz en este mundo sombrío.

A mi familia, especialmente a mi Abuelo, Víctor Manuel Durazo Gaxiola, por enseñarme a amar a la naturaleza. A mi tío Raúl Leonel Durazo Amaya, por enseñarme a amar la ciencia y verla con desde otra perspectiva (filosofía). A mi tío Alfredo Durazo Amaya, por ser un fuerte pilar en mi formación personal. A mi tío Jorge Durazo Amaya, por siempre darme la mano cuando más lo necesito. A mi tío Mario Alejandro Durazo Amaya, por ser como un hermano para mí.

A mi primo Leonel ¡compañero de mil batallas!

A todos mis amigos, especialmente a David Castillo Monzón, Adrián Pacheco Castillo y Fco. Jaime Martínez Reyes, quienes me han demostrado ser como mis hermanos.

A todas las personas que me aprecian a pesar de conocerme...

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	3
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	8
CONTENIDO	9
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE CUADROS	14
RESUMEN	15
ABSTRACT	17
1. INTRODUCCIÓN	18
2. ANTECEDENTES	20
2.1. Biología de la Tilapia, <i>Oreochromis niloticus</i>	20
2.2. Biología de la Lobina Negra <i>Micropterus salmoides</i>	22
2.3. Concepto de metal(oid)es y metaloide.....	24
2.4. Contaminación de Ecosistemas Acuáticos por Metales y Metaloides.....	25
2.4.1. Transferencia Trófica	26
2.4.2. Efectos de los Metales y Metaloides en los Organismos acuáticos.....	28
2.4.3. Tilapia y lobina Como Biomonitores en Ecotoxicología	29
2.5. Conceptos Generales de los Biomarcadores	30
2.5.1. Clasificación	31
2.5.1.1. Biomarcadores de exposición.....	31
2.5.1.2. Biomarcadores de efecto.....	32
2.5.1.3. Biomarcadores de susceptibilidad.....	32
2.5.2. Uso de los Biomarcadores en Ecotoxicología.....	32
2.5.3. Respuestas Medidas en el Presente Estudio	33
2.5.3.1. Concentraciones de metales.....	33
2.5.3.2. Índices biológicos.....	34
2.5.3.3. Deformidades en aletas y escamas.....	35
2.5.3.4. Metalotioneínas	35
2.5.3.5. Daño histopatológico.....	36
2.6. Problemática de las Presas de la Cuenca del Rio Yaqui, Sonora, México	37
2.6.1. Presa Lázaro Cárdenas “La Angostura”	38
2.6.2. Presa Álvaro Obregón “El Oviachic”	38
2.6.3. Presa El Cajón de Onapa	39
3. HIPÓTESIS	41
4. OBJETIVOS	42
4.1. Objetivo General.....	42

CONTENIDO (continuación)

4.2. Objetivos Específicos	42
5. METODOLOGÍA	43
5.1. Área de Estudio	43
5.2. Muestreos	44
5.2.1. Digestión y Cuantificación de Metales y Metaloides en Organismos	45
5.2.2. Índices Biológicos en Tilapia y Lobina	45
5.2.3. Malformaciones en Espinas y Aletas.....	46
5.2.4. Cuantificación de la Expresión Génica de Metalotioneinas	46
5.2.5. Determinación de los Daños Histológicos en Tejidos de Peces	47
5.3. Análisis Estadístico.....	48
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	50
6.1. Concentraciones de Metal(oid)es en los Tejidos de Tilapia y Lobina	50
6.2. Comparación de las Concentraciones de Metal(oid)es entre las Especies de Peces.....	59
6.3. Comparación de las Concentraciones de Metal(oid)es en los Peces entre Épocas	72
6.4. Comparación de las Concentraciones de Metal(oid)es entre Presas	80
6.5 Relación de las Concentraciones de Metales e Índices Biológicos.....	82
6.6 Malformaciones en Espinas y Aletas de Tilapia y Lobina	97
6.7 Análisis de la Expresión Génica de las Metalotioneinas en los Peces	100
6.8 Histología de Branquias, Gónadas e Hígados de Tilapia y Lobina.....	105
7. CONCLUSIONES	112
8. RECOMENDACIONES	113
9. REFERENCIAS	114
10. ANEXOS	126
10.1. Extracción de ARN Total.....	126
10.2. Digestión de las Muestras para la Eliminación de ADN Genómico.....	126
10.3. Síntesis de ADN Complementario (ADNc).....	127
10.4. Protocolo para PCR punto final, qPCR y primers utilizados.....	128
10.5. Primers utilizados durante el presente estudio.....	129
10.6. Electroforesis en Gel de Agarosa.....	130
10.7. Proceso de tinción Hematoxilina y Eosina, para tejidos.....	131
10.8. Características de las dos Especies Colectadas en las tres Presas de la Cuenca del Río Yaqui, Durante las dos Épocas de Muestreo.....	132
10.9. Correlaciones de Pearson entre los Índices Biológicos y los Metal(oid)es en los Hígados de las Tilapias Colectadas en las tres Presas de la Cuenca del Río Yaqui.....	133
10.10. Correlaciones de Pearson entre los Índices Biológicos y los Metal(oid)es en los Hígados de las Lobinas Colectadas en las tres Presas de la Cuenca del Río Yaqui.....	134
10.11. Valores de los componentes y sus cargas (correlaciones) en los tejidos de tilapia, <i>O. niloticus</i>	135
10.12. Valores de los componentes y sus cargas (correlaciones) en los tejidos de lobina, <i>M. salmoides</i>	137

LISTA DE FIGURAS

Figura		Páginas
1	Sitios donde se colectaron los peces en las presas de estudio de la Cuenca del Río Yaqui, en el Estado de Sonora, México.....	42
2	Análisis de componentes principales de los metales en los diferentes tejidos de tilapia, colectadas en las tres presas de la cuenca del Rio Yaqui...	56
3	Análisis de componentes principales de los metales en los diferentes tejidos de lobina, colectadas en las tres presas de la cuenca del Rio Yaqui...	57
4	Concentraciones de arsénico transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui	60
5	Concentraciones de cobre transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui....	61
6	Concentraciones de cromo transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui....	62
7	Concentraciones de fierro transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui....	63
8	Concentraciones de manganeso transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui.....	64
9	Concentraciones de mercurio transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui. tres presas de estudio, en las dos épocas de muestreo.....	65
10	Concentraciones de níquel transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui....	66
11	Concentraciones de selenio transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui....	67
12	Concentraciones de zinc transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui....	68
13	Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la tilapia <i>O. niloticus</i> colectadas en las tres presas de estudio durante la época de secas.....	66
14	Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la tilapia <i>O. niloticus</i> colectadas en las tres presas de estudio durante la temporada de lluvias.....	67
5	Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la tilapia <i>M. salmoides</i> colectadas en las tres presas de estudio durante la temporada de lluvias.....	77

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Páginas
16	Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la lobina <i>M. salmoides</i> colectadas en las tres presas de estudio durante la época de lluvias	78
17	Índices hepatosomático de las hembras y los machos de las tilapias y lobinas colectadas durante el presente estudio. Diferente letra denota diferencias significativas ($p < 0.05$) tanto en las épocas de muestreo (mayúsculas), como entre ecosistemas (minúsculas).....	86
18	Índices gonadosomático de las hembras y los machos de las tilapias y lobinas colectadas durante el presente estudio. Diferente letra denota diferencias significativas ($p < 0.05$) tanto en las épocas de muestreo (mayúsculas), como entre ecosistemas (minúsculas).....	89
19	Factores de condición de las hembras y los machos de las tilapias y lobinas colectadas durante el presente estudio. Diferente letra denota diferencias significativas ($p < 0.05$) tanto en las épocas de muestreo (mayúsculas), como entre ecosistemas (minúsculas).....	92
20	Análisis de Correspondencias Canónicas de los índices biológicos, MT y los metal(oid)es en los hígados de las dos especies colectadas en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.....	95
21	Caracteres merísticos de la tilapia <i>Oreochromis niloticus</i> , determinados en los organismos colectados de las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui....	97
22	Caracteres merísticos de la lobina <i>Micropterus salmoides</i> , determinados en los organismos colectados de las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.....	97
23	Expresión relativa de genes de metalotioneinas (MT) de tilapia <i>O. niloticus</i> , colectadas en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.....	103
24	Expresión relativa de genes de metalotioneinas (MT) de lobina <i>M. salmoides</i> , colectadas en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.....	104
25	Cortes histológicos de las branquias de los peces de las tres presas. Tejido sin lesiones (control: A) y tejidos con lesiones (Tilapias de la ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c); lobinas de ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c).....	106
26	Cortes histológicos de los hígados de los peces de las tres presas. Tejido sin lesiones (control: A) y tejidos con lesiones (Tilapias de la ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c); lobinas de ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c).....	107
27	Índices Histopatológico (IHP) en hígados y branquias de las tilapias y lobinas, colectadas durante los dos muestreos en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.....	108

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Clasificación taxonómica de <i>O. niloticus</i>	19
2	Clasificación taxonómica de <i>M. salmoides</i>	22
3	Características biológicas de <i>O. niloticus</i> y <i>M. salmoides</i>	22
4	Algunas características de los metales y metaloides.....	24
5	Concentración de metales y metaloides en algunos tejidos de peces y algunos de los efectos reportados.....	27
6	Concentraciones de metal(oide)s (mg kg ⁻¹) en tejidos de tilapia <i>O. niloticus</i> colectadas en tres presas de la cuenca del Río Yaqui ¹	51
7	Concentraciones de metal(oide)s (mg kg ⁻¹) en tejidos de lobina <i>M. salmoides</i> colectadas en tres presas de la cuenca del Río Yaqui ¹	53

RESUMEN

Los metales y metaloides pueden causar efectos negativos en los organismos acuáticos, aún en concentraciones bajas. Los peces han sido usados como indicadores de exposición a xenobióticos, debido a las respuestas sub-sistémicas que presentan, las cuales son utilizadas como biomarcadores. En el presente estudio, se determinó la acumulación de metal(oid)es en la tilapia y lobina y algunos biomarcadores de exposición y efecto, recolectados en tres presas (La Angostura, El Cajón de Onapa y El Oviachic) de la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México. Se realizaron seis muestreos durante el año 2018, en dos épocas climáticas contrastantes: secas-cálidas (junio-julio) y lluvias-cálidas (septiembre-octubre). Se determinaron las concentraciones de As, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni, Se y Zn en tejidos de peces, por medio de Espectrofotometría de Absorción Atómica. Además, se calcularon los índices hepatosomático gonadosomático y el factor de condición para evaluar las poblaciones de peces. Se evaluaron las deformidades, así como la expresión génica de las metalotioneínas y el daño histopatológico en hígado y branquias. Se corrieron pruebas estadísticas multivariadas para correlacionar las variables determinadas en las dos especies. La distribución de metales en los tejidos de la tilapia fue Fe > Cu > Zn > Mn > Cr > Ni > As > Se > Hg, mientras que en lobina fue Fe > Zn > Cu > Cr > Ni > Mn > As > Se > Hg. La distribución de elementos por tejidos en las dos especies fue hígado > estómago > branquias > gónada > músculo. Las diferentes concentraciones de contaminantes en los tejidos de las dos especies se relacionaron con sus hábitos alimenticios. Las relaciones hígado:músculo mostraron que diferencias en los niveles de contaminación entre los ecosistemas estudiados. Los índices biológicos de las dos especies en los tres ecosistemas mostraron asociaciones con los metal(oid)es, lo que indica que las concentraciones de estos elementos son capaces de producir alteraciones biológicas. Por otro lado, no se encontraron malformaciones aparentes en espinas y radios. El análisis de expresión de metalotioneínas correlacionó consistentemente con la mayoría de metal(oid)es en los diferentes tejidos. Por su parte, el análisis histopatológico sugiere que existen lesiones que pueden ser asociadas a los niveles de metal(oid)es en los tejidos de las dos especies. En poblaciones silvestres es importante considerar que la manifestación de los distintos biomarcadores se encuentra afectada por diversos factores bióticos y abióticos que pueden afectar la interpretación de los resultados.

Palabras clave: Contaminación, Ecosistemas acuáticos, Metal(oid)es, Tilapia, Lobina, Índices biológicos, Biomarcadores

ABSTRACT

Metal(loid)s may cause negative effects in aquatic organisms, including fishes. Fishes have been useful as indicators of xenobiotic exposure, due to the sub-systemic responses they present, which can be used as biomarkers. Biomarkers are useful to evaluate the effect of pollutants, as metal(loid)s, from different levels of biological organization. In the present study, the accumulation of metals(oid)s in tilapia and largemouth bass were determined, as well as its relationship with biomarkers of exposure and effect. Fishes were collected in three dams (La Angostura, El Cajón de Onapa y El Oviachic) from the Yaqui River Basin, Sonora, Mexico. Six samplings were carried out during the year 2018 in two contrasting climatic seasons: dry-warm season (June-July) and rainy-warm season (September-October). Samples were collected at different points within each of the three ecosystems. The concentration of As, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni, Se, and Zn in fish tissues were determined using Atomic Absorption Spectrometry by flame and vapor and hydride generation. The biological indexes (hepatosomatic and gonadosomatic indexes, as well as the condition factor) were calculated to evaluate the general health of both fish populations. Morphological and meristic parameters were estimated to evaluate deformities in both species. Expression of metallothioneins was evaluated in liver, and the histopathological damage was estimated in liver and gills. Multivariate analyses were performed to correlate all variables. The distribution pattern of the concentrations of metal(loid)s in tissues of tilapia was Fe > Cu > Zn > Mn > Cr > Ni > As > Se > Hg, and in largemouth bass was Fe > Zn > Cu > Cr > Ni > Mn > As > Se > Hg. The accumulation of trace elements in tissues of both species was liver > stomach > gills > gonads > muscle, which is related with their food habits. The liver:muscle ratios of fishes from the three ecosystems showed gradients of contamination with metal(loid)s. Biological indexes and metal(loid)s correlated in relation to physiological roles of these elements in fishes. There were no apparent malformations in spines and rays. Gene expression analysis of metallothioneins correlated with most elements associated to metal(loid) exposure. Histopathological analysis showed associations between some lesions and concentrations of metal(loid)s in the tissues. The use of biomarkers in wild populations shows some limitations, since there are several abiotic and biotic factors influencing the interpretation of the results.

Keywords: Pollution, Aquatic ecosystems, Metal(loid)s, Tilapia, Largemouth bass, Biological indexes, Biomarkers

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos se encuentran sujetos a condiciones adversas que alteran su estructura y funcionamiento, debido muchas veces por los efectos de la contaminación (Páez-Osuna *et al.*, 2011). Entre los residuos tóxicos de importancia se encuentran plaguicidas, fertilizantes, dioxinas, metales y metaloides, entre otros (Rajaei *et al.*, 2015; Sheng-Xiang *et al.*, 2018; Yahia y Elsharkawy, 2014). Estos compuestos son vertidos en cantidades variables, provenientes de presas de jales, de descargas de drenes de riego y/o de drenajes municipales, causando efectos en diferentes magnitudes y escalas (Carmalin y Lima, 2018; Liu *et al.*, 2018; Morán *et al.*, 2018). Lo anterior debe ser evaluado en el contexto regulatorio, sobre todo porque algunos de estos ambientes pueden tener importancia económica y social (Lira-Noriega *et al.*, 2015), incluyendo actividades primordiales como la pesca, la acuicultura, la agricultura, la ganadería, turismo y la industria minera (Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). En particular para el presente trabajo, se establece que el manejo inadecuado de los residuos de la extracción minera permite la dispersión de los metales y metaloides que se acumulan en los diferentes reservorios, siendo los organismos acuáticos los más susceptibles a dichos efectos (De la O-Villanueva *et al.*, 2013; Fashola *et al.*, 2016).

Tomando lo anterior como contexto, los peces son buenos indicadores del efecto causado por la exposición a diversos xenobióticos (Authman *et al.*, 2015); esto de acuerdo con las características biológicas, distribución y viabilidad de captura de las especies. Los peces son elementos esenciales en los ecosistemas acuáticos, ya que juegan un papel muy importante en las tramas tróficas, los ciclos de nutrientes y la productividad de los ecosistemas, pudiendo tener una relevancia socioeconómica importante. De esta manera, el monitoreo de los niveles de contaminantes resulta de suma importancia tanto para aspectos de inocuidad alimentaria, como para evaluar el estado general de los ecosistemas (Segner y Baumann, 2015; Fierro *et al.*, 2017). Bajo el enfoque ecotoxicológico, vale también resaltar que el uso de biomarcadores permite contar con información sobre los efectos de los contaminantes a distintos niveles de organización biológica, que en algunos casos pueden utilizarse como alertas tempranas sobre los efectos nocivos en los ecosistemas (Paniagua-Michel y Olmos-Soto, 2016).

Por lo anterior, el presente trabajo está enfocado en evaluar la contaminación en tres presas del Río

Yaqui, Sonora, utilizando biomarcadores de exposición y efecto en tilapia y lobina como organismos indicadores. Esto con la finalidad de conocer el posible impacto de los niveles de metales y metaloides, utilizando dichas especies como organismos centinela. Este enfoque pretende evaluar los efectos de las descargas en los ecosistemas de estudio y de esta manera proporcionar información de base para el manejo de los ecosistemas.

2. ANTECEDENTES

2.1 Biología de la Tilapia, *Oreochromis niloticus*

La familia de los cíclidos (Pisces:Cichlidae; Linne, 1758) se encuentra ampliamente distribuida en distintas regiones biogeográficas con alrededor de 3000 especies descritas (Cabej, 2012). Las especies de esta familia son originarias de ecosistemas dulceacuícolas de norte, centro y sur América y África (Friedman *et al.*, 2013).

La amplia distribución de los cíclidos se remonta al fraccionamiento del súper continente de Gondwana, hace aproximadamente 130 millones de años (Farías *et al.*, 1999). Desde ese momento, la rápida radiación adaptativa y especiación de este grupo les permitió ocupar ambientes muy diversos (Genner y Turner, 2005; Miller y Mitchell, 2009).

Los cíclidos africanos han sido el grupo de organismos mayormente estudiados, principalmente por su rápida especiación, lo que los ha llevado a ocupar a un gran número de nichos ecológicos (Turner, 2007).

Dentro de la familia de los cíclidos, se encuentra la tribu tilapiini, la cual agrupa a los tres principales géneros de tilapia, *Tilapia*, *Sarotherodon* y *Oreochromis* (Cuadro 1), siendo este último el más popular por su potencial acuícola (Mcandrew, 2000).

Cuadro 1. Clasificación taxonómica de *O. niloticus* (Mcandrew, 2000).

Reino	Animalia
Phylum	Chordata
Clase	Actinopterygii
Orden	Perciformes
Familia	Cichlidae
Tribu	Tilapiini
Género	<i>Oreochromis</i>
Especie	<i>Oreochromis niloticus</i>

La tilapia *Oreochromis niloticus* se distribuye a lo largo de la cuenca del Río Nilo, dentro del continente africano y ha sido introducida en todo el mundo con fines de acuicultura (Trewavas, 1983). En América, esta especie fue introducida entre las décadas de 1960's y 1980's con gran éxito (FAO, 2014). Particularmente en México, la tilapia se introdujo alrededor de los años 80's y rápidamente dominó los ecosistemas acuáticos en los que fue introducida debido a sus características biológicas y plasticidad ecológica (Zambrano *et al.*, 2010).

Morfológicamente las tilapias poseen un cuerpo comprimido lateralmente y escamas cicloideas de origen dérmico, las cuales recubren la piel (FAO, 2014). Poseen entre 27 a 33 filamentos en el primer arco branquial. Su línea lateral presenta una interrupción y posee alrededor de 30 a 34 escamas (FAO, 2014). Su aleta dorsal es continua, presentando de 16 a 17 espinas rígidas y entre 10 y 11 radios (Arredondo-Figueroa y Guzmán-Arroyo, 1986). La aleta anal tiene 3 espinas y 11 radios. La aleta caudal es trunca y sus aletas dorsal, pectoral y caudal adquieren una coloración rojiza durante su época de desove (Trewavas, 1983).

Son organismos que presentan dimorfismo sexual, siendo los machos los de mayores tallas. En general, durante la época reproductiva, los machos construyen un nido en el fondo de los cuerpos de agua y lo defienden de otros peces. Al acercarse las hembras a la madriguera, empieza un cortejo que termina en la deposición de los huevos sin fertilizar dentro del nido para ser fecundados por el macho (Cantor-Atlenco, 2007). Una vez fecundados, los huevecillos son recogidos en la boca de la madre e incubados hasta que eclosionan. Una vez eclosionados, las larvas consumen el saco vitelino y cuando comienzan a alimentarse, abandonan el cuidado parental (FAO, 2014).

Los alevines suelen alimentarse de una amplia variedad de organismos (Assefa y Getahun, 2014). En sus primeras etapas, el zooplancton es su fuente principal de nutrientes, debido al alto nivel de proteína requerido (Dias-Neto *et al.*, 2016). Siendo adultos, se alimentan de una amplia gama de invertebrados y en épocas frías suelen filtrar grandes cantidades de agua en busca de células fitoplanctónicas, generando una estrategia que es formar una mucosidad en sus agallas para alimentarse (Turker *et al.*, 2003). También suelen ramonear sustratos para desprender las películas de algas fitobentónicas que se forman (periphyton) (García-González *et al.*, 2012). Generalmente, las tilapias son consideradas detritívoras o herbívoras (Lowe-McConnell, 2000).

Debido a sus hábitos alimenticios omnívoros y preferencia por aguas poco profundas, las tilapias ocupan una posición intermedia en las cadenas tróficas en las que se encuentran presentes y juegan un papel importante en la recirculación de nutrientes en los ecosistemas, ayudando así a la

productividad primaria, además de ser alimento para organismos piscívoros, incluido el hombre (Lowe-McConnell, 2000). Toleran un amplio rango de condiciones ambientales (altas temperaturas, salinidad y bajos niveles de oxígeno disuelto) en los ecosistemas en los que se encuentran, lo cual les ha dado una ventaja adaptativa sobre otras especies (Mattson y Kaunda, 1997; Mjoun *et al.*, 2010).

Estos organismos están en contacto directo con los sedimentos e incluso suelen absorber partículas alimenticias y de otra naturaleza que se encuentran sobre estos, además de que encuentran un biotopo en los márgenes de los lagos y presas que habitan, en el cual pueden desarrollarse de manera exitosa (Lowe-McConnell, 2000).

2.2 Biología de la Lobina Negra *Micropterus salmoides*

La familia Centrarchidae (Pisces: Centrarchidae, Lacepede, 1802), incluye a 38 especies de peces oseos, las cuales se distribuyen nativamente en América del Norte (Soes *et al.*, 2010). Son organismos en su mayoría dulce acuícolas, que han sido introducidos a muchos países del mundo con diferentes fines (Avisé, 2016).

Se estima que la especiación de este grupo de organismos se remonta a la época del pleistoceno, en la que ocurrieron una serie de periodos glaciares y oscilaciones climáticas, lo que llevó a que se diera una rápida diversificación en este taxón (Near *et al.*, 2003). Dentro de ese proceso, estos organismos tuvieron una competencia intra e interespecífica que los llevó a adaptarse a condiciones de competencia (Galat y White, 2005). Estos procesos biológico-evolutivos lograron que estos organismos desarrollaran las características biológicas actuales, por lo que la mayoría de las especies pertenecientes a esta familia son organismos que compiten por territorio y alimento (Marchetti, 1999).

La lobina *Micropterus salmoides* (Cuadro 2), es una especie originaria de Norteamérica y ha sido introducida a un gran número de países con distintos fines, principalmente como pesquería deportiva (Smith *et al.*, 2015). En México, se distribuyen de manera natural en el noreste del país y habitan en un gran número de embalses desde 1910, aunque la mayor introducción en distintos cuerpos de agua se registró en la década de los 40's (Gómez, 1971). Estos organismos se

caracterizan principalmente por ser ávidos depredadores y feroces competidores, lo que los ha convertido en una seria amenaza para las especies nativas de los ecosistemas colocándolos en el tope de la cadena alimenticia (Brown *et al.*, 2009).

Cuadro 2. Clasificación taxonómica de *M. salmoides* (Brown *et al.*, 2009).

Reino	Animalia
Phylum	Chordata
Clase	Actinopterygii
Orden	Perciformes
Familia	Centrarchidae
Género	<i>Micropterus</i>
Especie	<i>Micropterus salmoides</i>

Las lobinas poseen un cuerpo comprimido lateralmente, presentando una coloración verde con manchas de color negro; poseen, a diferencias de las tilapias (Cuadro 3), escamas Ctenoideas recubiertas de tejido conectivo y calcio (Eming, 1966). Poseen entre 63-65 escamas cicloideas en su línea lateral (Heidinger, 1976). Su aleta dorsal es continua y presentan 9 espinas rígidas y entre 12 y 15 radios (Smith *et al.*, 2015). La aleta anal tiene 3 espinas y entre 9 y 11 radios (Arredondo, 1973).

Cuadro 3. Características biológicas de *O. niloticus* y *M. salmoides* (Arredondo, 1973; Smith *et al.*, 2015).

Nombre común	Especie	Dieta	Ecología	Peso (g)	Longitud (cm)
Tilapia	<i>O. niloticus</i>	Omnívoros	Bentónico	472.03 ± 95.96	30.18 ± 1.99
Lobina	<i>M. salmoides</i>	Carnívoro, principalmente piscívoro	Bentopelágico	560.35 ± 83.63	33.98 ± 5.96

Suelen localizarse en aguas templadas de poca turbidez, principalmente de ríos, lagos y cuerpos de

agua artificiales (Marcy *et al.*, 2005). Dentro de los embalses, suelen localizarse cerca de estructuras hechas por el hombre, troncos hundidos y lugares donde se presente vegetación, que es donde suelen hacer sus nidos (Heidinger, 1976).

Los machos construyen el nido, generalmente, en aguas poco profundas y superficie firme, este suele ser del tamaño del macho y se encuentran separados por una distancia de al menos 2 metros de otros nidos (Almeida *et al.*, 2012). Una vez realizada esta acción, los machos salen en busca de hembras maduras para empezar el cortejo, regresar y mantenerse encima del nido (Lorenzoni *et al.*, 2002). Los gametos son depositados en el nido y una vez sucedido esto el macho protege las larvas hasta que llegan a ser alevines (Warren *et al.*, 2000).

Los alevines de esta especie se alimentan, principalmente, de zooplancton y pequeños insectos y cambian su dieta por presas más grandes cuando llegan a la etapa de adultos, siendo casi exclusivamente piscívoros (Hodgson y Hansen, 2005).

2.3 Concepto de metal(oid)esy metaloide

Los metales y metaloides son definidos, en primer lugar, por su densidad y sus características fisicoquímicas tales como la maleabilidad, la dureza, la conductividad, grado de toxicidad, número atómico y sus propiedades magnéticas (Cuadro 4) (Tchounwou *et al.*, 2012). Son elementos que poseen una densidad mayor a 4.0 g cm^{-3} , que a diferencia de otros contaminantes se encuentran de manera natural en los reservorios ambientales (sedimentos, suelos, aire, agua y biota), por lo que hay niveles basales o naturales de éstos en tales reservorios. Existen algunas clasificaciones para estos elementos, como esenciales o no esenciales, oligoelementos, metales traza, entre otros. La clasificación mayormente utilizada es la de esenciales y no esenciales, donde los primeros se requieren para funciones fisiológicas y los segundos no se les conoce función biológica alguna (Páez-Osuna *et al.*, 2011).

Cuadro 4. Algunas características de los metales y metaloides (Appenroth, 2010).

Metales	Metaloides
Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Zn, Pb	As, Ge, Se, Sn
Poseen brillo	No poseen brillo
Maleabilidad y ductilidad	Quebradizas, no presentan maleabilidad ni ductilidad
Conductores de calor y electricidad	No son buenos conductores de calor y electricidad
Forman cationes	Forman cationes y aniones

Los metaloides son elementos que tienen un comportamiento dual, como metal(oid)es(electropositivos) o como no metal(oid)es(electronegativos), dependiendo de las condiciones del medio (Appenroth, 2010; Páez-Osuna *et al.*, 2011).

Estos elementos se encuentran ampliamente distribuidos en la corteza terrestre y provienen tanto de fuentes naturales como antropogénicas, aunque estas últimas son las que han provocado las mayores movilizaciones y acumulaciones (Akpor *et al.*, 2014; Islam *et al.*, 2015). La dinámica de los metales y metaloides en el ambiente (como la movilidad, acumulación, transferencia y toxicidad), está influenciada tanto por factores abióticos como bióticos (Ravindra *et al.*, 2015).

2.4 Contaminación de Ecosistemas Acuáticos por Metales y Metaloides

Las actividades humanas tienen un impacto negativo en el medio ambiente, ya que generan grandes cantidades de residuos sólidos y líquidos altamente peligrosos por su composición química (Fashola *et al.*, 2016). Los distintos químicos, productos de desecho de las actividades agrícolas, mineras e industriales, son vertidos hacia los ecosistemas adyacentes, teniendo consecuencias severas (Colin *et al.*, 2016). Los principales compuestos de las actividades humanas suelen ser compuestos nitrogenados, fertilizantes, contaminantes orgánicos, compuestos clorados, metales y metaloides (Ravindra *et al.*, 2015).

Los metales y metaloides son elementos que se encuentran distribuidos ampliamente en los diferentes reservorios ambientales que, a diferencia de otros contaminantes, forman parte de suelos, sedimentos, rocas, aire y organismos. Su origen puede ser de fuentes naturales y antropogénicas

(Akpor *et al.*, 2014; Islam *et al.*, 2015).

El intemperismo y vulcanismo son las principales fuentes naturales de metales y metaloides. Las erupciones volcánicas emiten gases, asociados a lava y eventos geológico-climáticos, los cuales movilizan estos elementos como partículas. El intemperismo también puede movilizar a los metales desde yacimientos naturales por el desgaste constante bajo condiciones climáticas extremas (Abarshi *et al.*, 2017).

Las principales fuentes antropogénicas de metales están asociadas a diversas actividades humanas (Gutiérrez *et al.*, 2015). La industria del papel y la celulosa se relacionan con el Cr, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn; la petroquímica con el Cd, Cr, Fe, Hg, Pb, Sn, V y Zn; la producción de fertilizantes con Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Ni, Sn, V y Zn, mientras que la industria minera se relaciona con prácticamente todos, aunque depende del mineral de explotación (Páez-Osuna *et al.*, 2011). En el Estado de Sonora, los metales principalmente explotados son el Cu, Mo y Au y dentro de los minerales se pueden encontrar muchos otros elementos metálicos (SGM, 2015).

La problemática de contaminación de estas actividades se debe al manejo inadecuado de las emisiones y efluentes. Generalmente, dichos contaminantes terminan en ecosistemas aledaños, como es el caso de las presas (Li *et al.*, 2014). Dentro de las presas, estos elementos tienden a acumularse de manera diferencial en los distintos compartimientos bióticos y abióticos (Páez-Osuna *et al.*, 2011). Dado a las condiciones fisicoquímicas, estos elementos suelen reaccionar y transformarse en especies más reactivas, lo cual causa mayor toxicidad para los organismos circundantes (Tansel y Rafiuddin, 2016).

2.4.1 Transferencia Trófica

Dentro de los ecosistemas acuáticos, los diferentes contaminantes tienen una dinámica bien definida y las especies que se encuentran en contacto con ellos tienden a metabolizarlos de distinta manera (Abumourad *et al.*, 2014). Los metales y metaloides tienden a acumularse selectivamente en los distintos tejidos de los organismos por medio de distintas interacciones que existen en los ambientes acuáticos (Authman *et al.*, 2015). Los organismos acuáticos tienen 3 posibles vías de incorporación y 6 posibles vías de eliminación de estos elementos, considerando que la cantidad

retenida es un balance entre la ingesta, la eliminación y el crecimiento del organismo.

Las vías de incorporación son la respiración (intercambio gaseoso o acuoso), la difusión dérmica y la alimentación, mientras que las vías de eliminación son la respiración, la difusión dérmica, la excreción de heces y orina, la conversión metabólica, la ecdisis y pérdidas por reproducción. Estas vías de incorporación y eliminación implican diferentes mecanismos fisiológicos, por procesos que ocurren en los diferentes tejidos de los organismos, aunque la absorción ocurre principalmente por las branquias y el tracto gastrointestinal, y en menor grado a través de la piel (Mackay *et al.*, 2018). La distribución y acumulación de los diferentes contaminantes depende de las propiedades físicas y químicas de estos, así como las condiciones fisicoquímicas del medio y de las características de la biota. La bioconcentración es la cantidad de metal(loide) que está siendo acumulada por la biota a partir de su medio circundante, que puede ser desde el sedimento o el agua, en un estado de equilibrio. La bioacumulación considera la cantidad de metal(loide) que está siendo absorbida y retenida por los organismos acuáticos desde el medio circundante a través de todas las vías (absorción por la dieta, absorción dérmica y acumulación por vías respiratorias). La biomagnificación es un caso particular de bioacumulación y se define como la transferencia de metales desde la dieta a los organismos, lo que resulta en mayores concentraciones del contaminante en un organismo depredador respecto a su presa; este proceso debe involucrar al menos tres niveles tróficos sucesivos (Mackay *et al.*, 2018).

En los ecosistemas acuáticos donde habitan, las especies de tilapia juegan un papel fundamental en la recirculación de nutrientes y productividad primaria de las aguas, ya que son organismos que ocupan una posición intermedia en las cadenas tróficas y son el alimento de los organismos de niveles tróficos superiores (Lowe-McConnell, 2000). Asimismo, debido a su posición intermedia en las cadenas tróficas acuáticas, esta especie es clave en la transferencia de metales y otros contaminantes (sobre todo aquellos que se acumulan en los sedimentos) hacia niveles tróficos superiores (Xue *et al.*, 2018).

En los ecosistemas acuáticos mexicanos donde han sido introducidas, las tilapias juegan papel fundamental como alimento vivo para especies de importancia deportiva. De esta manera, los metales que las tilapias acumulen serán transferidos hacia los niveles tróficos superiores (Jara-Marini *et al.*, 2020).

Las lobinas han sido ampliamente introducidas a un gran número de países con fines, principalmente deportivos (Smith *et al.*, 2015). Estos organismos se caracterizan principalmente por ser depredadores topos en los ecosistemas y se alimentan principalmente de presas vivas

bentónicas (Brown *et al.*, 2009; Qian *et al.*, 2020). En cuanto a la transferencia trófica de metales, se ha demostrado que estos organismos tienen un alto potencial de biomagnificación de metales tales como el Hg, Pb, Cu y Zn (Martinez-Durazo *et al.*, 2020; Qian *et al.*, 2020).

2.4.2 Efectos de los Metales y Metaloides en los Organismos acuáticos

Los metales y metaloides en los organismos pueden causar perturbaciones y daños a diferentes niveles de organización, tales como los sistemas bioquímicos, celulares, histológicos y poblacionales de las distintas especies. Esto permite elucidar y detectar de forma temprana la contaminación y los efectos de dichos elementos, inclusive a niveles de concentraciones consideradas como bajas (Jiang *et al.*, 2018). Los efectos causados por los metales y metaloides son variados y dependen de factores abióticos como la forma química, el potencial redox, el pH y la temperatura, entre otros; además de factores bióticos como el sexo, la edad, el estado nutricional y la talla (Bae y Park, 2014; Zhao y Marriot, 2013; Jiang *et al.*, 2018). En general, se ha documentado que la toxicidad de estos elementos ocurre cuando se sobrepasa un umbral de concentración (Jiang *et al.*, 2018). El Cuadro 5 describe los efectos de algunos de ellos.

Cuadro 5. Concentración de metales y metaloides en algunos tejidos de peces y algunos de los efectos reportados.

Metal	Tejido/Concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Efecto	Referencia
Cd	Branquias/0.04	Edema lamellar y proliferación epitelial	Mahrouse <i>et al.</i> (2015)
As	Branquias/32.8	Vacuolización, necrosis, pérdida de la forma celular	Ahmed <i>et al.</i> (2013)
Cu	Branquias/2.5	Lesiones epiteliales	Figueiredo-Fernandes <i>et al.</i> (2007)
Hg	Músculo/33.44	Hinchazón, hipertrofia e hiperplasia	Jiang <i>et al.</i> (2018)
Pb	Hígado/0.35	Vacuolización e infiltración celular	Abalaka (2015)

2.4.3 Tilapia y Lobina como Biomonitores en Ecotoxicología

Los biomonitores son de gran importancia y su uso en las últimas décadas se ha incrementado, debido a los resultados obtenidos en estudios de esta índole (Fierro *et al.*, 2017). Dentro de los ecosistemas, existen grupos de organismos que acumulan contaminantes en proporción al grado de la contaminación ambiental, como el caso del fitoplancton, zooplancton, crustáceos, moluscos y peces; en esos grupos hay especies que suelen ser susceptibles en mayor o menor grado (Liu *et al.*, 2018; Mackay *et al.*, 2018). Los peces son ampliamente utilizados como biomonitores de los efectos causados por la exposición a diversos xenobióticos (Authman *et al.*, 2015) debido a sus características biológicas; son el grupo de vertebrados más grande, tienen un sistema osmoregulador y endocrino bien definido y existen especies que ocupan diferentes niveles tróficos (Gagnon y Hodson, 2012; Segner y Baumann, 2015).

En los peces, los metales pueden resultar extremadamente dañinos, ya que son contaminantes altamente persistentes y tóxicos en pequeñas concentraciones, lo cual puede afectar las operaciones vitales, la reproducción, el sistema inmune y cambios patológicos de estos organismos. De esta manera, los peces son utilizados como bioindicadores, jugando un papel importante en los programas de monitoreo de contaminantes de tipo metálico (Authman *et al.*, 2015).

Por otra parte, los organismos acumulan preferencialmente dichos metales en los distintos órganos (Athman *et al.*, 2013). En general los metales tienden a acumularse mayormente en el hígado, sin embargo, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del agua, especie reactiva, tipo de metal(oid)es y grado de contaminación de los ecosistemas, estos pueden acumularse en los demás tejidos, incluido el músculo (Havelková *et al.*, 2008).

La tilapia del Nilo *Oreochromis niloticus* y la lobina *Micropterus salmoides* han sido utilizadas como especie centinelas en ecosistemas contaminados alrededor del mundo debido a su amplia distribución y características biológicas (Sayed *et al.*, 2016). Por esta razón que Abdolapur Monikh *et al.* (2013), recomiendan realizar muestreos de especies con rasgos biológicos y ecológicos diferentes, para obtener un panorama completo de los efectos que se dan entre los diversos componentes de un ecosistema. Lo anterior debido a que algunas especies de metales se acumulan mayoritariamente en los sedimentos y otros en la columna de agua y de ahí su toxicidad puede ser distinta (Mierzejewski *et al.*, 2014).

Las tilapias resisten condiciones medioambientales muy contrastantes, tales como amplios rangos de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, así como altas concentraciones de distintos contaminantes (Olajuyigbe *et al.*, 2020). En ese sentido, estos organismos pueden enmascarar los efectos de la contaminación ambiental y de esta manera dar un resultado en las respuestas biológicas medibles que no pueda ser extrapolado a un nivel de organización superior (nivel poblacional, ecosistema) o un falso negativo, por lo que el uso de una sola respuesta para evaluar estos escenarios resulta insuficiente y su interpretación debe ser cuidadosa (Forbes *et al.*, 2006).

Por otro lado, las lobinas son organismos susceptibles a cualquier cambio medioambiental, sus rangos de tolerancia en cuanto a los parámetros fisicoquímicos del agua son estrechos, necesitan de un flujo constante de agua y no resisten altas concentraciones de contaminantes, por lo que su susceptibilidad como especie también puede acarrear problemas al integrar los efectos producidos por contaminantes (Marcy *et al.*, 2005).

De esta manera, es importante tomar en consideración las variaciones en las respuestas moleculares, bioquímicas, fisiológicas, histológicas, así como los patrones de exposición y las respuestas de las distintas especies de peces a la contaminación ambiental. Es por eso por lo que es importante seleccionar basado en las potenciales rutas de exposición de los contaminantes de interés y seleccionar adecuadamente la respuesta biológica que se va a medir (Kroon *et al.*, 2017). De esta manera resulta importante la selección de organismos adecuados para realizar monitoreos ambientales en ecosistemas afectados con distintos contaminantes o mezclas de éstos (Gehring *et al.*, 2013).

2.5 Conceptos Generales de los Biomarcadores

Los biomarcadores son respuestas, ya sean bioquímicas, fisiológicas, o poblacionales, que se expresan cuando los organismos se exponen a un contaminante y que pueden definir efectos muy específicos (Mattson *et al.*, 1987; DeCaprio, 1997; González-Fernández *et al.*, 2015).

Por lo anterior, los especialistas suelen enfocar el uso de distintos marcadores en función de su nivel de especificidad. De acuerdo con sus mecanismos de acción y a sus particularidades, surgió una clasificación para los marcadores biológicos, la cual rige el uso y establece los términos para

su clasificación. En general, existen tres grandes grupos de biomarcadores dentro de los que se congregan de acuerdo con el tipo de respuesta biológica que generan y son de exposición, de efecto y de susceptibilidad (Dalzochio *et al.*, 2016; Kroon *et al.*, 2017).

2.5.1 Clasificación

En 1987, el Consejo Nacional de Investigación de Estados Unidos, realizó una serie de foros de consulta para determinar el uso de los biomarcadores en estudios de carácter ambiental y de salud pública, llegando a una clasificación para los diferentes grupos de marcadores biológicos (Mattison *et al.*, 1987). Sin embargo, desde el inicio de su aplicación en ecotoxicología, las definiciones de los biomarcadores no quedaron claramente definidas, traslapándose con términos como bioindicador, indicador ecológico y biomarcador, causando una serie de problemas al momento de tratar de unificar términos y utilizar definiciones claras en la literatura científica (Van Gestel y Van Brummelen, 1996). De manera general, en toxicología acuática y en ecotoxicología, los biomarcadores pueden ser clasificados en tres grandes grupos: exposición, efecto y susceptibilidad. En algunos casos, estas definiciones pueden empalmarse; sin embargo, cada una de ellas da una idea general sobre el modo de acción de cada uno de los marcadores (Mattison *et al.*, 1987; McCartyl y Munkittrick, 1996; Mussali-Galante *et al.*, 2013).

2.5.1.1. Biomarcadores de exposición. Es la presencia de un xenobiótico, sus metabolitos o un producto biológico que puede ser asociado a la exposición de algún contaminante o estresor. De acuerdo con el paradigma dosis-respuesta, en toxicología, estos biomarcadores pueden ser considerados como sustitos de dosis (Mattison *et al.*, 1987; McCartyl y Munkittrick, 1996; Decaprio, 1997; Mussali-Galante *et al.*, 2013). Los biomarcadores de exposición se agrupan en: marcadores de dosis interna y dosis biológicamente efectiva. El primer grupo se utiliza para determinar la cantidad de xenobióticos que ha logrado llegar hasta los organismos y se ha absorbido en algún tejido (DeCaprio, 1997). Dentro de este grupo de biomarcadores se encuentran las concentraciones totales de metales en tejidos y la cuantificación de especies químicas (Cossu-Leguille y Vasseur, 2013; Mussali-Galante *et al.*, 2013; Dalzochio *et al.*, 2016).. En el segundo

grupo se entiende como la dosis que ha causado un efecto en el sitio de acción, en el receptor o en las moléculas (DeCaprio, 1997; Mattison *et al.*, 1987).

2.5.1.2. Biomarcadores de efecto. Son cambios en el estado físico, bioquímico, fisiológico o funcional que pueden ser atribuidas a la exposición a un estresor e indicativos de una respuesta adversa de los organismos (McCarty y Munkittrick, 1996; Mussali-Galante *et al.*, 2013). Dentro de las relaciones dosis-respuesta toxicológicas, los biomarcadores de efecto pueden considerarse un sustituto de respuesta (McCarty y Munkittrick, 1996) Este tipo de biomarcadores pueden resultar importantes en la predicción de irregularidades y siguen un continuum desde la exposición a algún xenobiótico hasta que se tiene un efecto negativo en alguna respuesta de importancia biológica (Van Gestel y Van Brummelen, 1996; McCarty y Munkittrick, 1996). Ejemplos de este tipo de biomarcadores son la peroxidación lipídica, la acetilcolinesterasa, los índices de condición y la evaluación histopatológica (Cossu-Leguille y Vasseur, 2013; Hook *et al.*, 2014).

2.5.1.3. Biomarcadores de susceptibilidad. Son indicadores de cambios en parámetros físicos, bioquímicos fisiológicos o poblacionales, los cuales indican que un organismo tiene el potencial de ser sensible a los efectos de algún estresor particular (McCarty y Munkittrick, 1996). De esta manera, pueden ser considerados como una habilidad heredada o adquirida que sirve para responder a un evento de exposición a un xenobiótico particular (Van Gestel y Van Brummelen, 1996; McCarty y Munkittrick, 1996). A diferencia de los otros dos grupos, este tipo de biomarcadores puede manifestarse desde la exposición al contaminante y entre cada una de las fases del continuum de los eventos biológicos (Mattison *et al.*, 1987; Mussali-Galante *et al.*, 2013). Poseen la capacidad incrementar su índice de expresión entre cada uno de los estadios desde la exposición (Decaprio. 1997).

2.5.2. Uso de los Biomarcadores en ecotoxicología

Los biomarcadores en ecotoxicología han sido empleados, tradicionalmente, para determinar el efecto de los xenobióticos en distintos niveles de organización biológica. Durante su desarrollo e implementación se han dado aportaciones significativas dentro de este campo. En las especies

objeto de estudio de esta tesis, numerosos trabajos se han realizado para demostrar la eficacia en estudios ecotoxicológicos (Van Der Oost *et al.* 2003; Cossu-Leguille y Vasseur, 2013; Hook *et al.*, 2014; Kroon *et al.*, 2017; M´kandawireuna *et al.*, 2017).

Las investigaciones llevadas a cabo con tilapia y lobina tradicionalmente han utilizado un conjunto de biomarcadores de distintos tipos, como los enzimáticos, metabolitos fluorescentes y metalotioneinas, entre algunos otros (Pathiratne *et al.* 2009). Actualmente, las nuevas herramientas de la biología molecular, así como las distintas mediciones ecológicas que se han desarrollado, nos han permitido mejorar y desarrollar alertas tempranas de exposición a contaminantes, así como biomarcadores más precisos (M´kandawire *et al.*, 2017).

Al tratar de evaluar el efecto sinergista de las mezclas contaminantes, es importante abordar el problema mediante distintos enfoques metodológicos (Beliaef y Burgeot, 2002). Es importante tomar en consideración que una vez que los contaminantes comienzan a ejercer su efecto sobre los organismos, las reacciones bioquímicas de secuestro de estos elementos empiezan a actuar (Paniagua-Michel y Olmos-Soto, 2016).

Es por esto que en el presente estudio se pretende correlacionar la concentración de metales en hígado y la expresión de metalotioneinas, para obtener el primer eslabón en esta serie de reacciones que suceden en el interior de los organismos (M´kandawireuna *et al.*, 2017).

Después de esto, observar los efectos que los contaminantes de origen metálico hayan podido tener en los tejidos de los organismos. Por último, es importante correlacionar todos estos efectos con niveles de organización biológica superiores, es por eso que se consideran importantes los distintos índices biológicos, así como las malformaciones en los organismos.

Por lo anterior, es importante el determinar, desde distintos enfoques, el efecto adverso que los metales y metaloides tienen en los ecosistemas y determinar el destino final que tiene dichos compuestos tóxicos. Esto hace necesario evaluar si en las presas del Estado de Sonora existen problemas de contaminación con metales y metaloides, a través de la determinación de biomarcadores en peces de agua dulce.

2.5.3. Respuestas medidas en el presente estudio

2.5.3.1. Concentraciones de metales. Las concentraciones de metales en tejidos han sido

ampliamente utilizadas como biomarcadores de exposición a xenobióticos en organismos acuáticos, lo cual los convierte en los marcadores con más efectivos y precisos (McCarty y Munkittrick, 1996; Mussali-Galante *et al.*, 2013). La concentración de contaminantes en un tejido u órgano refleja, de cierta manera, la cantidad de xenobiótico absorbido (Mussali-Galante *et al.*, 2013). De esta manera, la alta capacidad que tienen los organismos acuáticos de bioacumular xenobióticos y su sensibilidad a los efectos de la contaminación, hacen que el uso de este biomarcador este ampliamente documentado (Ullah *et al.*, 2021).

Las concentraciones de metales se pueden catalogar como biomarcadores de dosis interna; las ventajas son su precisión, confiabilidad y relevancia en el análisis del riesgo individual (Perera and Weinstein 2000). Cuando se utilizan en combinación con otras respuestas, pueden arrojar información de los efectos adversos provocados por los contaminantes (Aitio *et al.* 2007; Mussali-Galante *et al.*, 2013). En la actualidad, los métodos analíticos para la determinación de metales hacen que estas mediciones sean confiables y con bajo costo. De igual manera, el Desarrollo de estas técnicas ha permitido que se puedan comprender los procesos toxicológicos de los metales, tales como la toxicocinética, toxicodinámica, con lo cual se ha podido comprender los diferentes mecanismos de acción de estos contaminantes (Mussali-Galante *et al.*, 2013).

2.5.3.2. Índices biológicos. Los índices biológicos se han utilizado, tradicionalmente, como respuesta de los cambios estacionales en la composición corporal y somática de los organismos en los distintos ecosistemas (Banday *et al.*, 2020). Estas respuestas pueden ser definidas como una medida del estado nutricional y energético de un animal (Téte *et al.*, 2013). Los cálculos de la condición biológica se basan en la relación que existe entre el peso corporal y las longitudes totales, las cuales pueden ser correlacionadas con el bienestar animal y su estado reproductivo (Schulte-Hostedde *et al.*, 2005).

En organismos acuáticos, los índices biológicos han sido ampliamente utilizados, junto con otros marcadores, para evaluar los efectos que tienen los metal(oide) en la condición de los organismos (Orlando *et al.*, 1999; Friedmann *et al.*, 2002; Baer *et al.*, 2009; Ibor *et al.* 2017). Sin embargo, en muchas ocasiones, los valores en los índices biológicos pueden ser enmascarados por parámetros ambientales o por variaciones en la biología de las especies, por lo que su selección y uso en ecotoxicología debe realizarse con cuidado (Kroon *et al.*, 2017).

2.5.3.3. Deformidades en aletas y escamas. Las deformidades en los distintos caracteres morfológicos y merísticos han sido descritos en numerosas especies de peces tanto de cultivo como silvestres (Koumoundouros, 2010). Las aberraciones esqueléticas en peces interfieren en el Desarrollo de los organismos y pueden afectar parámetros fisiológicos como la morfología, crecimiento y la supervivencia de los organismos (Witten et al. 2009). Las anomalías en poblaciones naturales de peces suelen ser escasas debido a la imposibilidad que les propicia a los organismos que las padecen (Jawad *et al.*, 2019).

El uso de este parámetro como respuesta a la contaminación ha sido utilizado en numerosos trabajos, sobre todo en organismos en estados de desarrollo tempranos. Lo anterior, debido a que su incapacidad para desplazarse y alejarse de depredación o condiciones adversas para su desarrollo.

2.5.3.4 Metalotioneinas. Las metalotioneinas (MT) son una familia de proteínas de tamaño pequeño (6000 – 7000 Daltons) ricas en cisteínas, las cuales están implicadas en el almacenamiento, detoxificación y el secuestro de iones metálicos, radicales libres y en la respuesta de los organismos a distintos tipos de estrés (LeSaux *et al.*, 2020). Las características químicas de las metalotioneinas, en cuanto a su composición aminoacídica, son muy particulares ya que contienen alrededor del 30% de cisteínas en su estructura (15 residuos por molécula), no contienen aminoácidos aromáticos, ni tampoco histidinas. Además, poseen un alto contenido de metales (seis o siete átomos de metal(oid)espor mol de proteína), así como una alta estabilidad térmica (Kagi, 1993).

Dentro de los vertebrados, estas proteínas se encuentran altamente conservadas, por lo que las MT han sido clasificadas como una superfamilia. Los genes que las codifican no han sufrido alteraciones considerables a través del proceso evolutivo, lo cual puede ser comprobado basándose en las similitudes de las secuencias de aminoácidos entre distintos phyla (Kagi, 1993). Las MT están constituidas por 15 familias que han sido caracterizadas en diversos organismos como cianobacterias, hongos, plantas y animales; en algunos grupos de organismos han sido caracterizadas más de una familia, como en los mamíferos, en los que hay 4 (desde la MT-1 a la MT-4 (Viarengo *et al.*, 1999; Vasâk, 2005). Las MT intervienen en diferentes procesos como es la protección contra diversos agentes (por ej. metal(oid)es, radicales libres, compuestos orgánicos) y

en mecanismos que controlan el crecimiento, la diferenciación y la proliferación celular; además de la apoptosis y la regulación del crecimiento neuronal (Vasák, 2005; Wang, 2014). Por lo que no solo son proteínas citoplasmáticas, sino que se acumulan también en los lisosomas, el núcleo y el espacio intermembranal de la mitocondria (Ye *et al.*, 2001; Dziegiel, 2004; Wang, 2014).

Las metalotioneinas han sido ampliamente utilizadas como biomarcadores de la exposición a los metal(oid)es en diferentes organismos acuáticos (como moluscos, crustáceos y peces) (Cheung *et al.*, 2004; Vergani *et al.*, 2005; Chan y Chan, 2008; Wang *et al.*, 2014), debido a que su síntesis se produce en diferentes órganos (principalmente en los diana, tales como el hígado y las branquias) cuando hay exposición a estos elementos, aún a niveles considerados como bajos (Viarengo *et al.*, 1999; Vasák, 2005; Wang, 2014). Los genes de las metalotioneinas se encuentran altamente conservados entre especies (Viarengo *et al.*, 1999; Vasák, 2005).

Son varios los estudios en los que se ha encontrado una relación proporcional entre los niveles o la expresión de las MT en los tejidos y las concentraciones de metal(oid)es a la que los organismos fueron expuestos, como la tilapia (Cheung *et al.*, 2004 y Chan y Chan, 2008) y la lobina (Schlenk *et al.*, 1995). Sin embargo, una limitante de su aplicación como biomarcador en la contaminación con metal(oid)es es que su expresión también ocurre por la exposición a otros contaminantes (como algunos fármacos, hormonas, plaguicidas y compuestos orgánicos, entre otros). Además, su uso como biomarcador de exposición en condiciones de campo presenta limitaciones ya que su expresión también responde a varios factores bióticos y abióticos, tales como la edad, el sexo, ciclo reproductivo, estacionalidad, salinidad, temperatura y pH (Wang *et al.* 2014).

2.5.3.5. Daño histopatológico. Algunos estudios han relacionado las lesiones con la exposición a metales en los distintos tejidos de peces (Pandey *et al.*, 2008; Javed y Usmani, 2013; Abdel-Khalek, 2015; Mahboo *et al.*, 2020). Abdel-Khalek (2015) reportaron que los daños en branquias (fusión y ruptura lamelar, y telangiectasia, entre otras) e hígado (congestión, peliosis, degeneración vacuolar, entre otras) de la tilapia fueron significativamente mayores en los organismos colectados en los sitios con mayores niveles de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn; respecto a los especímenes colectados en el sitio de referencia (con menores impactos de contaminación). Estos efectos en los tejidos fueron asociados a la alteración de los procesos fisiológicos por las altas tasas de acumulación de los metales.

Resultados similares fueron reportados en la tilapia *O. niloticus* (Mahboob *et al.*, 2020), en la anguila *Mastacembelus armatus* (Javed y Usmani, 2013), en la tilapia *Tilapia mossambica* (Ravanaiah y Narasimha-Murthy, 2010), en la carpa *Cyprinus carpio* (Parvathi *et al.* 2011) y en el bagre *Clarias gariepinus* (Authman *et al.*, 2013). Los daños fueron asociados a diversas actividades antropogénicas e interpretados como mecanismos de defensa de los peces para evitar, bajo una exposición crónica a los metales, que éstos lleguen al torrente sanguíneo y se distribuyan en otros tejidos y puedan causar efectos adversos. Sin embargo, hay otros factores que pueden causar estos daños, como lo es la exposición a otros contaminantes (pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos y una combinación de todos ellos), el estrés oxidativo, infecciones y los cambios en las condiciones fisicoquímicas de los ecosistemas acuáticos (Ravanaiah y Narasimha-Murthy, 2010; Javed y Usmani, 2013).

2.6. Problemática de las Presas de la Cuenca del Rio Yaqui, Sonora, México

En el estado de Sonora predomina el clima desértico, por lo que el agua es una limitante. El Río Yaqui es uno de los pocos ríos permanentes en el estado y dentro de esta cuenca se han construido varias presas de gran capacidad. Estos embalses son fuente de agua tanto para consumo humano como para actividades económicas; como la agricultura, la ganadería y la minería (CONAGUA, 2016).

En esta cuenca, se ha desarrollado la industria minera en su parte alta, en municipios como Arivechi, Nacoziari de García, Sahuaripa y Yécora, explotando importantes yacimientos minerales de Cu, Au, Ag y Al, con una producción en 2016 de 655,807 ton, 47,412 ton, 428,242 ton y 96.000 ton respectivamente, haciendo de esta actividad una gran generadora de residuos con contenidos metálicos (SGM, 2014). Esto ha causado la movilización de al menos 75m³ de residuos de la producción minera tan solo en 2016. Esta movilización y dispersión de metales ha llegado a representar un riesgo a la salud de los organismos y a la población humana de las zonas aledañas (Meza-Figueroa *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2014; Manzanares-Rivera, 2016; Yi *et al.*, 2017).

2.6.1. Presa Lázaro Cárdenas “La Angostura”.

La presa Lázaro Cárdenas “La Angostura” se encuentra localizada en el municipio de Nacozari de García, Sonora México, dentro de la región hidrológica No. 9, que tiene una extensión de 71, 776 km². Este embalse es alimentado por el Río Bavispe, que luego se convierte en el Río Yaqui. Posee una capacidad de almacenamiento de 703.4 millones m³ (CONAGUA, 2016). El agua almacenada es utilizada para consumo humano de la ciudad de Nacozari y actividades como la agricultura, la ganadería y la minería del Cu. Además, ha permitido el desarrollo de pesquerías de especies de peces, como el bagre de canal (*Ictalurus punctatus*), la carpa (*Cyprinus carpio*), la lobina (*Micropterus Salmoides*) y la tilapia (*Oreochromis niloticus*). Dichos organismos son fuente de alimentación y sustento económico para los pescadores de la región (CONAGUA, 2016).

La actividad preponderante en esta región es la minería, donde la mina Mexicana del Cobre, que produce 90 000 toneladas diarias de cobre, molibdeno, oro y plata, ha generado grandes volúmenes de jales residuales (SGM, 2014). Son pocos los estudios que se han hecho para evaluar el riesgo asociado al manejo inadecuado de estos residuos. Meza-Figueroa *et al.* (2009) reportaron que los jales de la mina provocan la dispersión de partículas potencialmente tóxicas en la región de Nacozari por el confinamiento inadecuado, representando un riesgo para la salud de la población y de los ecosistemas. Un estudio posterior confirmó que la de dispersión de metales potencialmente tóxicos es alto debido al intemperismo, porque los jales no están adecuadamente confinados (De la O-Valleneva *et al.*, 2013). La presa El Oviachi presentó el segundo lugar en cuanto al gradiente de contaminación del presente estudio. Los metales mayormente acumulados en los peces de este embalse son Cu, Fe y Mn; tanto las concentraciones de metales, como los valores de la relación hígado músculo señalan que este cuerpo de agua tiene un grado intermedio de contaminación (Martinez-Durazo *et al.*, 2020).

2.6.2. Presa Álvaro Obregón “El Oviachic”.

La Presa Alvaro Obregón “El Oviachic” se encuentra localizada en el municipio de Cajeme, Sonora, a 40 km al noroeste de Ciudad Obregón. Es el último cuerpo de agua de la cuenca del Río

Yaqui, con un área aproximada de 70 800 km² y una capacidad de almacenaje de 2,989 millones de metros cúbicos.

Las aguas de esta presa son utilizadas para el consumo humano de Ciudad Obregón y pueblos circunvecinos, y para la irrigación de 220 000 ha de cultivo del Valle del Yaqui. También para las actividades industriales en la región, principalmente industrias de procesamiento y producción de alimentos (Gortáres-Moroyoqui *et al.*, 2011; INEGI, 2014). En la presa se desarrolla la acuacultura de peces, principalmente de tilapia y lobina, contando con cooperativas para la pesca y comercialización. Además, se desarrollan eventos de pesca deportiva, principalmente torneos internacionales de pesca de lobina.

La contaminación de este reservorio se relaciona con efluentes de la agricultura y ganadería en su parte alta. En años recientes también se practica el gambusinaje, donde se utiliza el mercurio para separar el oro lavado y se considera que la acumulación de este metal(oid)espuede llegar a ser significativa (Gortáres-Moroyoqui *et al.*, 2011). Esta presa presenta altos niveles de metales como Cu, Hg y Zn, lo cual puede ser analizado por medio de las concentraciones totales en tejido, así como por las relaciones hígado músculo (Martínez-Durazo *et al.*, 2020).

2.6.3. Presa El Cajón de Onapa.

La Presa “El Cajón de Onapa” pertenece al municipio de Sahuaripa, Sonora, localizada sobre el Río Sahuaripa perteneciente a la cuenca del Río Yaqui. Sus aguas son utilizadas para la agricultura y ganadería a pequeña escala y también se desarrolla la acuacultura de la tilapia y la lobina (INEGI, 2014). Los volúmenes de pesca de tilapia son exportados a Chihuahua, por lo que la pesca representa un sustento para los pobladores de la región. No se han documentado fuentes de contaminación en esta presa pues no se desarrollan actividades industriales en sus alrededores, solo los ocasionales causados por el intemperismo.

Durante el presente estudio, esta presa registró los mayores niveles de metales en los peces analizados, así como los mayores valores de las relaciones hígado-músculo, por lo que se puede decir que es el sistema con mayor impacto (Martínez-Durazo *et al.*, 2020). De igual manera, de acuerdo con el sistema geológico mexicano (SGM), los valores de fondo de las concentraciones de

metales en este cuerpo de agua son muy altos, lo cual puede dar una explicación de los valores encontrados en los peces analizados (SGM, 2014).

3. HIPÓTESIS

- Se encontrarán diferencias en las concentraciones de metales entre los tejidos de *O. niloticus* y *M. salmoides* debido a las características biológicas de cada especie, por el nivel de contaminación en los ecosistemas y la época del año.
- Los organismos con mayores concentraciones de metales presentarán deformidades, daños histológicos, variación en la expresión relativa de genes de las metalotioneínas, así como una afectación en sus índices biológicos.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Determinar la acumulación de metales y metaloides en la tilapia y lobina recolectadas en tres presas de la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México y su relación con los niveles en biomarcadores, colectadas en tres presas de la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México.

4.2 Objetivos Específicos

1. Cuantificar la concentración de metales (Cu, Cr, Hg, Ni, Zn, Fe, Se, Mn) y metaloides (As) en hígado, gónadas, estómago, branquias y musculo de tilapia y lobina, colectados en dos épocas del año (secas y lluvias), en tres presas de la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México.
2. Relacionar la concentración de metales y metaloides con su posible efecto en índices biológicos medidos en tilapia y lobina, colectadas en tres presas (“La Angostura”, “El Oviachic” y “El Cajón de Onapa”) de la cuenca del Rio Yaqui, Sonora, México.
3. Registrar y comparar malformaciones en espinas, escamas y aletas en tilapia y lobina y relacionarlas con las concentraciones de metales y metaloides en sus tejidos.
4. Analizar la expresión génica de la metalotioneina en hígado de tilapia y lobina, provenientes de tres presas de la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México.
5. Estimar el daño histológico en el hígado, las branquias y las gónadas en tilapia y lobina, provenientes de tres presas de la cuenca del Rio Yaqui, Sonora, México.

5. METODOLOGÍA

5.1 Área de Estudio

La cuenca del Río Yaqui se extiende desde el norte del Estado de Sonora al sureste de este, contando a lo largo de su recorrido con diferentes ríos y arroyos como sus tributarios. Las tres presas del estudio se encuentran dentro de la cuenca de este río (Figura 1).

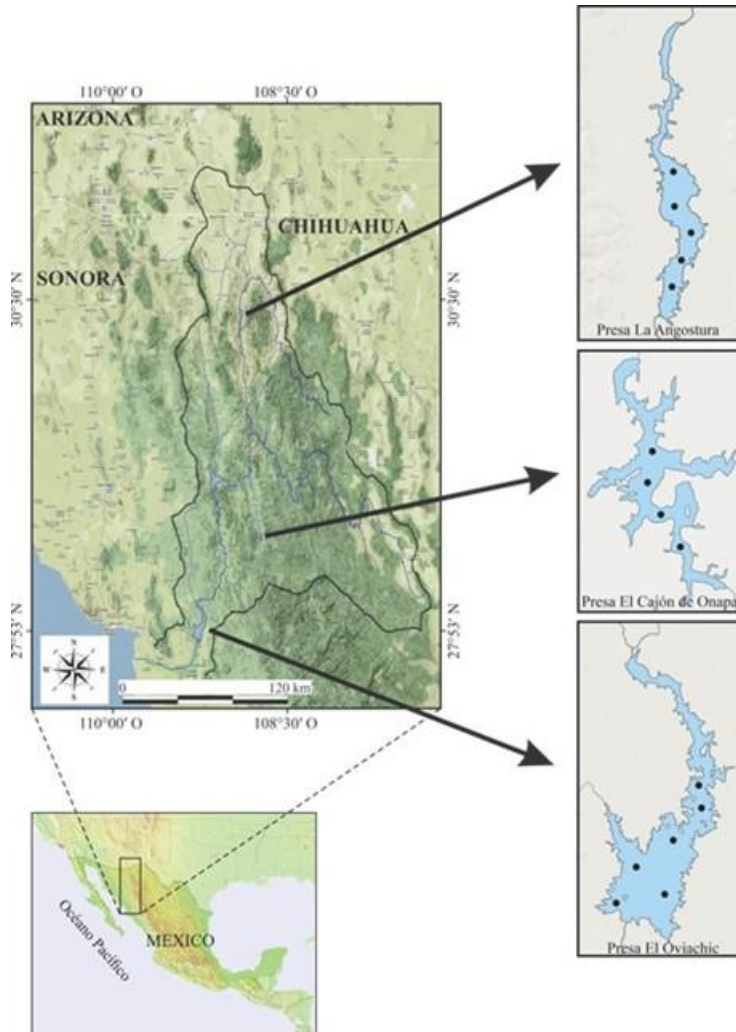


Figura 1. Sitios de colecta de los peces en las tres presas de estudio de la Cuenca del Río Yaqui, en el Estado de Sonora, México.

5.2 Muestreos

Se realizaron seis muestreos durante el año 2018 en dos épocas climáticas contrastantes: épocas secas-cálidas (junio-julio) y época de lluvias-cálidas (septiembre-octubre). Las muestras se colectaron en distintos puntos dentro de cada una de las tres presas (Figura 1), mediante la ayuda de los pescadores locales, a bordo de una embarcación de 6 m de eslora y 1.5 m de manga, con motor fuera de borda de 20 hp.

Para la colecta de peces, se utilizaron redes de pesca agallera (chinchorro) de 4 cm de apertura. Una vez capturados, los organismos fueron sacrificados siguiendo las normas de sacrificio establecidas por la Food and Agriculture Organization (FAO 2014). Después, se procedió a tomar la longitud total (cm) mediante un ictiometro (Aquatic Biotechnology, modelo IK2R) y el peso mediante una balanza Ohaus, Scout Pro-6000, 6000 ± 0.00 , además de una revisión general para evaluar la condición de los organismos, con la finalidad de calcular los índices biológicos para cada organismo.

Las muestras de hígado (para la extracción de ARN) se obtuvieron utilizando cuchillas estériles. Los fragmentos de hígado (aproximadamente 0.5 mm^2) se depositaron en RNAlater (Ambion, México) y se mantuvieron en hielo durante el muestreo y traslado al laboratorio. Una vez en el laboratorio, se mantuvieron a $-80 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta el momento de la extracción de los ácidos nucleicos.

Para el análisis histológico, se diseccionaron entre 2 y 5 mm de hígado, gónadas, branquias y musculo, los cuales se enjuagaron con agua destilada y posteriormente depositados en formalina amortiguada al 10 %.

Para la cuantificación de metales, los restos de los distintos tejidos (hígado, gónadas, estómago, branquias y músculo) fueron empacados en bolsas de polietileno, debidamente etiquetadas y conservadas en hielo durante el muestreo y almacenadas a $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta su análisis.

Para la estimación de deformidades, los organismos fueron empacados en bolsas plásticas, debidamente etiquetadas y conservados en hielo, para su posterior procesamiento en las instalaciones del CIAD Hermosillo.

5.2.1 Digestión y Cuantificación de Metales y Metaloides en Organismos

Las muestras colectadas en campo y preservadas en hielo se liofilizaron (durante 72 h a 49 °C y 133×10^{-3} mBar, modelo Lyph-lock, Freeze Dry System, Labconco, Kansas, MO, EUA) y se procedió a tomar 0.250 ± 0.003 g de cada tejido extraído (hígado, gónada, estómago, branquias y músculo) para su digestión ácida en vasos de digestión lineal. A cada 0.2500 g de tejido se le añadió 5 ml de ácido nítrico al 65%, se calentaron a una temperatura entre 100 y 120 °C durante cuatro horas y se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Terminado esto, se procedió a llevar el volumen digerido a un aforo total de 50 ml utilizando agua grado HPLC. Después, el volumen total fue transferido a un recipiente plástico de 60 ml para su posterior lectura en el Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA). Para la cuantificación de Fe, Mn, Ni, Cu, Zn se utilizó el método de flama aire-acetileno, para Cr se utilizó el método de flama aire-acetileno-óxido nitroso, y para As, Hg y Se, el método de generador de vapor e hidruros.

5.2.2 Índices Biológicos en Tilapia y Lobina

Para determinar el índice gonadosomático (IGS), se tomó el peso de las gónadas y el peso total de los organismos usando una balanza digital, Ohaus, Scout Pro 6000, 6000 ± 0.001 (tomado en campo) y se calculó mediante las siguientes fórmulas (García-Gasca *et al.*, 2016):

$$IGS = \left(\frac{\text{peso de las gónadas}}{\text{peso total del organismo}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Para el índice hepatosomático, se calculó con el peso del hígado y el peso total del organismo mediante la siguiente fórmula:

$$IHS = \left(\frac{\text{peso del hígado}}{\text{peso total del organismo}} \right) \times 100 \quad (2)$$

El factor de condición (K) fue calculado de la siguiente manera:

$$K = \frac{w}{L^b} \quad (3)$$

donde W es el peso total del organismo y L es la longitud estándar y b es la pendiente de la regresión entre el peso y la longitud promedio (Nash *et al.*, 2006).

5.2.3 Malformaciones en Espinas y Aletas

Para la determinación de malformaciones en espinas, escamas y aletas, los organismos se sujetaron a una revisión general mediante el uso de una lupa de 10X y se realizó el procedimiento descrito por Favalaro y Mazzola (2003), así como por García-Gasca *et al* (2016). Para lo anterior, se procedió a contar el número de espinas y radios de las aletas dorsales, caudales, pectorales, anales, laterales, así como el número de escamas de la línea lateral, para buscar mayor número de espinas, radios o escamas o falta de estas.

5.2.4 Cuantificación de la Expresión Génica de Metalotioneinas

La extracción de ARN se realizó mediante el protocolo de Tripure (Roche Applied Science, Penzberg, Alemania) recomendado por el fabricante (Anexo 1) y la concentración de ARN se midieron utilizando un NanoDrop™ (Nanodrop One, Thermo Fischer Scientific).

Una vez extraído el ARN total de las muestras de hígado se utilizó el kit comercial Turbo DNA-

free kit™ (Invitrogen, Thermo Fischer Scientific) con la finalidad de eliminar el ADN genómico (Anexo 2); con el ARN tratado con ADNasa, se procedió a la síntesis de ADN complementario (ADNc) utilizando la enzima M-MLV transcriptasa reversa (Promega, México), así como hexámeros aleatorios (Invitrogen, Thermo Fischer Scientific) en una reacción de 20 µl, conteniendo aproximadamente 2 µg de RNA total (Anexo 3).

Una vez obtenido el ADNc se procedió a correr un PCR punto final con la finalidad de amplificar el gen del factor de elongación alfa (E1F1A) de las tilapias y las lobinas. Los primers utilizados, las condiciones de PCR, así como el protocolo para PCR se encuentran en el Anexo 4. Una vez realizado lo anterior, se procedió a realizar PCR punto final para el gen de las metalotioneinas (MT). Los productos de PCR se determinaron mediante electroforesis en gel de agarosa al 2% (Anexo 4).

Para la cuantificación de la expresión génica, se realizó una curva estándar de acuerdo con Bustin *et al.* (2009) y Llera-Herrera *et al.* (2012), en la cual se realizaron diluciones seriadas de ADNc, de concentración conocida, por triplicado. Después, cada muestra de ADNc fue analizada por triplicado. Todo esto se llevó a cabo en el termociclador Quant Studio 6 Flex. El cálculo de la expresión relativa de las metalotioneinas se llevó a cabo por el método de Pfaffl (Pfaffl, 2004).

5.2.5 Determinación de los Daños Histológicos en Tejidos de Peces

Una vez en el laboratorio, los tejidos fueron enjuagados con agua corriente y transferidos a alcohol etílico al 70% para su posterior deshidratación. Las muestras colectadas fueron colocadas dentro de casetes de histología (CRM Globe, modelo F1009) en el procesador de tejidos (Kedee, modelo UA-230), mediante el cual las muestras fueron inmersas en una serie de alcoholes (70 %, 80 %, 95 % y 100 %), etanol - xileno (1:1) y xileno de acuerdo con Udotong (2015).

La inclusión de los tejidos deshidratados se llevó a cabo con el procesador de tejidos (Leica, modelo EG-1160) y almacenados a -4°C durante 24 h. Los bloques sólidos de parafina se cortaron a 5 mm de grosor mediante un microtomo giratorio (Slee, modelo Cut 5062) y fueron montados sobre portaobjetos esmerilados (por triplicado) debidamente etiquetados.

Posteriormente, las laminillas, con los tejidos montados, fueron colocadas en un horno (Yamato,

modelo DX-302-C) a 75 °C durante 2 h para eliminar el exceso de parafina, para proceder a la tinción Hematoxilina – Eosina de Harris (Anexo 6) (Bancroft, Steves & Turner, 1996). Los análisis histopatológicos se realizaron mediante un microscopio de luz (Leica, modelo DM 1000) con cámara (Leica, modelo CH 1000), mediante el sistema de captura de imágenes (Motic Image Plus 2.0).

5.3. Análisis Estadístico

Los datos obtenidos del presente estudio fueron sometidos a estadística descriptiva. Una vez realizado esto, los datos se sometieron a pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza. Los datos de las concentraciones de metales en tejidos de ambas especies siguieron una distribución no normal de acuerdo con las pruebas de Shapiro-Wilks y Barlett ($p < 0.05$).

Los datos fueron utilizados para calcular la media y la desviación estándar del vector completo. Después de esto, cada elemento fue escalado, substrayendo la media y dividiendo entre la desviación estándar (Hair *et al.*, 1999). Seguido, se utilizó un ANOVA de dos vías para comparar las diferencias entre las temporadas de muestreo y los sitios de colecta. Además, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con la finalidad de describir patrones en los niveles de contaminación entre los tejidos analizados. El ACP se utilizó para interpretar la estructura de los datos mediante una combinación lineal de las variables originales (Mardia *et al.* 1979). Con la finalidad de evitar el sesgo, todos los datos no normales se transformaron logarítmicamente ($(\log_{10} X) + 1$), de acuerdo con Feng *et al.* (2014).

Un análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) se utilizó para evaluar el efecto combinado de los sitios de muestreo y las temporadas en la acumulación de metales (Anderson *et al.* 2008). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando los paquetes NCSS, R v. 3.6.1 (R Core team, 2019) y el programa estadístico PRIMER 7 + PERMANOVA (PRIMER-E Ltd., Devon UK).

La relación hígado músculo se calculó utilizando la concentración individual de cada una de las especies. Los valores mayores a 1, son indicativos de un problema de contaminación en los organismos. Se utilizó una ANOVA de una vía para determinar si existían diferencias significativas en la relación hígado:músculo de los metales (Kružíková *et al.* 2013).

También, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple con la finalidad de determinar la relación entre una sola variable métrica (factor de condición, índice gonadosomático, índice hepatosomático y expresión génica de las metalotioneinas, cada uno por separado) y varias variables métricas independientes, en este caso las concentraciones de los metales(oide)s analizados (Hair *et al.*, 1999). El análisis de regresión lineal múltiple permite evaluar los efectos simples y de orden superior de varias variables y sus interacciones (Hair *et al.*, 1999; Stoichev *et al.*, 2020).

De igual manera, se realizó un análisis de correlación canónica con la finalidad de correlacionar simultáneamente varias variables dependientes métricas (índices biológicos y expresión génica de las metalotioneinas) y varias variables independientes métricas (concentraciones de metales(oide)s), con la finalidad de desarrollar una combinación lineal de cada conjunto de variables y maximizar la correlación entre ambos conjuntos (Hair *et al.*, 1999). Lo anterior para poder evaluar, de manera más concreta, los efectos de los metales(oide)s sobre los biomarcadores.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Concentraciones de Metal(oid)es en los Tejidos de Tilapia y Lobina

Algunas de las características de las tilapias y las lobinas colectadas en las tres presas, durante las dos épocas de muestreo, se presentan en el Anexo 8. Los especímenes de las dos especies colectados en las tres presas tienen características similares a los colectados en otros estudios en ecosistemas acuáticos (Sepulveda *et al.*, 2002; Njiru *et al.*, 2006; Elnabris *et al.*, 2013; Moitinho Rodrigues *et al.*, 2018).

Las concentraciones de metal(oide)s en los tejidos de la tilapia y de lobina se presentan en los Cuadros 6 y 7. Las concentraciones variaron entre tejidos, ecosistemas y época de muestreo. Las concentraciones de los elementos en tilapia siguieron un orden decreciente Fe > Cu > Zn > Mn > Cr > Ni > As > Se > Hg, mientras que el orden en lobina fue Fe > Zn > Cu > Cr > Ni > Mn > As > Se > Hg. La acumulación por tejidos, en ambas especies, siguió el mismo patrón: hígado > estómago > branquias > gónada > músculo.

La acumulación y transferencia de metal(oide)s en los tejidos de los peces está contralada tanto por factores bióticos como abióticos, como lo son los hábitos alimenticios y los requerimientos nutricionales, así como el balance entre las constantes de acumulación y de excreción. Todos estos factores producen patrones de acumulación variables, aún en especies expuestas a estos elementos bajo las mismas condiciones (Mackay *et al.*, 2018). Los patrones de acumulación y la distribución de los metal(oide)s en los tejidos de las dos especies colectadas en el presente estudio presentaron variaciones estacionales ($p < 0.05$) y un patrón definido entre ecosistemas. Las tilapias presentaron las mayores concentraciones de los elementos en los tejidos, en comparación con las lobinas, lo que puede ser atribuido principalmente a las diferencias en sus hábitos alimenticios, ya que las tilapias son ramoneadoras, exponiéndose a los niveles más biodisponibles de los metal(oide)s contenidos en el sedimento (Tessier *et al.*, 1985; Shanbehzadeh *et al.*, 2014).

Dwivedi *et al.* (2015) reportaron resultados similares en tejidos de tilapia y consideraron que la acumulación de los metales en los tejidos es dependiente del tiempo de exposición, la concentración en los sedimentos, así como de factores tales como la salinidad, temperatura, dureza

del agua y las diferencias metabólicas en cada tejido. También, los metales(iode)s se encuentran ligados a los componentes más finos de los sedimentos (principalmente fracciones $<63 \mu\text{m}$), los cuales son transferidos por los organismos bentónicos en condiciones fisicoquímicas específicas y pueden ser bioacumulados en los tejidos dependiendo de los factores bióticos y abióticos (Tessier *et al.*, 1985; Leung *et al.*, 2014).

Cuadro 6. Estadística descriptiva de las concentraciones de metal(oide)s (mg kg⁻¹) en tejidos de tilapia *O. niloticus* colectadas en tres presas de la cuenca del Río Yaqui¹.

Tejido	Metal(oide)	Época de secas			Época de lluvias		
		La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)	La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)
Branquias	Arsénico	3.01 ± 1.48 ^a	3.77 ± 1.02 ^{ab}	3.17 ± 0.74 ^a	4.70 ± 1.05 ^b	4.40 ± 0.65 ^{ab}	5.22 ± 0.87 ^b
	Cobre	44.52 ± 4.77 ^b	16.06 ± 2.19 ^a	17.40 ± 3.00 ^a	16.24 ± 0.71 ^a	15.99 ± 3.23 ^a	15.04 ± 2.62 ^a
	Cromo	25.07 ± 4.97 ^c	17.47 ± 6.29 ^b	11.43 ± 5.20 ^a	19.41 ± 1.89 ^b	10.75 ± 0.91 ^a	28.49 ± 10.81 ^c
	Fierro	568.8 ± 205.8 ^d	566.9 ± 240.7 ^d	297.1 ± 110.6 ^{ab}	355.5 ± 100.6 ^{bc}	401.8 ± 129.4 ^c	253.6 ± 81.20 ^a
	Manganeso	31.78 ± 13.46 ^c	81.65 ± 33.42 ^d	19.26 ± 8.16 ^b	10.61 ± 3.35 ^a	121.0 ± 46.87 ^e	20.71 ± 7.95 ^b
	Mercurio	0.37 ± 0.33 ^a	0.38 ± 0.20 ^a	0.24 ± 0.06 ^a	0.25 ± 0.03 ^a	0.35 ± 0.15 ^a	0.78 ± 0.66 ^b
	Níquel	23.45 ± 3.74 ^e	12.44 ± 4.62 ^c	17.42 ± 7.23 ^d	12.07 ± 4.25 ^c	6.83 ± 2.42 ^b	4.66 ± 1.72 ^a
	Selenio	4.02 ± 0.53 ^b	3.37 ± 1.37 ^{ab}	3.91 ± 1.22 ^b	2.70 ± 1.02 ^a	3.20 ± 0.72 ^{ab}	3.38 ± 0.40 ^{ab}
Zinc	49.43 ± 3.28 ^c	56.86 ± 30.78 ^c	76.54 ± 22.12 ^d	20.96 ± 6.35 ^a	26.09 ± 7.66 ^b	62.19 ± 18.92 ^c	
Estómago	Arsénico	3.34 ± 1.46 ^a	3.60 ± 1.17 ^a	3.11 ± 0.46 ^a	5.40 ± 1.48 ^b	4.87 ± 0.65 ^b	5.42 ± 0.62 ^b
	Cobre	44.62 ± 22.10 ^d	22.00 ± 11.20 ^c	24.09 ± 9.43 ^b	11.27 ± 3.17 ^c	3.97 ± 1.65 ^a	30.08 ± 12.06 ^c
	Cromo	34.62 ± 24.17 ^c	17.60 ± 6.48 ^a	19.02 ± 8.41 ^{ab}	23.54 ± 8.23 ^{bc}	13.39 ± 1.87 ^a	43.68 ± 13.49 ^d
	Fierro	3256 ± 1350 ^b	3204 ± 1082 ^b	1248 ± 581.9 ^a	2558 ± 999.5 ^b	4767 ± 748.6 ^c	1007 ± 411.8 ^a
	Manganeso	338.9 ± 169.9 ^c	667.6 ± 228.8 ^d	34.93 ± 16.70 ^a	173.1 ± 55.46 ^b	1264 ± 335.3 ^e	30.83 ± 9.96 ^a
	Mercurio	0.34 ± 0.15 ^a	0.52 ± 0.41 ^a	0.27 ± 0.06 ^a	0.30 ± 0.10 ^a	0.40 ± 0.15 ^a	1.13 ± 1.04 ^b
	Níquel	33.06 ± 10.83 ^d	20.41 ± 12.81 ^c	20.13 ± 8.29 ^c	15.21 ± 5.87 ^c	5.43 ± 1.61 ^a	9.59 ± 3.42 ^b
	Selenio	3.96 ± 0.63 ^b	2.91 ± 0.94 ^a	4.03 ± 1.17 ^b	2.89 ± 0.97 ^a	3.57 ± 1.38 ^{ab}	3.51 ± 0.50 ^{ab}
Zinc	47.51 ± 14.84 ^b	55.70 ± 23.87 ^b	98.19 ± 25.68 ^c	43.59 ± 13.26 ^b	12.49 ± 5.52 ^a	52.33 ± 14.07 ^b	
Gónada	Arsénico	2.90 ± 1.47 ^a	3.55 ± 1.20 ^a	3.03 ± 0.24 ^a	5.34 ± 1.18 ^b	5.03 ± 0.64 ^b	5.21 ± 0.51 ^b
	Cobre	56.29 ± 20.09 ^e	16.41 ± 3.64 ^a	22.14 ± 11.61 ^{ab}	39.11 ± 20.59 ^{cd}	46.75 ± 16.50 ^{de}	26.87 ± 5.68 ^{bc}
	Cromo	35.18 ± 15.22 ^c	18.19 ± 3.59 ^a	23.04 ± 7.85 ^{ab}	50.83 ± 18.19 ^d	29.90 ± 8.76 ^{bc}	74.34 ± 27.88 ^e
	Fierro	150.6 ± 101.9 ^a	254.4 ± 170.1 ^b	166.4 ± 61.7 ^{ab}	156.2 ± 50.06 ^a	417.3 ± 138.5 ^c	568.4 ± 180.2 ^c
	Manganeso	11.14 ± 3.75 ^a	17.20 ± 11.18 ^a	31.92 ± 13.81 ^b	38.78 ± 17.54 ^b	41.38 ± 12.05 ^b	30.94 ± 8.43 ^b

¹ Concentraciones promedio ± desviación estándar. Diferente letra en el superíndice por renglón para cada elemento, indica diferencia significativa a $\alpha=0.05$.

Cuadro 6. Continuación.

Tejido	Metal(oide)	Época de secas			Época de lluvias		
		La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)	La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)
Gónada	Mercurio	0.50 ± 0.47 ^a	1.04 ± 0.92 ^b	0.50 ± 0.38 ^a	1.17 ± 1.06 ^b	1.36 ± 1.23 ^b	0.49 ± 0.30 ^a
	Níquel	29.40 ± 17.16 ^c	8.89 ± 4.45 ^a	22.68 ± 8.61 ^{bc}	51.42 ± 16.88 ^d	30.58 ± 11.64 ^c	15.49 ± 5.93 ^b
	Selenio	4.33 ± 1.28 ^a	3.40 ± 0.54 ^a	4.14 ± 0.82 ^a	3.07 ± 0.96 ^a	3.56 ± 1.05 ^a	3.95 ± 0.38 ^a
	Zinc	61.17 ± 18.04 ^{ab}	69.80 ± 14.80 ^b	100.4 ± 27.2 ^c	56.13 ± 19.48 ^a	319.3 ± 77.09 ^d	52.51 ± 10.84 ^a
Hígado	Arsénico	3.12 ± 1.51 ^a	3.72 ± 1.09 ^a	3.10 ± 0.34 ^a	7.06 ± 1.02 ^b	6.26 ± 0.79 ^b	6.59 ± 0.44 ^b
	Cobre	801.6 ± 297.6 ^c	771.8 ± 393.5 ^{bc}	526.1 ± 232.4 ^a	497.3 ± 137.0 ^a	548.8 ± 175.5 ^{cd}	516.4 ± 125.9 ^a
	Cromo	29.50 ± 9.67 ^{cd}	18.23 ± 5.82 ^b	14.45 ± 8.50 ^a	23.38 ± 7.10 ^c	11.69 ± 2.72 ^a	35.70 ± 10.83 ^d
	Fierro	1995 ± 594.1 ^c	2402 ± 1108 ^c	1244 ± 578.9 ^b	2096 ± 873.0 ^c	2238 ± 662.9 ^c	508.2 ± 190.0 ^a
	Manganeso	23.75 ± 11.88 ^a	56.34 ± 30.33 ^b	18.80 ± 6.02 ^a	48.16 ± 13.67 ^b	94.40 ± 23.74 ^c	17.03 ± 6.70 ^a
	Mercurio	0.39 ± 0.28 ^a	1.21 ± 0.76 ^b	0.50 ± 0.36 ^a	0.39 ± 0.34 ^a	0.64 ± 0.48 ^a	1.31 ± 1.27 ^b
	Níquel	22.20 ± 7.90 ^b	9.22 ± 4.19 ^a	11.56 ± 7.67 ^a	17.69 ± 7.78 ^b	10.36 ± 4.30 ^{ab}	9.04 ± 2.27 ^a
	Selenio	3.97 ± 0.81 ^a	3.43 ± 0.65 ^a	3.95 ± 1.15 ^a	2.95 ± 0.97 ^a	3.39 ± 1.19 ^a	3.52 ± 0.34 ^a
	Zinc	54.18 ± 10.12 ^b	59.59 ± 17.61 ^b	116.3 ± 28.88 ^c	49.31 ± 9.80 ^b	33.42 ± 13.71 ^a	62.38 ± 18.80 ^b
Músculo	Arsénico	2.93 ± 1.51 ^a	3.70 ± 1.08 ^a	3.17 ± 0.30 ^a	2.59 ± 0.44 ^a	2.98 ± 0.31 ^a	3.19 ± 0.24 ^a
	Cobre	53.01 ± 10.02 ^b	19.10 ± 1.44 ^a	21.97 ± 3.05 ^a	17.96 ± 0.73 ^a	18.75 ± 0.86 ^a	18.70 ± 1.92 ^a
	Cromo	25.11 ± 4.66 ^c	17.33 ± 4.57 ^b	12.46 ± 7.25 ^a	19.01 ± 3.60 ^b	10.83 ± 0.87 ^a	26.91 ± 9.35 ^c
	Fierro	59.01 ± 15.50 ^b	45.54 ± 17.63 ^a	176.1 ± 47.80 ^e	90.47 ± 23.78 ^c	73.66 ± 14.41 ^c	130.6 ± 34.71 ^d
	Manganeso	3.25 ± 0.97 ^a	7.27 ± 2.43 ^b	29.77 ± 10.15 ^e	15.80 ± 1.88 ^e	12.81 ± 2.26 ^d	9.43 ± 0.80 ^c
	Mercurio	0.44 ± 0.41 ^b	0.44 ± 0.35 ^b	0.28 ± 0.06 ^a	0.24 ± 0.03 ^a	0.51 ± 0.30 ^b	0.76 ± 0.54 ^c
	Níquel	19.09 ± 3.81 ^d	8.46 ± 3.18 ^a	14.01 ± 6.07 ^{cd}	13.78 ± 5.61 ^{bc}	10.70 ± 3.12 ^{ab}	8.36 ± 2.07 ^a
	Selenio	3.88 ± 0.67 ^b	3.21 ± 0.58 ^{ab}	4.06 ± 1.21 ^b	2.82 ± 1.19 ^a	3.24 ± 0.31 ^{ab}	3.39 ± 0.30 ^{ab}
	Zinc	14.42 ± 6.49 ^b	11.00 ± 2.99 ^a	14.94 ± 3.67 ^b	22.95 ± 5.13 ^d	63.99 ± 7.31 ^e	19.20 ± 6.94 ^c

¹. Concentraciones promedio ± desviación estándar. Diferente letra en el superíndice por renglón para cada elemento, indica diferencia significativa a $\alpha=0.05$.

Cuadro 7. Estadística descriptiva de las concentraciones de metal(oide)s (mg kg⁻¹) en tejidos de lobina *M. salmoides* colectadas en tres presas de la cuenca del Rio Yaqui¹.

Tejido	Metal(oide)	Época de secas			Época de lluvias		
		La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)	La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)
Branquias	Arsénico	4.38 ± 1.12 ^c	1.69 ± 0.26 ^a	2.68 ± 1.12 ^b	5.30 ± 1.00 ^{cd}	5.01 ± 0.54 ^{cd}	5.43 ± 0.64 ^d
	Cobre	33.88 ± 16.70 ^c	15.79 ± 1.03	21.02 ± 3.64 ^b	16.23 ± 0.72 ^a	18.43 ± 1.19 ^{ab}	20.85 ± 5.70 ^b
	Cromo	25.20 ± 7.75 ^c	23.84 ± 2.96	14.49 ± 5.94 ^b	17.57 ± 5.17 ^b	8.14 ± 2.27 ^a	23.71 ± 6.34 ^c
	Fierro	160.6 ± 85.79 ^b	387.4 ± 63.73	56.83 ± 22.91 ^a	50.53 ± 20.44 ^a	220.1 ± 72.77 ^c	40.87 ± 14.90 ^a
	Manganeso	7.23 ± 2.22 ^a	5.31 ± 0.94	27.03 ± 7.07 ^c	8.28 ± 2.34 ^a	11.02 ± 3.34 ^b	7.69 ± 2.68 ^a
	Mercurio	0.58 ± 0.34 ^a	2.68 ± 2.14 ^c	0.65 ± 0.46 ^{ab}	0.47 ± 0.15 ^a	1.05 ± 0.76 ^b	0.54 ± 0.26 ^a
	Níquel	23.96 ± 8.69 ^d	11.94 ± 1.35	18.53 ± 7.29 ^{cd}	10.16 ± 2.87 ^b	6.63 ± 2.46 ^a	15.41 ± 3.37 ^c
	Selenio	2.70 ± 0.72 ^a	3.95 ± 0.68 ^b	3.17 ± 1.57 ^{ab}	3.26 ± 0.52 ^{ab}	5.59 ± 1.47 ^c	3.39 ± 0.29 ^{ab}
Zinc	44.99 ± 5.61 ^c	42.85 ± 3.33	63.46 ± 9.83 ^d	20.73 ± 6.95 ^a	27.86 ± 10.23 ^b	60.69 ± 20.84 ^d	
Estómago	Arsénico	4.34 ± 0.98	1.70 ± 0.27	2.46 ± 0.89	5.93 ± 1.00	5.09 ± 0.66	5.67 ± 0.61
	Cobre	30.39 ± 14.73 ^c	14.75 ± 1.64	17.85 ± 2.73 ^b	11.29 ± 3.17 ^a	15.86 ± 2.62 ^b	18.09 ± 2.41 ^b
	Cromo	25.26 ± 6.29 ^c	20.84 ± 2.0	14.95 ± 5.88 ^{bc}	19.23 ± 6.38 ^b	8.72 ± 2.29 ^a	23.50 ± 5.69 ^c
	Fierro	52.54 ± 16.64 ^a	128.4 ± 44.2	82.53 ± 31.97 ^b	246.3 ± 94.26 ^c	58.08 ± 13.57 ^{ab}	68.30 ± 16.81 ^b
	Manganeso	8.58 ± 4.63 ^a	7.95 ± 2.94	26.61 ± 7.49 ^c	11.04 ± 4.17 ^b	11.20 ± 4.54 ^b	10.31 ± 2.95 ^{ab}
	Mercurio	0.54 ± 0.27	2.70 ± 0.98	0.68 ± 0.34	0.41 ± 0.15	1.18 ± 1.05	0.49 ± 0.26
	Níquel	23.16 ± 4.69 ^d	12.98 ± 3.79	13.89 ± 6.13 ^c	14.09 ± 5.76 ^b	8.05 ± 2.20 ^a	17.41 ± 2.58 ^c
	Selenio	2.79 ± 0.75	3.67 ± 0.54	3.21 ± 1.50	3.36 ± 0.44	5.81 ± 0.89	3.24 ± 0.24
Zinc	54.34 ± 9.24 ^b	56.85 ± 3.74	114.03 ± 33.53 ^d	34.64 ± 13.09 ^a	45.43 ± 15.86 ^b	80.32 ± 25.22 ^c	
Gónada	Arsénico	4.09 ± 1.15 ^b	1.73 ± 0.23 ^a	2.65 ± 0.95 ^a	10.84 ± 3.01 ^c	5.36 ± 0.64 ^b	5.52 ± 0.35 ^a
	Cobre	47.72 ± 16.16 ^c	17.85 ± 4.54	35.28 ± 16.67 ^b	24.72 ± 8.50 ^a	26.80 ± 9.58 ^{ab}	26.27 ± 6.03 ^{ab}
	Cromo	41.81 ± 19.99 ^d	26.63 ± 3.55	24.08 ± 9.09 ^b	29.08 ± 9.16 ^{bc}	12.04 ± 4.63 ^a	35.36 ± 9.96 ^{cd}
	Fierro	169.9 ± 74.97 ^b	322.0 ± 124.1	263.7 ± 104.7 ^c	65.94 ± 15.11 ^a	195.30 ± 52.52 ^{bc}	81.13 ± 16.70 ^a
	Manganeso	6.53 ± 2.96 ^a	8.65 ± 3.55	40.98 ± 10.67 ^d	93.07 ± 24.25 ^e	14.41 ± 6.59 ^b	27.91 ± 6.91 ^c

¹. Concentraciones promedio ± desviación estándar. Diferente letra en el superíndice por renglón para cada elemento, indica diferencia significativa a $\alpha=0.05$.

Cuadro 7. Continuación.

Tejido	Metal(oide)	Época de secas			Época de lluvias		
		La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)	La Angostura (ANG)	El Cajon de Onapa (ECO)	El Oviachic (OVI)
Gónada	Mercurio	0.58 ± 0.12 ^a	3.32 ± 1.06 ^c	0.92 ± 0.88 ^{ab}	0.64 ± 0.33 ^{ab}	0.57 ± 0.31 ^a	1.09 ± 0.96 ^b
	Níquel	33.84 ± 14.01 ^c	11.80 ± 1.14	18.39 ± 7.76 ^{ab}	21.93 ± 7.32 ^b	15.65 ± 4.76 ^a	19.27 ± 5.43 ^{ab}
	Selenio	3.08 ± 0.89 ^a	3.75 ± 0.20 ^a	3.30 ± 1.58 ^a	3.48 ± 0.46 ^a	5.74 ± 0.99 ^b	3.29 ± 0.12 ^a
	Zinc	161.6 ± 73.39 ^a	143.3 ± 45.78	245.4 ± 85.8 ^b	209.9 ± 48.76 ^b	178.33 ± 45.21 ^{ab}	1096 ± 468.5 ^c
Hígado	Arsénico	4.42 ± 1.14 ^b	1.77 ± 0.20 ^a	2.63 ± 0.85 ^a	7.62 ± 1.02 ^c	6.44 ± 0.74 ^c	6.56 ± 0.36 ^c
	Cobre	30.23 ± 16.85 ^c	17.90 ± 0.82	18.61 ± 5.04 ^b	9.71 ± 3.58 ^a	9.77 ± 2.87 ^a	9.28 ± 2.91 ^a
	Cromo	29.53 ± 15.40 ^c	22.14 ± 3.54	13.05 ± 6.53 ^b	18.24 ± 5.95 ^b	8.02 ± 2.62 ^a	23.15 ± 3.68 ^c
	Fierro	189.4 ± 74.41 ^a	1275 ± 213.4	1152 ± 480.4 ^c	763.3 ± 280.0 ^b	1433 ± 564.2 ^c	1161 ± 387.9 ^c
	Manganeso	11.89 ± 2.60 ^b	8.82 ± 2.45	25.69 ± 3.72 ^c	7.40 ± 2.78 ^a	6.07 ± 2.53 ^a	10.44 ± 2.64 ^b
	Mercurio	0.83 ± 0.17 ^{ab}	3.67 ± 1.44 ^c	1.40 ± 0.49 ^b	0.44 ± 0.17 ^a	3.59 ± 3.24 ^c	0.81 ± 0.38 ^{ab}
	Níquel	26.85 ± 12.00 ^d	9.17 ± 2.34	12.71 ± 5.42 ^b	14.30 ± 4.54 ^b	8.81 ± 2.26 ^a	18.07 ± 3.53 ^c
	Selenio	2.96 ± 1.09 ^a	4.04 ± 0.18 ^b	3.01 ± 1.31 ^a	3.28 ± 0.42 ^{ab}	5.78 ± 0.74 ^c	3.38 ± 0.31 ^{ab}
	Zinc	60.92 ± 13.09 ^c	60.40 ± 7.66	111.6 ± 26.33 ^d	41.29 ± 15.78 ^a	53.18 ± 15.63 ^b	78.13 ± 24.27 ^b
Músculo	Arsénico	4.35 ± 1.01	1.70 ± 0.33	2.51 ± 0.84	3.05 ± 0.34	3.07 ± 0.23	3.13 ± 0.25
	Cobre	31.42 ± 15.29 ^c	18.22 ± 1.61	22.75 ± 0.83 ^b	17.96 ± 0.73 ^a	20.41 ± 1.01 ^{ab}	22.26 ± 1.08 ^b
	Cromo	23.56 ± 7.37 ^c	22.94 ± 4.64	13.51 ± 6.56 ^b	19.75 ± 3.91 ^{bc}	7.82 ± 2.54 ^a	24.04 ± 5.59 ^c
	Fierro	61.32 ± 20.58 ^a	30.75 ± 15.21	178.60 ± 21.70 ^d	97.25 ± 22.99 ^b	123.35 ± 42.68 ^{cd}	140.24 ± 15.14 ^d
	Manganeso	2.61 ± 0.71 ^a	2.53 ± 0.59	35.24 ± 0.74 ^d	14.67 ± 0.95 ^c	12.82 ± 1.94 ^b	16.03 ± 1.62 ^c
	Mercurio	0.49 ± 0.30	0.63 ± 0.32	0.73 ± 0.53	0.44 ± 0.15	0.44 ± 0.28	0.43 ± 0.22
	Níquel	20.90 ± 5.79 ^d	11.54 ± 1.68	12.33 ± 6.07 ^b	12.53 ± 4.02 ^b	7.79 ± 2.59 ^a	17.89 ± 3.29 ^{cd}
	Selenio	2.85 ± 0.96	3.94 ± 0.57	2.74 ± 1.19	3.31 ± 0.47	5.59 ± 1.01	3.27 ± 0.22
	Zinc	16.31 ± 3.27 ^b	12.57 ± 1.59	20.65 ± 4.26 ^c	16.34 ± 8.59 ^{ab}	12.82 ± 3.67 ^a	19.20 ± 6.94 ^{bc}

¹. Concentraciones promedio ± desviación estándar. Diferente letra en el superíndice por renglón para cada elemento, indica diferencia significativa a $\alpha=0.05$.

Asimismo, las concentraciones de metal(oide)s en los tejidos de lobina son similares o mayores a los reportados en otros estudios, en organismos silvestres colectados en ecosistemas impactados con diferentes actividades antropogénicas (Weaver *et al.*, 2009; Otter *et al.*, 2012a; 2012b). Otter *et al.* (2012a) encontraron que la acumulación y distribución de As y Se en los tejidos de las especies que estudiaron dependen de la fisiología de cada tejido, en los que el pH estomacal juega un rol muy importante para la incorporación y distribución de estos elementos.

El elemento con las mayores concentraciones ($p < 0.05$) en los tejidos, tanto de las tilapias como de las lobinas, fue el Fe (Cuadros 6 y 7). Las altas concentraciones de Fe en las dos especies son similares a las encontradas en estudios previos en organismos dulceacuícolas de distintos ecosistemas del mundo (Jackson *et al.*, 2002; Weaver *et al.*, 2009; Oberholster *et al.*, 2012). Este elemento es uno de los metales más abundantes y ampliamente distribuidos de la corteza terrestre, además de ser uno de los macronutrientes esenciales utilizado en numerosas rutas fisiológicas (Taylor y McLennan, 1995; Watanabe *et al.*, 1997). Además, es posible que el principal factor que controla la acumulación de metales como Fe, Mn y Cu, es su amplia distribución dentro de los tres ecosistemas, los cuales son aportados principalmente por sus altas concentraciones en los sedimentos (Taylor y McLennan, 1995), con niveles altos en las zonas del Río Yaqui (SGM, 2014; 2015).

Las tilapias presentaron altos contenidos de Fe, Mn y Cu en el estómago, hígado, y branquias (Cuadro 6), mientras que las lobinas mostraron altas concentraciones de Fe, Mn, Cu y Zn, en el hígado y las gónadas (Cuadro 7). La acumulación de metales esenciales dentro de dichos tejidos se encuentra ligado, principalmente, a los roles metabólicos y son considerados sitios activos, los cuales incorporan, almacenan y procesan dichos elementos; sin embargo, las altas concentraciones de algunos metales (Fe, Mn, Cu) en ambas especies, puede denotar que existe una bioacumulación de estos, producto de las altas concentraciones que se encuentran en las presas (Leung *et al.*, 2014). Los análisis de componentes principales de los metales en diferentes tejidos de las especies se presentan en las Figuras 2 y 3. Se observa que las concentraciones de los elementos en los tejidos de tilapia y lobina se agruparon diferencialmente en las dos épocas y las tres presas. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.001$) entre los grupos de variables analizadas y entre los ecosistemas y las temporadas. Además, se analizaron las cargas y los valores propios (Anexo 11).

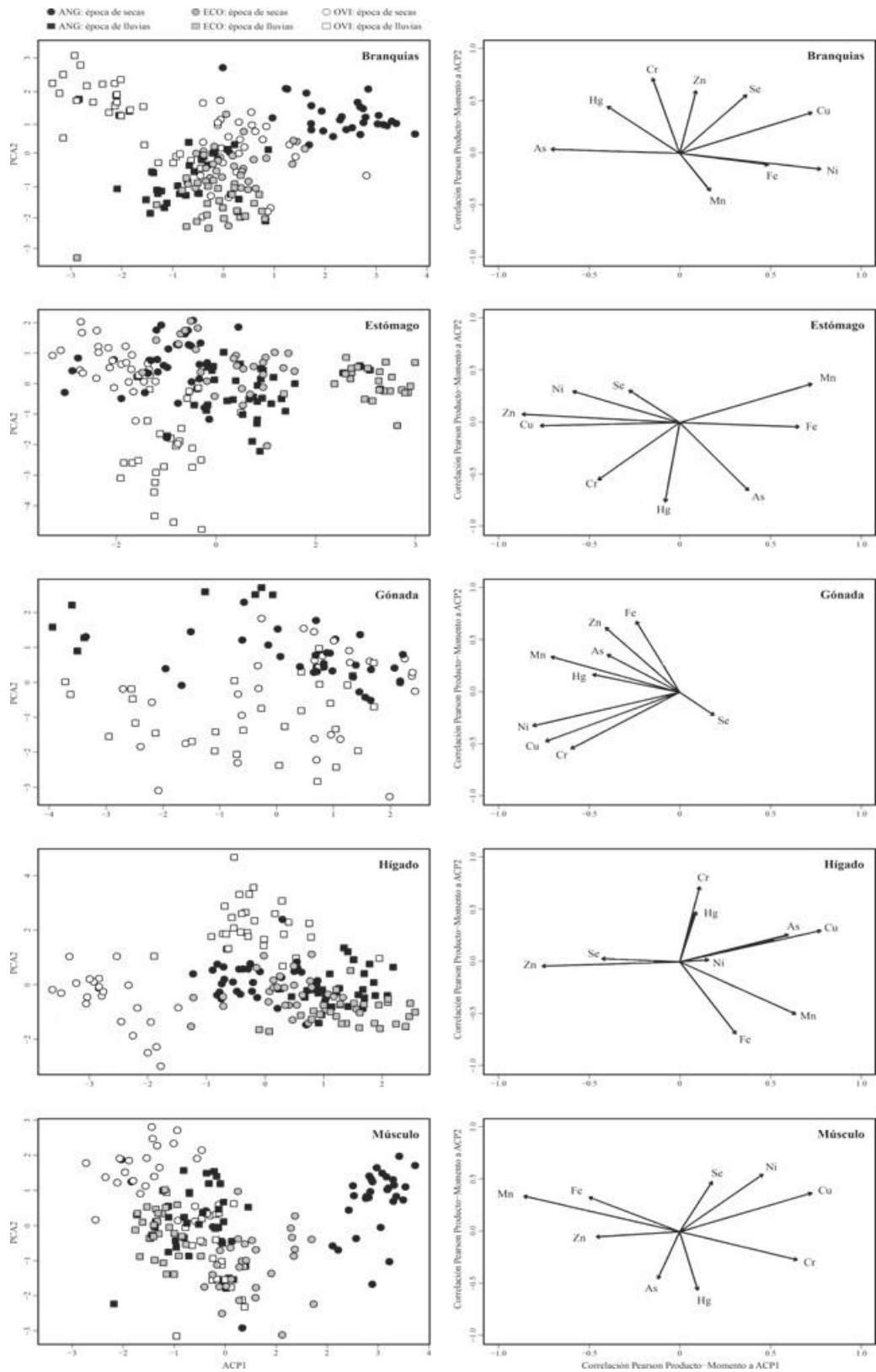


Figura 2. Análisis de componentes principales de los metales en los diferentes tejidos de tilapia, colectadas en las tres presas de la cuenca del Rio Yaqui.

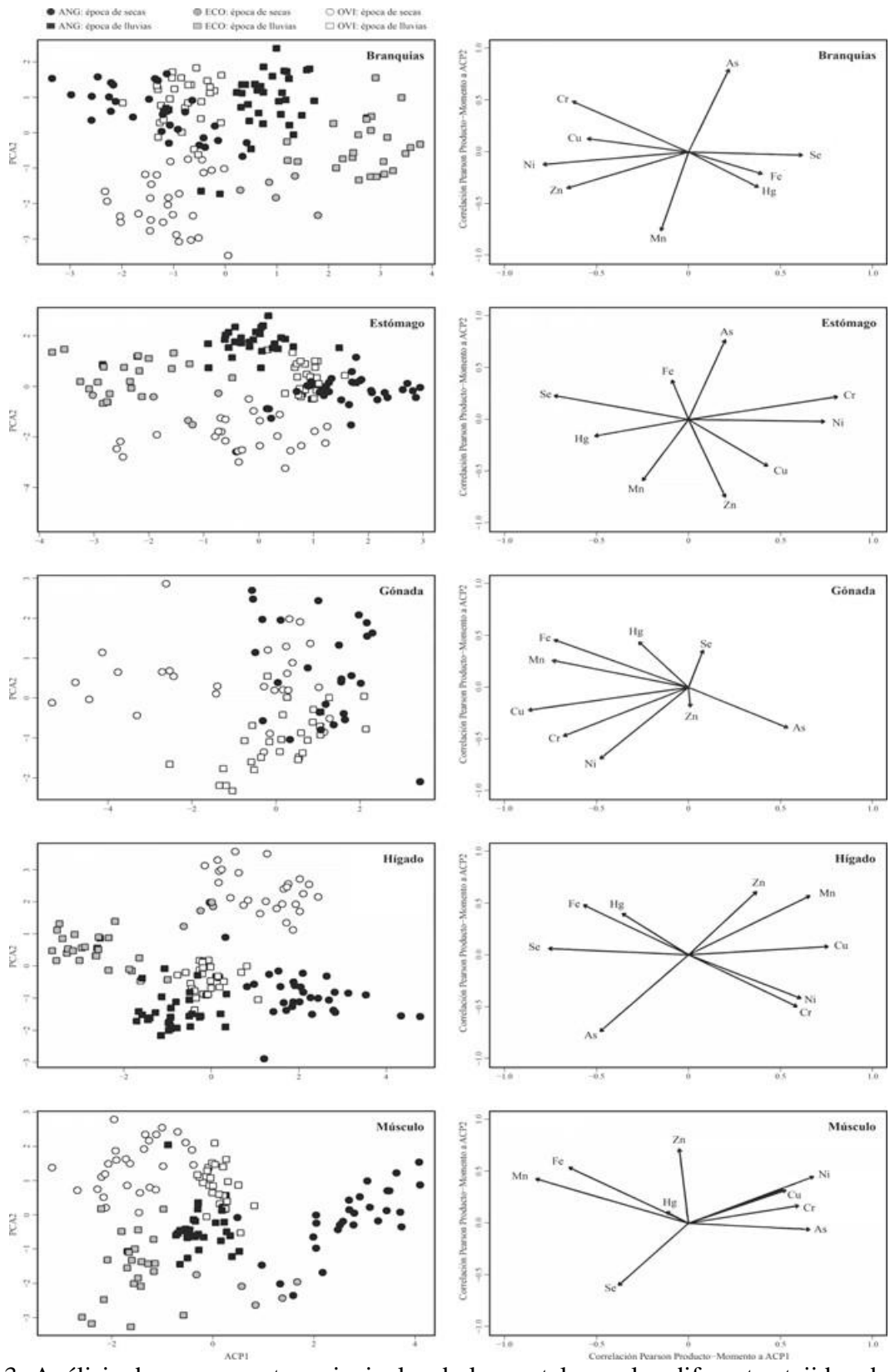


Figura 3. Análisis de componentes principales de los metales en los diferentes tejidos de lobina, colectadas en las tres presas de la cuenca del Rio Yaqui.

En la tilapia, los elementos se agruparon diferencialmente en los dos factores en cada tejido, y destacan las agrupaciones de la mayoría de los elementos en el factor 1 en branquias, hígado y músculo. Algo similar se observó en la lobina, en la que la mayoría de los elementos se agrupan en el factor 1 en branquias, estómago, hígado y músculo. En las gónadas de las dos especies, los elementos se agruparon en el factor 2 en su mayoría. El análisis permutacional de las varianzas (PERMANOVA) determinó, en algunos casos, que el efecto combinado entre los sitios de muestreo y las temporadas era significativo ($p \leq 0.0001$), en la acumulación de metales en los tejidos de ambas especies, lo cual puede estar asociado a las distintas fuentes de contaminación de los ecosistemas, así como los hábitos alimenticios y diferencias interespecíficas (Santos *et al.*, 2021). Además, se hizo un análisis del porcentaje de similitud (Simper), para estimar la similitud acumulada de los metal(oid)es en los diferentes tejidos de las dos especies, en los tres ecosistemas. Las similitudes acumuladas entre los elementos en los diferentes tejidos variaron entre 90.04 y 95.24% para la tilapia, y entre 90.52 y 97.72 % para la lobina. Estos resultados pueden estar relacionados con los reportado por Otter *et al.* (2012a), que indicaron que los metales son procesados de manera diferente en los tejidos de los peces, en relación con sus funciones y procesos fisiológicos.

6.2. Comparación de las Concentraciones de Metal(oid)es entre las Especies de Peces

La comparación de la magnitud de bioacumulación indica que existen claras diferencias entre las dos especies de peces, asociadas a sus diferencias biológicas. La magnitud de bioacumulación de algunos de los metales analizados fue significativamente alta ($p < 0.001$) en los tejidos de tilapia comparados con los tejidos de lobina (Cuadros 6 y 7). Particularmente, las concentraciones de Fe, Mn, y Cu, fueron altas en los tejidos de tilapia comparadas con los de lobina. Sin embargo, las concentraciones de Hg fueron, en general, mayores en la lobina respecto a la tilapia, principalmente en la Presa El Cajón de Onapa, lo cual puede ser explicado por la posición trófica (carnívoro) de esta especie (Jara-Marini *et al.*, 2020).

Las concentraciones de los metal(oid)es fueron transformadas ($\log_{10}(\text{elemento})+1$) para hacer de mejor manera, las comparaciones en su distribución entre los tejidos, las épocas y los ecosistemas; las Figuras 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 y 12 presentan los valores transformados. Los órganos diana en

la acumulación de los elementos fueron hígado, branquias y estómago, de acuerdo con su relevancia ecotoxicológica, los cuales presentaron las mayores concentraciones de los elementos en la tilapia en las tres presas. Las concentraciones de Cu mostraron variaciones ($p < 0.05$) entre tejidos (Figura 3), con las variaciones más marcadas en tilapia. Además, las concentraciones de Cu en hígados de tilapia fueron 26 veces mayores ($p < 0.05$) comparadas con los valores en los hígados de las lobinas ($801.6 \pm 297.6 \mu\text{g g}^{-1}$ y $30.23 \pm 16.85 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). En cambio, los hígados de las tilapias presentaron concentraciones de Fe que van de 1 a 2 veces las concentraciones en las lobinas, debido a sus hábitos alimenticios y sus roles ecológicos. Por otro lado, las concentraciones promedio de Mn en el hígado fueron, en la mayoría de los casos, entre 7 y 15 veces mayores en tilapia comparado con lobina. Asimismo, las concentraciones de Fe en los hígados de las tilapias fueron 1.7 veces mayores a los determinados en los hígados de las lobinas ($2401.9 \pm 1108.0 \mu\text{g g}^{-1}$ y $1432.7 \pm 564.2 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). También, las concentraciones de Mn en los hígados de las tilapias fueron 3.7 veces mayores que las cuantificadas en los hígados de las lobinas ($94.40 \pm 23.74 \mu\text{g g}^{-1}$ y $25.69 \pm 3.72 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). En contraste, las concentraciones de Cr, Ni y Zn fueron similares en los hígados de las dos especies (Figuras 4 y 8). Las altas concentraciones de Fe en hígado se deben, principalmente, al rol fisiológico del hígado en la síntesis de células rojas y hemoglobina, mientras que las altas concentraciones de Cu en tejido hepático se encuentran ligado a las metalotioneinas, las cuales son proteínas que participan en el almacenamiento y distribución de los metales (De Boeck *et al.*, 2003; Gorur *et al.*, 2012; Siscar *et al.* 2014). También, la inducción de las metalotioneinas puede ser propiciada por numerosos metales, incluidos en el Cr y Ni, lo cual podría explicar las altas concentraciones de éstos en dicho tejido (Klaassen y Lehman-Mckeeman, 1989). Por otro lado, las concentraciones de Fe y Mn en los estómagos de tilapia presentaron las concentraciones promedio más altas ($p < 0.05$), aproximadamente 80 veces más, comparadas a los estómagos de las lobinas, recolectadas en los mismos ecosistemas (Figuras 5 y 6). Las concentraciones de Cu, Cr, Ni y Zn en este tejido no mostraron variaciones significativas ($p > 0.05$) entre las dos especies. Generalmente, el estómago acumula elementos asociados a las partículas alimenticias y a las partículas finas de los sedimentos, por lo que el riesgo de exposición a contaminantes es más elevado en organismos bentónicos (Tessier *et al.*, 1985; Yi *et al.*, 2008; Von Der Heyden *et al.*, 2014), lo cual explica las altas concentraciones de algunos metales encontradas en los estómagos de las tilapias en el presente estudio

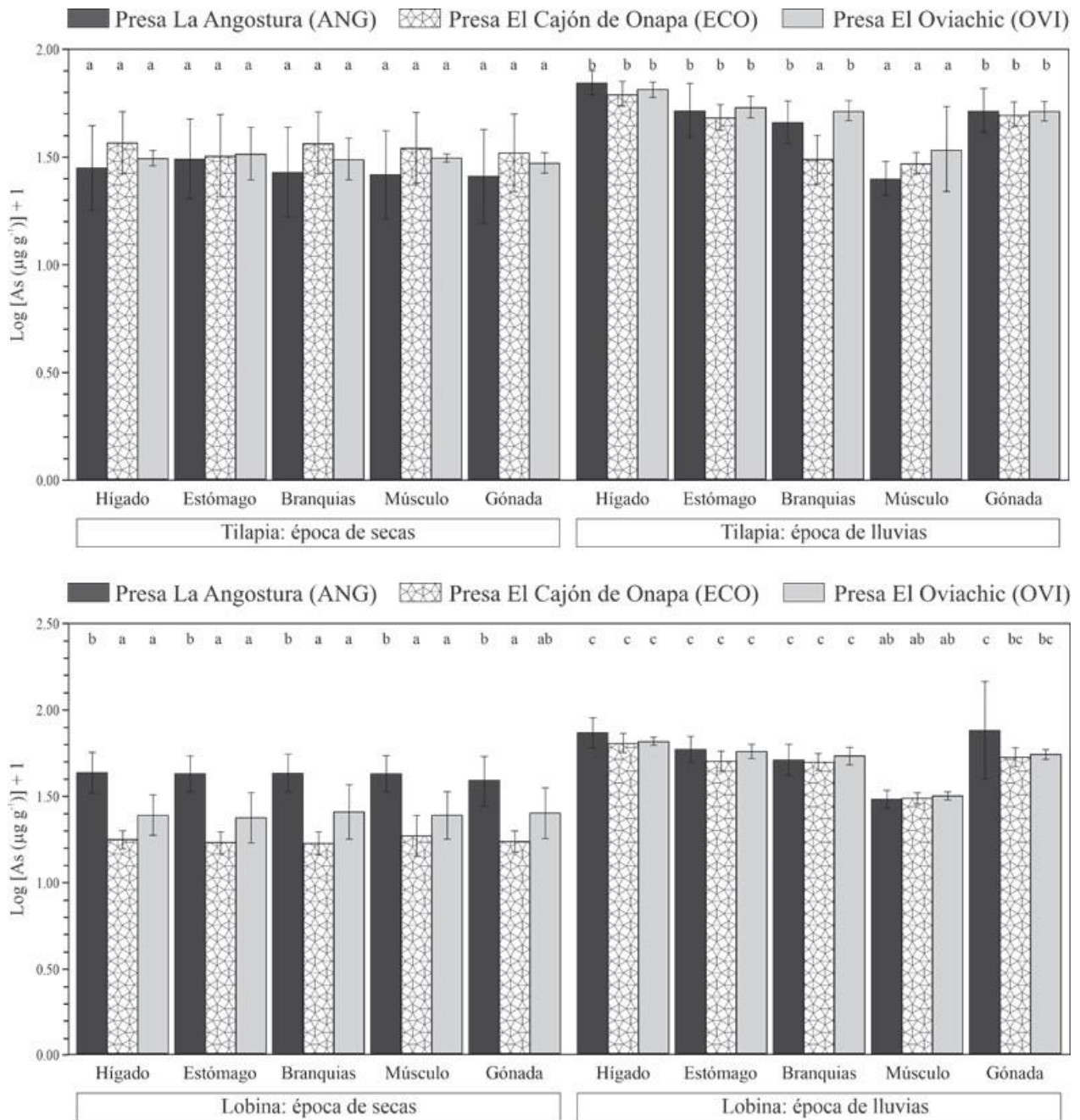
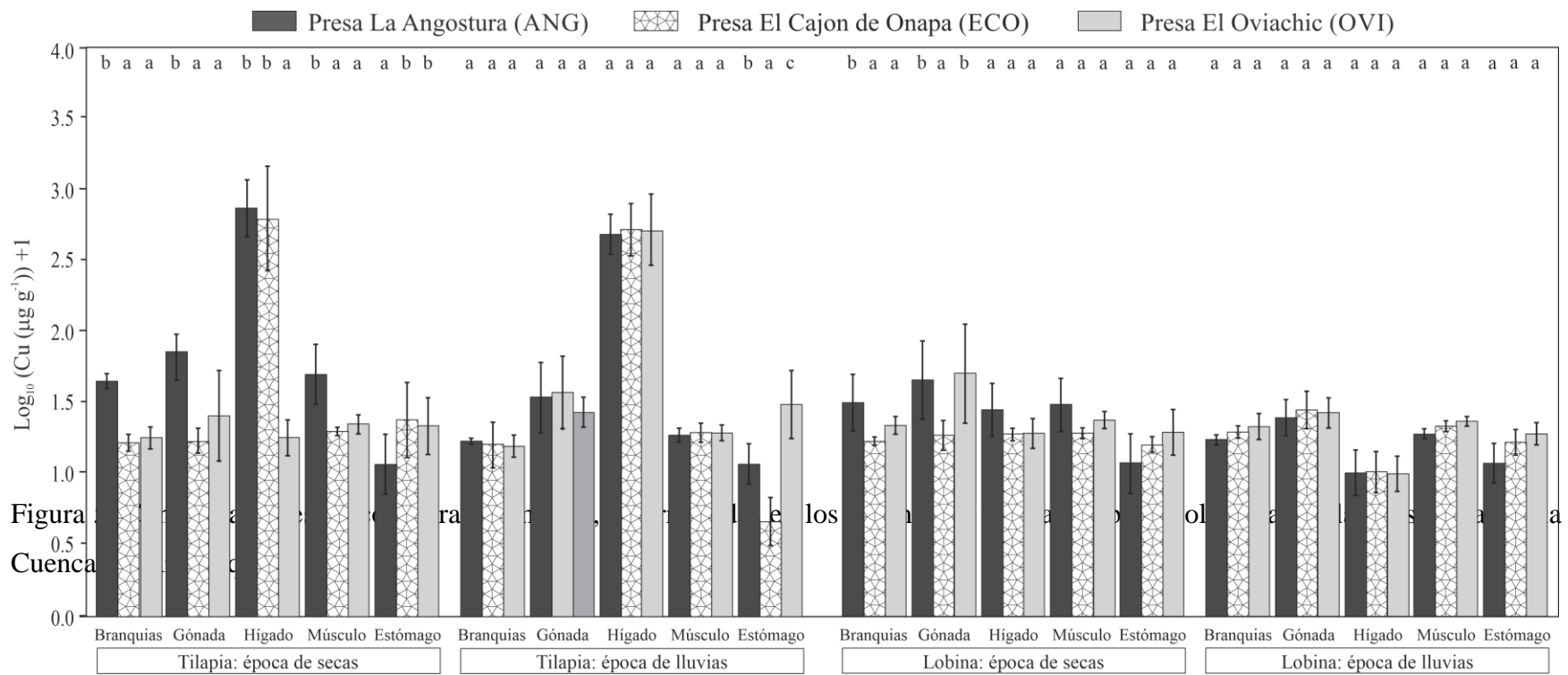
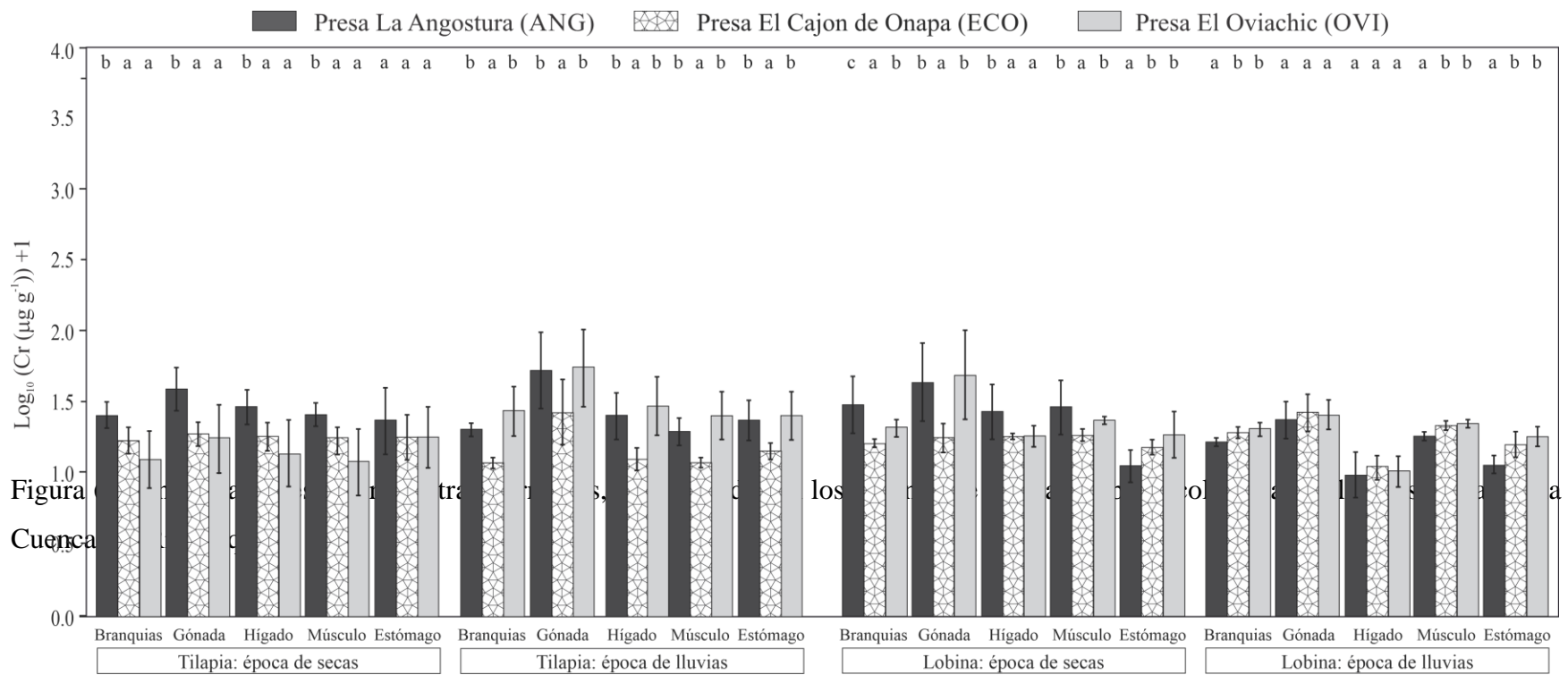


Figura 4. Concentraciones de arsénico transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.





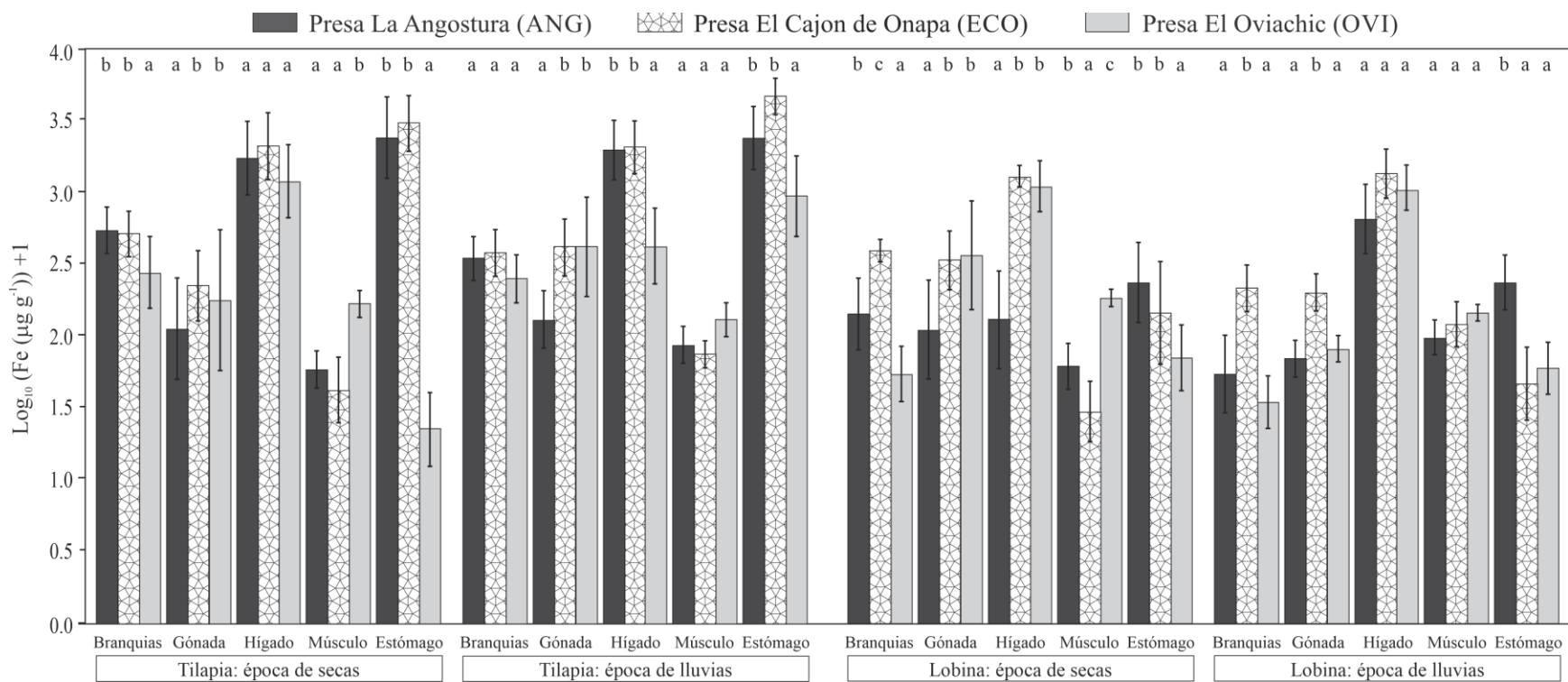


Figura 7. Concentraciones de fierro transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui.

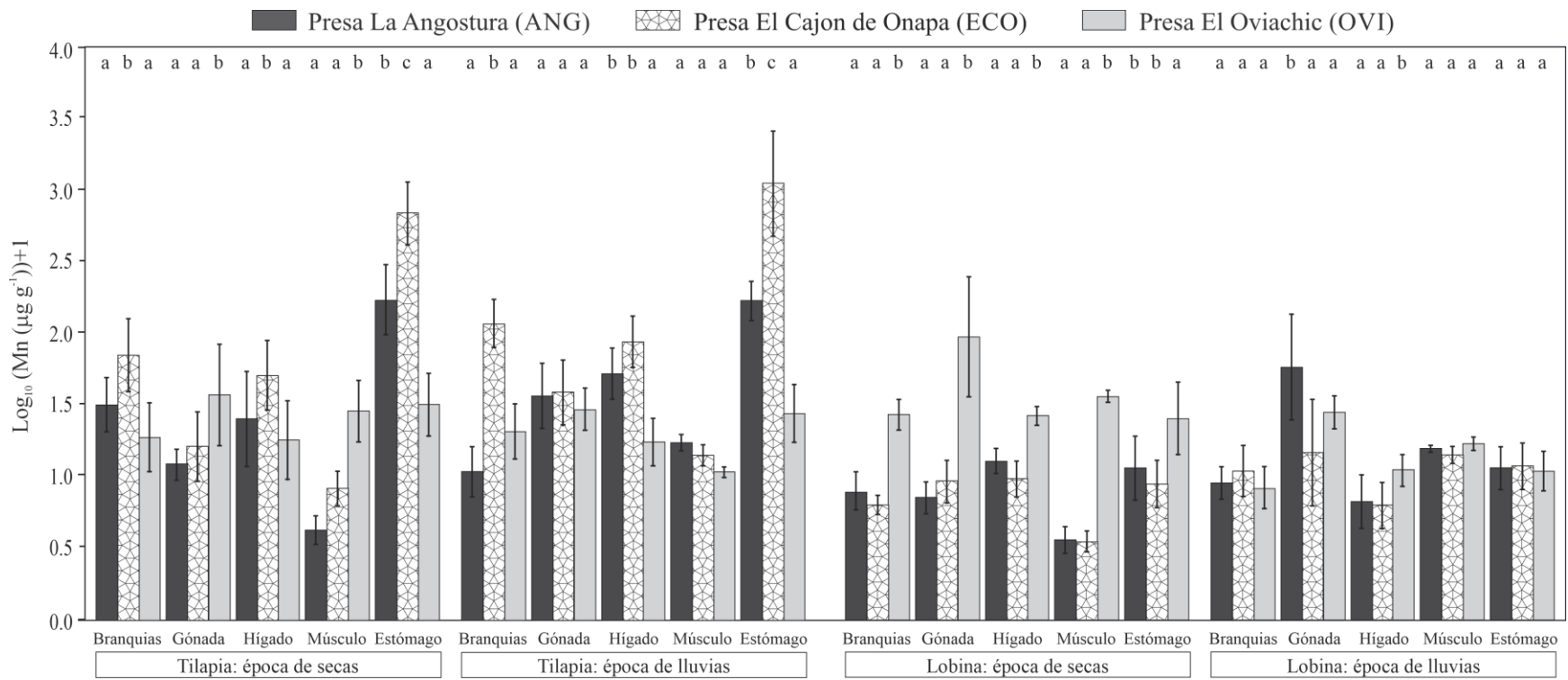


Figura 8. Concentraciones de manganeso transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Rio Yaqui.

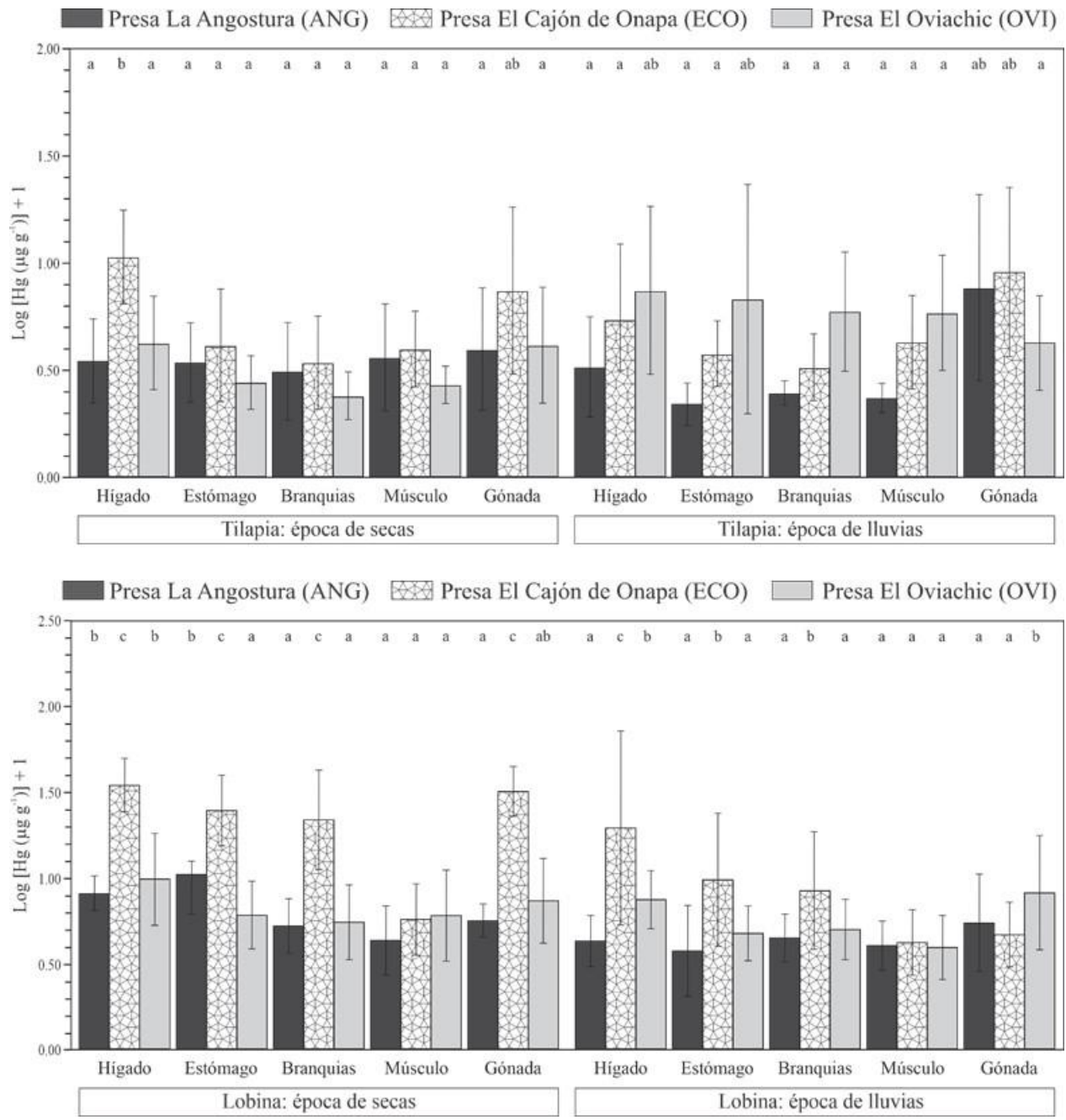


Figura 9. Concentraciones de mercurio transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.

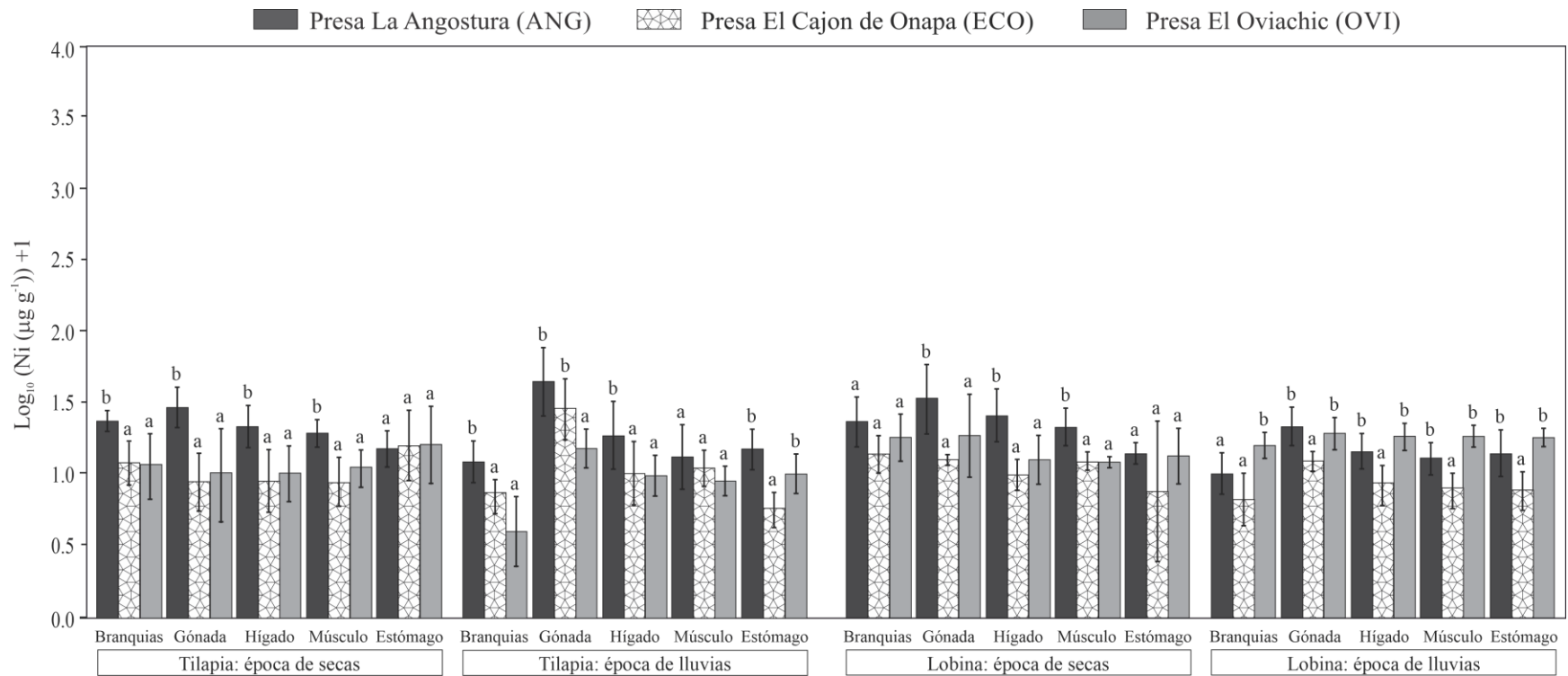


Figura 10. Concentraciones de níquel transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.

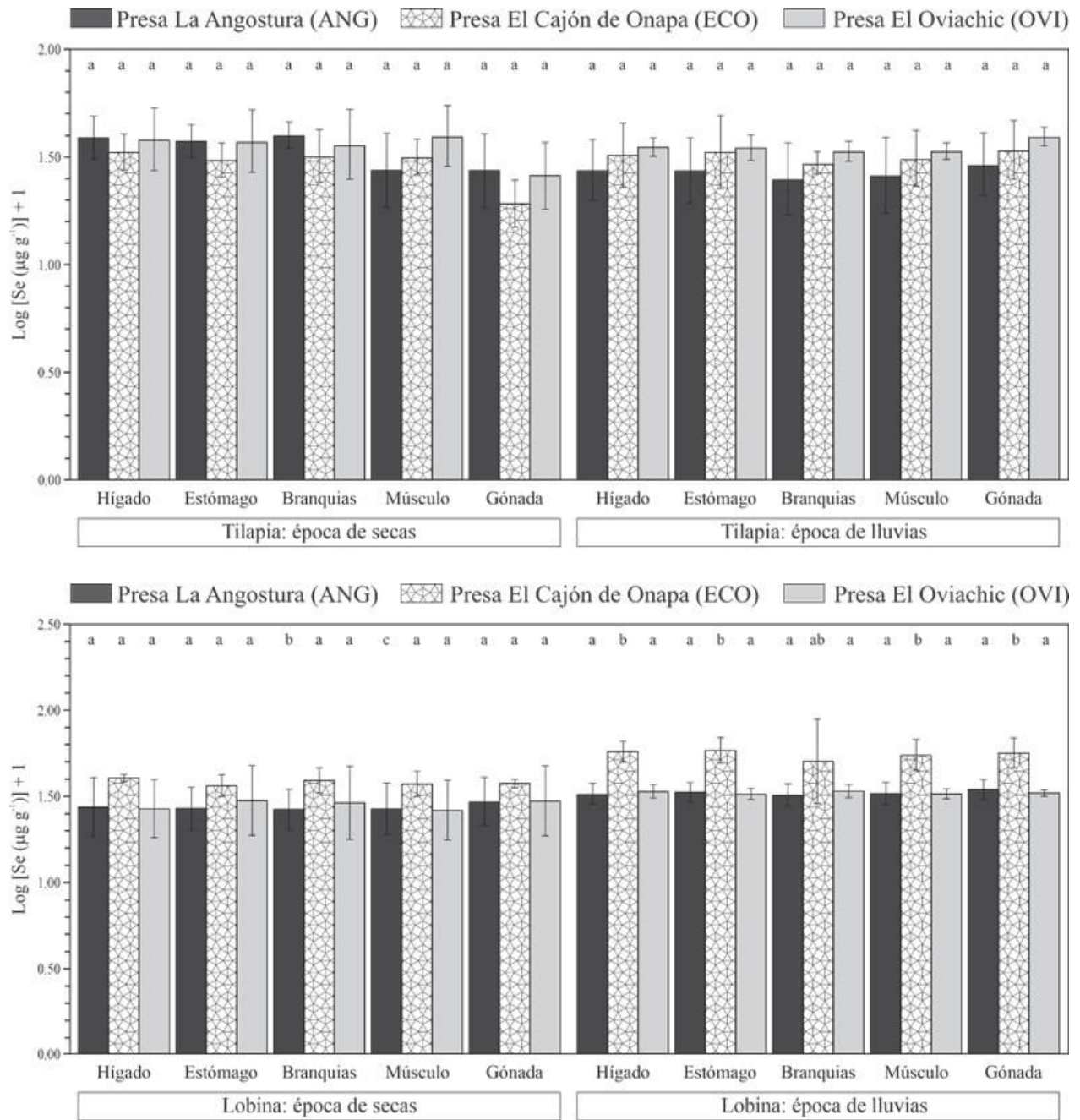


Figura 11. Concentraciones de selenio transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.

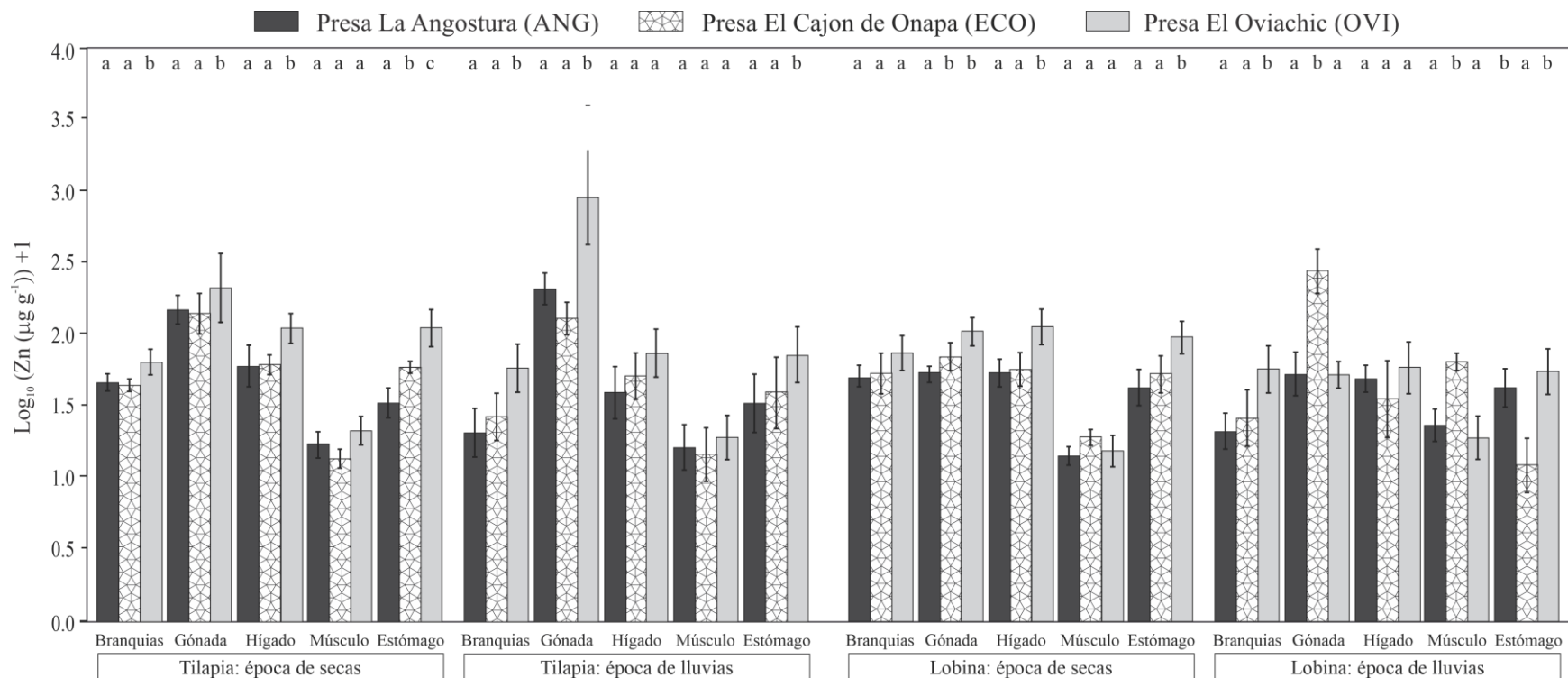


Figura 12. Concentraciones de zinc transformadas, determinadas en los órganos de tilapia y lobina, colectadas en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.

El Servicio Geológico Mexicano reporta altas concentraciones de la mayoría de los elementos estudiados, en sedimentos superficiales en diversas zonas de la Cuenca del Río Yaqui (SGM, 2015), lo que indica que una de las fuentes de estos metal(oid)es es de origen natural.

En el caso de las branquias, las concentraciones de Fe y Mn fueron de 1 a 5 veces mayores ($p < 0.05$) en tilapia que en lobina. Las concentraciones de Cu, Cr, Ni y Zn en las branquias fueron similares ($p > 0.05$) entre las dos especies. La acumulación de metales en este tejido se encuentra ligado al intercambio de iones disueltos en el agua, compitiendo con los sitios de intercambio de Na y K, por lo que existen modelos de incorporación que predicen la toxicidad de las especies disueltas de los metal(oid)es bajo diferentes condiciones fisicoquímicas del agua (Mackay *et al.*, 2018). La amplia superficie de las branquias facilita la rápida difusión de los iones metálicos, por lo que este tejido es utilizado para correlacionar el contenido de metales en las partículas suspendidas y disueltas en aguas de ecosistemas impactados (Alhashmi-Bashir *et al.*, 2011; Rajkowska y Protasowicki, 2013; Mahboob-Shazia *et al.*, 2016).

En las gónadas, las lobinas registraron la mayor concentración de Zn del presente estudio ($1096.0 \pm 468.5 \mu\text{g g}^{-1}$) comparadas con el mismo tejido de tilapia, lo cual puede ser atribuido a las grandes tallas gonadales registradas en las lobinas durante la colecta de los organismos (registraron los mayores pesos y tamaños). Los niveles de Cu, Cr, Fe Mn y Ni tuvieron intervalos parecidos entre las especies (Cuadros 6 y 7), lo que sugiere que estos elementos tienen dinámicas similares en las tilapias y lobinas. La acumulación de metales en este tejido es el resultado de la incorporación de estos elementos por las rutas dietaria y disuelta, y se encuentra influenciado por múltiples factores tales como el género, ciclo reproductivo y tamaño de la gónada (Luo *et al.*, 2015; Mackay *et al.*, 2018). Algunos autores han reportado que las hembras de distintas especies de peces pueden incorporar hasta cinco veces más metal(oid)es, comparado con los machos, ya que este tejido se encuentra relacionado con los procesos de desarrollo y crecimiento embrionario, por lo que la acumulación de elementos esenciales es clave para estas estructuras (Alquezar *et al.*, 2006; Has-Schön *et al.*, 2008). Sin embargo, la acumulación excesiva de estos elementos puede causar daño en el desarrollo y crecimiento embrionario (Has-Schön *et al.*, 2008).

Las concentraciones promedio de metales en el músculo de ambas especies siguieron un patrón similar, en el cual solo los valores promedio de Cu resultaron significativamente altos ($p < 0.001$) en tilapia respecto a la lobina. En el presente estudio, el músculo presentó las menores concentraciones de metales, en comparación con los otros tejidos. Los músculos son considerados

tejidos de depósito, ya que cuando se sobrepasan ciertos umbrales de exposición e incorporación de contaminantes, las cantidades en exceso son almacenadas en estos tejidos y no pueden ser excretadas (Mackay *et al.*, 2018). Además, es bien conocido que los músculos son los tejidos con menor actividad metabólica en la mayoría de los organismos (Leung *et al.*, 2014; Hosseini *et al.*, 2015). Sin embargo, los niveles de acumulación de metales en los músculos de peces aumentan con la exposición y están relacionados con el balance entre las constantes de acumulación, crecimiento y excreción fisiológica (Mackay *et al.*, 2018). Finalmente, el resto de los metales analizados siguieron un patrón constante de acumulación en los tejidos anteriormente mencionados y no presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies.

En general, las concentraciones de As fueron ligeramente mayores en la lobina que en la tilapia. El tejido que mayor variación mostró fue la gónada, con concentraciones del elemento de $10.84 \pm 3.01 \mu\text{g g}^{-1}$ en la lobina y $5.34 \pm 1.18 \mu\text{g g}^{-1}$ en la tilapia, seguido del hígado con un valor de $7.62 \pm 1.02 \mu\text{g g}^{-1}$ en la lobina y $7.06 \pm 1.02 \mu\text{g g}^{-1}$ en la tilapia. Las concentraciones de As fueron similares ($p > 0.05$) en los tejidos de la tilapia durante las dos épocas, mientras que la lobina mostró variaciones ($p < 0.05$) en las concentraciones de este elemento en los dos muestreos. Otter *et al.* (2012a) también reportaron variaciones en la acumulación de As entre los tejidos de la lobina, que fue atribuido a su posición trófica como depredador (ocupa los niveles altos de la trama alimenticia).

Las concentraciones de Se fueron similares en la mayoría de los tejidos de las dos especies, exceptuando en la Presa el Cajón de Onapa (Cuadros 6 y 7), en el que todos los tejidos de la lobina tuvieron mayores concentraciones que las determinadas en la tilapia (entre 1.6 y 1.8 veces). Algunas zonas de la Cuenca del Río Yaqui contienen relativamente altos contenidos de Se (SGM, 2015), entre 0.30 y $1.63 \mu\text{g g}^{-1}$, lo que indica que el intemperismo de los sedimentos puede ser fuente de este elemento en algunos de los ecosistemas estudiados; sin embargo, no hay datos sobre los niveles de Se en la región de la Presa El Cajón de Onapa, por lo que es difícil inferir el posible aporte del intemperismo de los sedimentos de este elemento. Otros estudios también han reportado la acumulación diferencial de Se en los tejidos de peces, asociados a los niveles de actividades antropogénicas que han impactado con este elemento los ecosistemas acuáticos (Sepulveda *et al.*, 2002; Otter *et al.*, 2012a).

Las concentraciones de Hg también tuvieron variaciones en los tejidos en las dos especies, con las mayores acumulaciones en los tejidos de la lobina. Las mayores acumulaciones de este elemento

fueron en el hígado de la lobina, cuyos valores respecto a los de la tilapia variaron entre 3.0 veces ($3.67 \pm 1.44 \mu\text{g g}^{-1}$ y $1.31 \pm 1.27 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) a 5.6 veces ($3.59 \pm 1.24 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.64 \pm 0.48 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). No hay datos de Hg en las cartas geoquímicas de la Cuenca del Río Yaqui, por lo que es difícil elucidar una fuente natural por el intemperismo en las zonas de estudio (SGM, 2015). Schroeder y Munthe (1998) han reportado la transportación atmosférica de Hg a grandes distancias y su posterior depositación, y han estimado que las velocidades de depositación de este elemento en lagos se han incrementado entre 9 y 400 veces en los últimos 20 años. Se ha estimado que las velocidades de precipitación de Hg varían entre $0.6\text{--}1.7 \mu\text{g Hg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ y $8\text{--}184 \mu\text{g Hg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Biestler *et al.*, 2007), por lo que esta fuente no se puede descartar.

6.3. Comparación de las Concentraciones de Metal(oid)es en los Peces entre Épocas

Las bioacumulaciones de metal(oid)es mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tejidos analizados de las dos especies de peces colectados en las tres presas, sin mostrar patrones definidos en las mismas entre las épocas (Cuadros 6 y 7).

Las concentraciones más altas de Fe y Mn en tilapia se observaron durante la época de lluvias, en contraste con lo observado para las concentraciones de Ni, Cu, Zn y Cr, que presentaron las mayores concentraciones en la época de secas. Por otro lado, las concentraciones de metales en estómagos de lobina fueron mayores durante la temporada de secas para metales como el Mn, Ni, Cu, Zn y Cr, comparadas con la temporada de lluvias. La única excepción, en el caso de los estómagos de lobina, fue el Fe el cual presentó las mayores concentraciones durante la temporada de secas en dos presas, en comparación con la temporada de lluvias.

Para el caso del hígado y las branquias, las concentraciones de metal(oid)es fueron mayores durante la temporada de secas en comparación con la temporada de lluvias, en ambas especies. Además, las gónadas de tilapia presentaron mayores concentraciones durante la temporada de secas, excepto el Zn en las gónadas de lobina, el cual fue mayor en la temporada de lluvias, siendo además el tejido que más acumuló dicho metal(oid)es ($1096.0 \pm 468.5 \mu\text{g g}^{-1}$).

Las concentraciones de metal(oid)es en músculo fueron muy variables para ambas especies durante las dos épocas de muestreo. En los músculos de tilapia, las concentraciones de Fe, Mn y Zn fueron

mayores durante la temporada de lluvias. Los niveles de Cr, Cu y Ni fueron mayores durante la temporada de secas, mientras que As, Hg y Se no mostraron variaciones marcadas entre las dos épocas. De igual manera, las concentraciones de metal(oid)es en los músculos de lobina presentaron una distribución variable. Se registraron altas concentraciones de Fe y Mn durante la época de lluvias, mientras que las concentraciones de Ni, Cu, Zn y Cr, se registraron durante la temporada de secas. La variación de las concentraciones de metales siguió un patrón más o menos definido, entre algunos metales(oid)es y la temporada de muestreo, lo cual puede ser atribuido a la complejidad de interacciones biogeoquímicas de los tres ecosistemas, los aportes de los ríos y arroyos y a las características fisiográficas de cada presa (DeForest *et al.*, 2007).

En algunos casos, la acumulación de los metal(oid)es en los tejidos de ambas especies fue mayor durante la temporada de secas, en la que ocurren las menores precipitaciones pluviales y las temperaturas son altas en la Cuenca del Río Yaqui. Las bioacumulaciones de algunos elementos las dos épocas pueden estar asociadas a las altas tasas de evaporación y algunas actividades antropogénicas que se desarrollan a lo largo de la cuenca del río. En el caso de la presa El Oviachic, Meza-Montenegro *et al.* (2012) reportaron altas concentraciones de metal(oid)es en polvos del Valle del Yaqui; considerando que los vientos de sur a norte tienen prevalencia en algunos períodos de tiempo en la región, es posible que haya aportes de estos elementos hacia dicho embalse por el transporte de partículas finas.

En las Figuras 13, 14, 15 y 16 se presentan las relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas ($\text{Log}_{10}(\text{Concentración hígado:músculo})$), para las dos especies de peces durante los dos muestreos. En la presa La Angostura, los valores de los cocientes hígado:músculo de Cu, Fe y Mn fueron altos (mayores a 1) en las dos épocas para tilapia, mientras que los cocientes para Fe, Mn y Zn fueron altos (mayores a 1) en las dos épocas en lobina. De igual manera, en la presa El Cajón de Onapa se registraron valores mayores a 1 en la relación hígado:músculo en metales como Cu, Fe, Hg, Mn y Zn en las dos especies durante los dos temporadas de muestreos. Finalmente, los valores de los cocientes hígado:músculo de Fe, Mn y Zn en la presa El Oviachic también fueron altos (Mayores a 1) para ambas especies durante la época de secas,

Dichos resultados pueden ser contrastados con lo reportado por Abreu *et al.* (2000), en la especie de róbalo, *Dicentrarchus labrax*, la cual mostró una relación hígado:músculo de metales alta (2.0) en áreas contaminadas con mercurio; también encontraron que el valor de la relación

hígado:músculo disminuyó cuando la distancia aumentó desde el punto de contaminación (0.4).

En otro estudio realizado por Kružíková *et al.* (2013), se encontró un valor de 0.8 en el cociente hígado:músculo, en el bagre *Leuciscuscephalus sp*, valor que además tuvo diferencias significativas ($p \leq 0.05$) con respecto a sitios con diferente grado de contaminación por metales, concluyendo que dicha relación es útil para dilucidar diferentes escenarios de contaminación.

Esto puede ser indicativo de que las exposiciones a estos elementos en las dos especies son constantes, a niveles relativamente elevados, ya que la relación de las concentraciones de metal(oid)es entre el hígado y el músculo ha sido considerada como un índice de la contaminación de los ecosistemas acuáticos. Lo anterior debido a que el órgano diana para estos elementos es el hígado y el músculo los acumula en menores cantidades, pero deriva de la exposición constante (Abreu *et al.*, 2000; Marsalek *et al.*, 2005; Havelková *et al.*, 2008; Kružíková *et al.*, 2013).

Dichas acumulaciones pueden ser atribuidas, debido a que en zonas cercanas a esta presa (La Angostura) se reportó que la erosión de jales no confinados de la minería del cobre ha producido la movilización de varios metales a áreas aledañas relativamente alejadas de dónde se encuentran tales jales (Meza-Figueroa *et al.*, 2009; De la O-Villanueva *et al.*, 2013). Sin embargo, la posibilidad de que el origen de estos elementos sea de fuentes naturales debe considerarse, ya que son abundantes en los sedimentos superficiales de áreas cercanas a este ecosistema ($\text{Fe} = 22,100 - 80,100 \mu\text{g g}^{-1}$ y $\text{Zn} = 50.44 - 586.9 \mu\text{g g}^{-1}$) (SGM, 2015).

La presa El Cajón de Onapa, fue seleccionada como referencia ya que se caracteriza por tener influencia de la agricultura y la ganadería a pequeña escala, y no se conocen descargas directas de actividades humanas. El Servicio Geológico Mexicano reportó concentraciones relativamente altas de Fe ($37,000 - 73,100 \mu\text{g g}^{-1}$), Cu ($7 - 326 \mu\text{g g}^{-1}$) y Zn ($57 - 498 \mu\text{g g}^{-1}$), en los sedimentos superficiales de ríos y los arroyos que drenan hacia este ecosistema. Aunque no hay datos sobre los niveles de Hg y Mn en sedimentos suelos en los alrededores de esta presa, el intemperismo acarrea a los metal(oid)es en la fracción fina del sedimento hacia los ecosistemas acuáticos, lo cual resulta en la exposición constante de hacia los peces, de los cuales la tilapia resulta mayormente afectada por sus hábitos alimenticios bentónicos.

Los altos valores en las relaciones hígado:músculo en la presa El Oviachic puede estar relacionado con las actividades agrícolas por el acarreo de polvos, lo que ha sido documentado en otros ecosistemas (Meza-Figueroa *et al.*, 2009). Meza-Montenegro *et al.* (2012) reportaron altos niveles de estos metales en las fracciones fina de suelos del Valle del Yaqui y lo correlacionaron con el

uso extensivo de agroquímicos como herbicidas, fungicidas y fertilizantes (Phinney y Bruland, 2009). Sin embargo, la aportación de las fuentes naturales asociadas al intemperismo de los sedimentos superficiales puede ser considerable, ya que dos de estos elementos son abundantes en los sedimentos alrededor de este ecosistema ($\text{Fe} = 24,400 - 161,000 \mu\text{g g}^{-1}$, y $\text{Zn} = 50.00 - 129.0 \mu\text{g g}^{-1}$) (SGM, 2015).

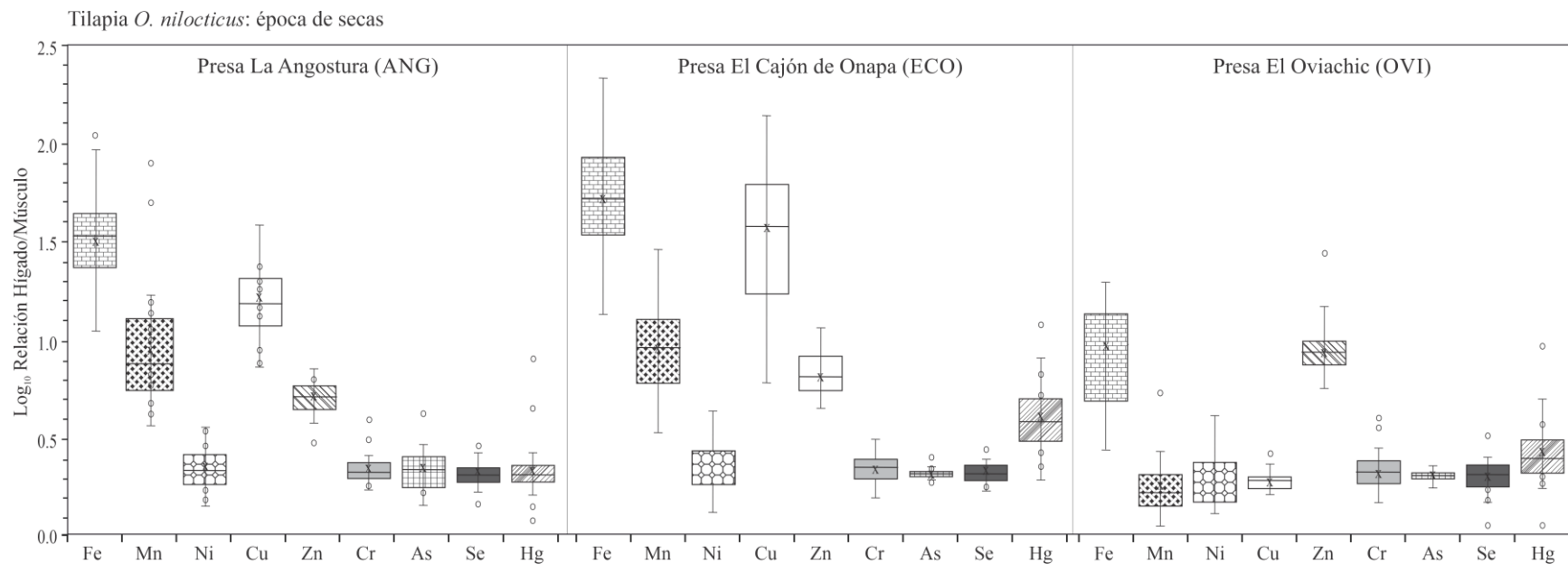


Figura 13. Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la tilapia *O. niloticus* colectadas en las tres presas (“La Angostura”, “El Oviachic” y “El Cajón de Onapa”) de estudio durante la época de secas.

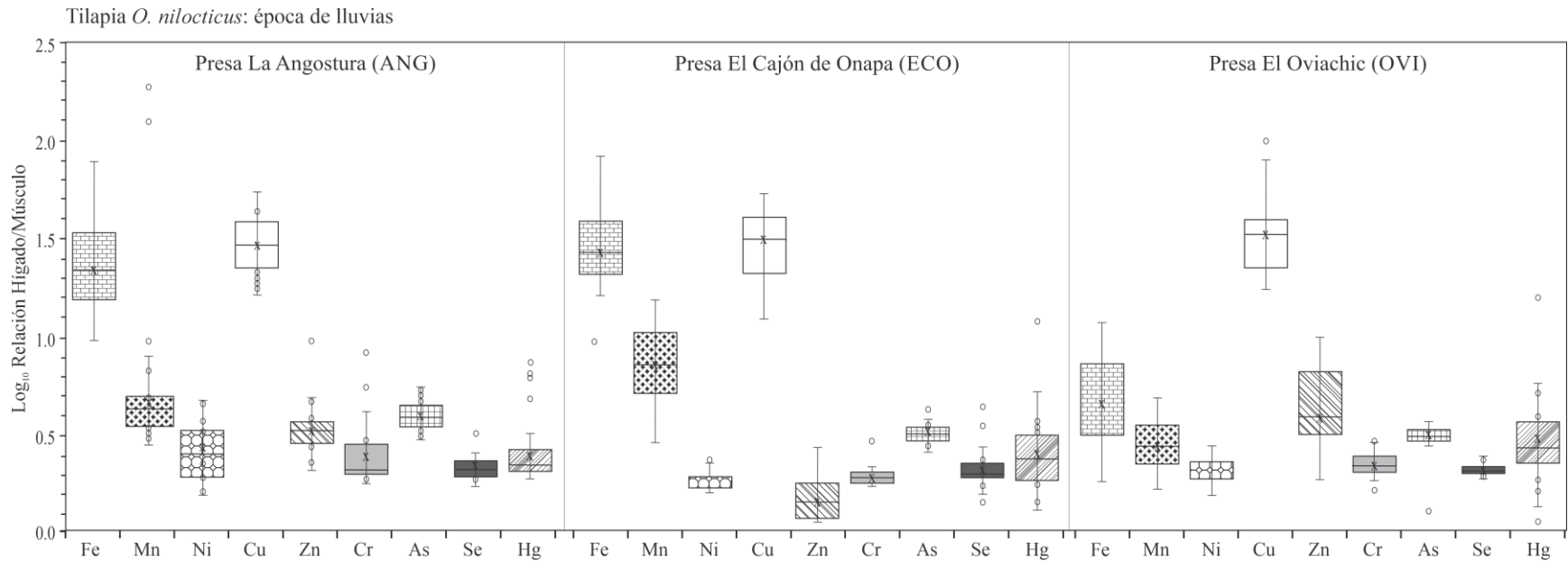


Figura 14. Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la tilapia *O. niloticus* colectadas en las tres presas (“La Angostura”, “El Oviachic” y “El Cajón de Onapa”) de estudio durante la temporada de lluvias.

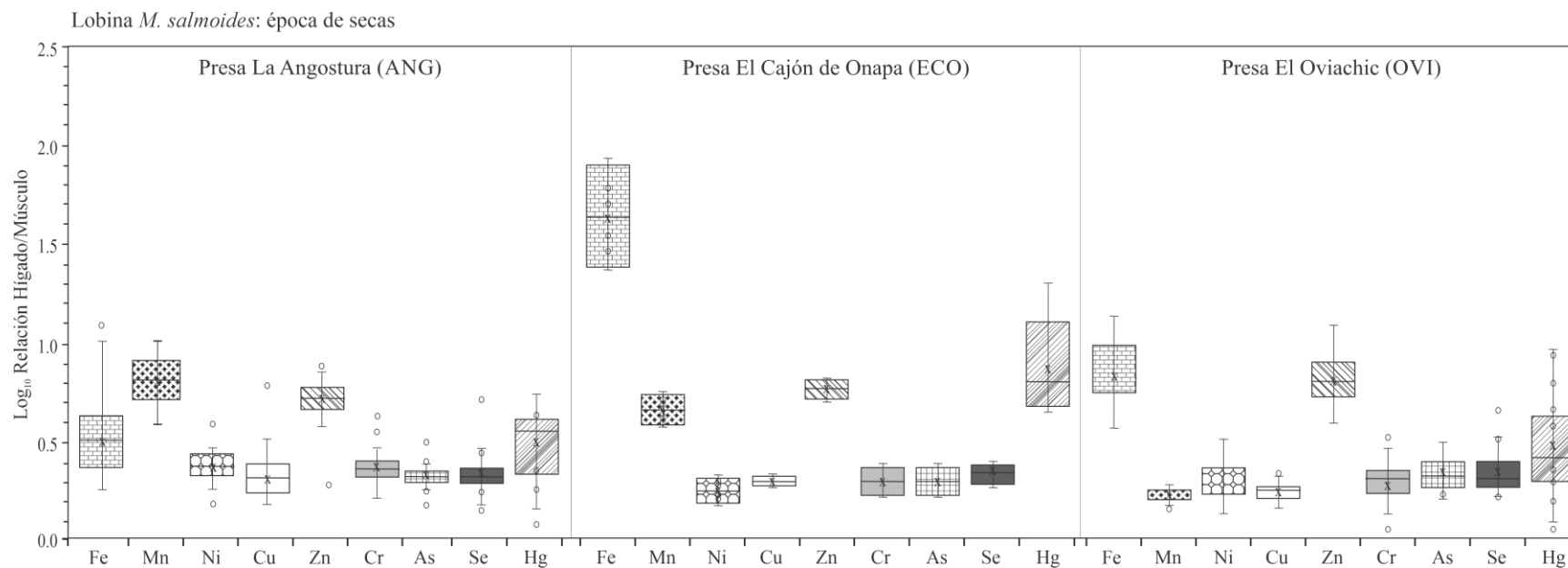


Figura 15. Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la lobina *M. salmoides* colectadas en las tres presas (“La Angostura”, “El Oviachic” y “El Cajón de Onapa”) de estudio durante la época de secas.

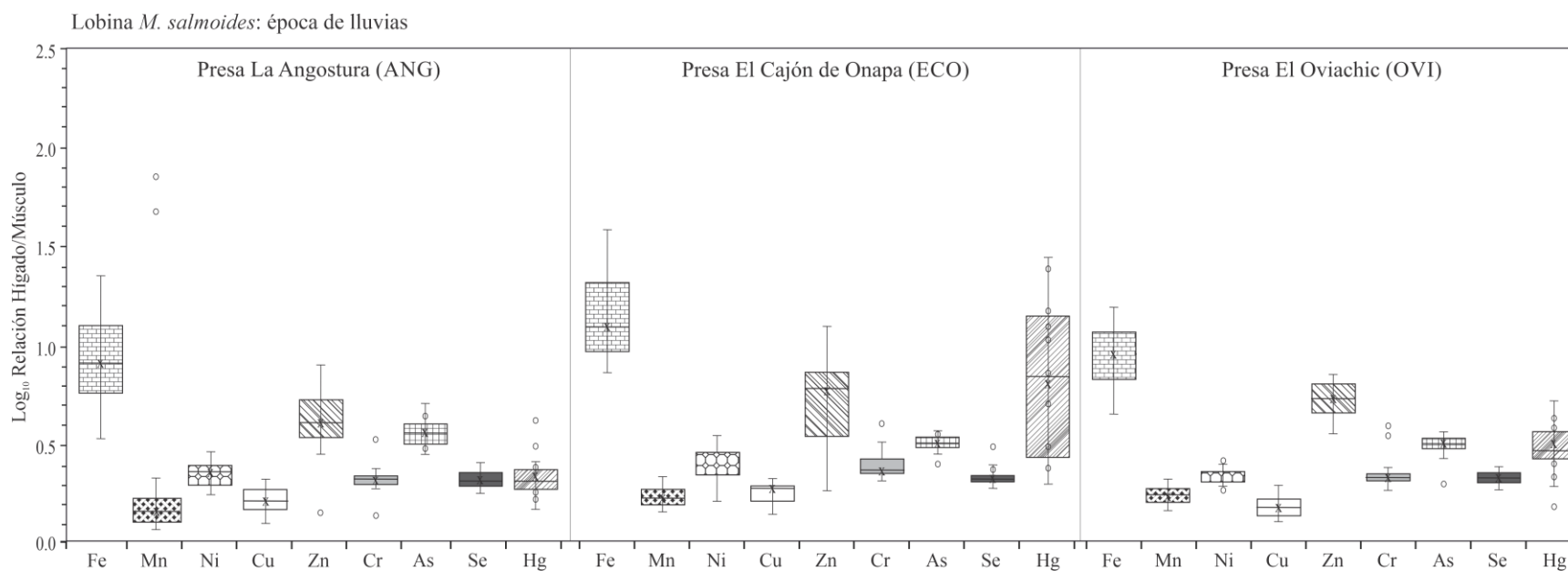


Figura 16. Relaciones hígado:músculo de las concentraciones de metal(oid)es transformadas, en la lobina *M. salmoides* colectadas en las tres presas (“La Angostura”, “El Oviachic” y “El Cajón de Onapa”) de estudio durante la época de lluvias .

6.4. Comparación de las Concentraciones de Metal(oid)es entre Presas

La comparación entre ecosistemas es importante para evaluar las conexiones entre las variables analizadas en el presente estudio, tanto entre los tejidos como entre las especies y ecosistemas. Por ejemplo, los tejidos de tilapia provenientes de la presa El Cajón de Onapa tuvieron las mayores concentraciones de Fe y Mn respecto a las otras dos presas (Cuadros 6 y 7; Figuras 13-16). Para el caso del Cu, se acumuló mayormente en los tejidos de tilapia de las presas La Angostura y El Cajón de Onapa. Para el caso de la lobina, las concentraciones de metales fueron más variables. El Zn presentó la mayor concentración en los especímenes colectados en El Oviachic (con algunas excepciones), mientras que las concentraciones de los otros elementos fueron más variables entre las presas sin un patrón definido.

Los cocientes de las concentraciones hígado:músculo presentaron diferencias de los patrones de acumulación de los metal(oid)es entre especies, presas y temporadas. Las tilapias colectadas en las presas La Angostura y El Cajón de Onapa durante la temporada de secas mostraron un patrón similar de acumulación (Figura 13). En estos embalses, las relación hígado:músculo de Fe y Cu resultaron mayores que los de la presa OVI, en la que Fe y Zn mostraron las mayores acumulaciones. Durante la temporada de lluvias, las relaciones hígado:músculo de Ni, Cr, As, Se y Hg fueron similares entre los tejidos de la tilapia, con valores <1 ; mientras que los valores de Cu y Fe fueron los más elevados en las presas ANG y ECO, y Cu en la presa OVI (Figura 14). Para el caso de lobina, los metal(oid)es presentaron relaciones hígado:músculo variables entre los ecosistemas (Figuras 15 y 16). En la presa ANG, los valores mayores los presentaron Mn y Zn, seguidos de Fe y Hg, mientras que en la presa ECO los valores mayores fueron de Fe, seguido de Hg, Mn y Zn; la presa OVI presentó los valores mayores de Fe y Zn, seguido de Hg.

Los peces del presente estudio mostraron una amplia variación interespecífica en las acumulaciones de metal(oid)es, en todos los órganos, con algunos patrones definidos entre los ecosistemas y menos definidos entre las épocas. Además, los peces mostraron índices hígado:músculo relativamente altos para metales como Fe, Mn, Cu y Zn, durante las dos temporadas de muestreo, con diferencias entre ecosistemas. Algunos elementos pueden provenir de las actividades antropogénicas que predominan en algunas zonas de la Cuenca del Río Yaqui, como la actividad minera en la presa La Angostura y la actividad agrícola en la presa El Oviachic (Meza-Montenegro *et al.*, 2012). Se determinó una acumulación notable de Cu y Zn en ambas especies en los

ecosistemas, pero la acumulación de Cu fue mayor en la presa ANG. Este embalse se encuentra cercano al distrito minero de Nacozari de García, Sonora, México, que contiene uno de los yacimientos más grandes en el noroeste de México. La mina La Caridad produce un promedio de 132,888 ton de Cu anuales y dos estudios reportaron la dispersión metales asociados a las sales fluorescentes formadas por la evaporación de los jales no confinados alrededor en zonas cercanas a la mina; la dispersión es muy alta debido a las fuertes corrientes de aire y las lluvias que ocurren en ciertas épocas del año de esta región semiárida (Meza-Figueroa *et al.*, 2009, De la O-Villanueva *et al.*, 2012).

Asimismo, las tilapias colectadas en la presa ANG mostraron altos índices hígado:músculo para algunos metales, lo cual puede estar asociado a esta dispersión. Las concentraciones de metales fueron mayores a lo largo del transecto suroeste–noreste, el cual está dominado por los patrones de viento que desembocan en la presa ANG (Meza-Figueroa *et al.*, 2009). Además, el ecosistema recibe aportes de escorrentías desde la mina “El Tigre”, es un mineral de plata y oro abandonado desde 1938 (Ochoa-Landin *et al.*, 2011) y que contiene grandes volúmenes de jales no confinados. Algunos estudios han documentado que los jales de minas de plata y oro contienen altos niveles de muchos metales tales como el Ni, Cu, Mn y Zn (Da Silva *et al.*, 2004; Fashola *et al.*, 2016).

En el Valle del Yaqui, cercano a la presa El Oviachic, Meza-Montenegro *et al.* (2012) documentaron altos niveles de metal(oid)es en polvos de suelos agrícolas, que por las condiciones climáticas que imperan en la región también pueden ser transportados y depositados en este reservorio. Sin embargo, la presa El Cajón de Onapa mostró altas bioacumulaciones de metal(oid)es en las dos especies durante los dos muestreos, a pesar de que no se han documentado descargas o movilizaciones ligadas a actividades antropogénicas de gran escala. Es por ello que los aportes naturales por el intemperismo pueden ser significativos en algunas zonas de la Cuenca del Río Yaqui, considerando que el Servicio Geológico Mexicano reporta altas concentraciones de estos elementos en diversas zonas de esta cuenca (SGM, 2015).

Los resultados obtenidos para los análisis de metales del presente estudio sugieren que existen patrones de acumulación en ambas especies, y que están relacionados con los rasgos ecológicos especie-específicos y con los hábitos alimenticios, como ha sido reportado en otros estudios (Subotic *et al.*, 2013). Aun así, las amplias diferencias que fueron observadas en los patrones de acumulación inter-específica dificulta hacer asociaciones entre las especies. Sin embargo, las variaciones en los patrones de acumulación en los estómagos de lobina pueden ser atribuidos a las tasas alimenticias y a la disponibilidad de alimento presentes en cada uno de los ecosistemas, como

fue reportado por Ezemonye *et al.* (2018). Por otro lado, algunos metales tienen patrones de exposición similares, que pueden estar relacionados con los minerales y las especies químicas a las que se expusieron, así como diferentes mecanismos de distribución y acumulación en los tejidos (fosfatos, gránulos de calcio y metalotioneinas), como ha sido reportado en otros estudios (De Boeck *et al.*, 2003; Pathiratne *et al.*, 2009).

Por otro lado, el Análisis de Componentes Principales (ACP) en el hígado mostró asociaciones de los ecosistemas, sobre todo en la época de lluvias (Figuras 2 y 3). Además, los meta(loid)es se agruparon en dos partes, de manera diferente en cada especie. Como se discutió anteriormente y de acuerdo con Bawuro *et al.* (2018) resulta difícil correlacionar las variaciones estacionales y las concentraciones de metales de los tejidos (Anexos 11 y 12). Esto puede ser atribuido a los distintos aportes de estos elementos, debido a las variaciones en las aportaciones tanto de las fuentes naturales como las antropogénicas que se desarrollan alrededor de los ecosistemas. La interdependencia de las variables puede ser indicativa de que los elementos están siendo procesados por vías fisiológicas comunes (Mackay *et al.*, 2018).

Por otro lado, el análisis *simper* demostró que existen similitudes entre grupos para algunos metales fueron mayores para los tres ecosistemas comparada con las encontradas dentro de los grupos, lo cual indica que las concentraciones de los elementos, en ambas especies, pueden compararse entre presas. Los análisis mostraron similitudes de 85.8%, 84.1% y 83.4% entre las presas El Oviachic - La Angostura, El Oviachic - El Cajón de Onapa y La Angostura - El Cajón de Onapa, respectivamente. Las presas La angostura y El Oviachic presentaron las similitudes acumuladas más altas (88.0% y 86.6%, respectivamente) para Fe, Zn, Cu y Cr, mientras que para la presa El Cajón de Onapa mostró 83.4% de similitud para Fe, Zn, Cu y Mn. Por otro lado, las similitudes para las concentraciones de Fe, Zn, Cu y Cr, fueron altas durante la temporada de secas (87.0%) y menores en temporada de lluvias (86.0%).

6.5 Relación de las Concentraciones de Metales e Índices Biológicos

Los peces son organismos de gran importancia en las cadenas tróficas acuáticas, además de ser organismos sensibles a la contaminación (Morado *et al.*, 2017). La contaminación por metal(oid)es en ecosistemas acuáticos es un problema de carácter mundial, el cual ha sido ampliamente

estudiado y para el que se han establecido respuestas en los organismos a distintos niveles, siendo los índices somáticos los más utilizados (Ballesteros *et al.*, 2017; Morado *et al.*, 2017; Kroon *et al.*, 2017).

Los valores del índice hepatosomático (IH) para tilapia y lobina se muestran en la Figura 17. El IH en las tilapias se comportó, tanto en hembras como en machos, de manera similar. En el caso de las hembras, los valores oscilaron entre 0.07 hasta 2.70, siguiendo un orden entre ecosistemas de ANG> OVI> ECO. Se encontraron diferencias significativas entre los ecosistemas ($p<0.05$), pero no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) entre las temporadas de muestreo. Las hembras y los machos de tilapia tuvieron intervalos del IH similares (desde 0.15 hasta 2.70 y desde 0.17 hasta 2.00, respectivamente); las hembras presentaron variaciones significativas ($p>0.05$) entre ecosistemas, con los mayores valores en ANG. Aunque no se registraron diferencias significativas ($p>0.05$) en el IH entre temporadas de muestreo para las tilapias, los valores fueron ligeramente más altos en temporada de secas.

Ibor *et al.* (2019) encontró diferencias significativas en el IH de las hembras de la especie *Tilapia guineensis*, colectadas en el lago Eleyele, Nigeria, el cual se encuentra severamente contaminado por metales e hidrocarburos. Los valores promedio del IH de las hembras colectadas en el sitio impactado (0.32 ± 0.1) decreció en comparación con el sitio de referencia (0.6 ± 0.1), lo cual puede indicar un efecto deletéreo en los organismos con mayor carga de contaminantes. La diferencia en los valores del IH pueden deberse a que las hembras fueron colectadas al inicio y durante su periodo reproductivo, por lo que dicho efecto puede estar relacionado con los valores bajos. Durante la época reproductiva, particularmente las hembras, suelen gastar mayor cantidad de sus recursos energéticos para la reproducción y esto a su vez disminuye los valores del IH (Ibor *et al.* 2019).

Existen algunas limitantes al utilizar el IH en hembras, debido a la dificultad de correlacionar los efectos de los xenobióticos con las distintas respuestas biológicas (Burgos-Aceves *et al.*, 2018). En el caso del IH, el tamaño del hígado se ve afectado por los procesos reproductivos, ya que este órgano participa en la vitelogénesis, con lo cual las reservas de grasas de este órgano se ven afectadas y por ende su tamaño, pudiendo enmascarar los efectos de los contaminantes y complicando la correlación entre los niveles de contaminantes y los valores del IH (Kroon *et al.* 2017; Escalante-Rojas *et al.* 2021).

En organismos silvestres es más complicado evaluar los efectos de la contaminación mediante el IH, debido a que en los ecosistemas los contaminantes se encuentran en mezclas complejas,

dificultando la interpretación de los resultados (Backhaus *et al.*, 2019). Además, en organismos con reproducción continua y asincrónica y que además esta se ve regulada por la temperatura ambiental (cambios estacionales), como es el caso de la tilapia, la correlación del IH con los niveles de contaminación resulta difícil (Jin *et al.*, 2019).

En los machos el gasto energético en reproducción no es tan marcado en comparación con las hembras, por lo que la evaluación mediante IH suele arrojar información más robusta. En el mismo estudio realizado por Ibor *et al.* (2019), los machos de tilapia *Tilapia guineensis*, registraron valores promedio más altos (5.7 ± 0.5) del índice hepatosomático en el sitio control con respecto al sitio contaminado (Ibor *et al.* 2019).

Morado *et al.* (2017), encontraron altos valores promedio (2.20 ± 0.90) del IH en machos de la especie *Geophagus brasiliensis*, un pez de la familia Cichlidae, en un sitio impactado. Los autores encontraron diferencias significativas entre ecosistemas/sitios y no entre las temporadas, atribuyendo los altos valores del IH al crecimiento del hígado, como resultado de los altos niveles de contaminación de los sistemas. La zona donde los peces registraron los mayores valores de IH fue aquella que presentaba afectaciones por la industria acerera y en zonas donde la contaminación presentaba un patrón difuso de dispersión (Morado *et al.*, 2017).

En el presente estudio, las tilapias colectadas en la presa El Cajón de Onapa (tanto machos como hembras) registraron las concentraciones más elevadas de metales y presentaron los valores más bajos en el IH, lo cual puede ser indicativo de un efecto negativo en los organismos (Cuadro 6). Es importante contrastar entre machos y hembras de una misma especie, debido a las diferencias biológicas entre géneros, y en este estudio la tendencia en los valores del IH fue similar en ambos casos (Chua *et al.*, 2018). De igual manera, la comparación entre ecosistema mantuvo el mismo comportamiento tanto en machos como hembras, indicando que este patrón puede atribuirse a las concentraciones de los contaminantes analizados, debido a los escenarios de contaminación de cada ecosistema (ECO: alto, ANG: medio, OVI: bajo).

Al interpretar los resultados de IH, es importante tomar en cuenta que se trata de organismos silvestres, por lo que las afectaciones en los valores del IH no pueden ser atribuidas solo a las altas concentraciones de metales, sino que hay que tener en consideración que en los ecosistemas los contaminantes se encuentran en mezclas complejas (Sepúlveda *et al.*, 2002). Por otro lado, es de suma importancia el efecto de los factores bióticos y abióticos sobre el aumento o reducción del tamaño del hígado y de la condición general de los organismos, ya que el IH puede verse afectado

por cambios estacionales, cambios en la salinidad, parasitismo, mezclas de contaminantes, etc. (Attal *et al.*, 2017).

Es importante considerar que la tilapia ha sido reconocida como una especie resistente a los cambios mencionados, por lo que se ha introducido con gran éxito en los distintos ecosistemas del mundo, además de ser una de las especies más cultivadas con fines de acuicultura, por lo que es importante compararla con una especie en la que el IH puede ser un indicativo de cambios, como es el caso de la lobina (Mahfouz y Sherif, 2015).

Las lobinas registraron valores mayores y mayor variabilidad en el IH durante el presente estudio, con un intervalo en las hembras de 0.20-3.23 y en los machos de 0.26-4.63. Los valores del IH siguieron un orden entre ecosistemas de ANG> OVI> ECO. Los valores del IH significativamente ($p>0.05$) mayores se encontraron en los machos de ANG, seguido de las hembras de OVI. Las hembras no mostraron diferencias significativas ($p>0.05$) entre temporadas de muestreo, pero los machos tuvieron los valores de IH significativamente mayores en la época de secas. Las hembras de lobina registraron un rango de datos que van desde 0.54 hasta 2.12, con diferencias significativas ($p<0.05$) entre ecosistemas y con un orden diferente al de los machos (OVI> ANG> ECO). No se encontraron significativas ($p>0.05$) en los valores de HI de las hembras entre temporadas de muestreo.

En comparación con nuestro estudio, el trabajo realizado por Orlando *et al.* (1999) en los Ríos Escambia (contaminado) y Blackwater (referencia) en Florida (E.U.), analizaron el efecto de ciertos metales sobre el IH en organismos de *M. salmoides* (hembras y machos). Las hembras no presentaron diferencias significativas ($p>0.05$) respecto al sitio contaminado y el de referencia, registrando un valor promedio de 0.78 ± 0.02 y 0.76 ± 0.03 , respectivamente. En el caso de los machos se registraron diferencias significativas ($p<0.05$) entre los organismos colectados en el sitio referencia (0.57 ± 0.02), con respecto a los del sitio contaminado (0.85 ± 0.03).

En otro estudio realizado por Friedmann *et al.* (2002) en tres lagos de Nueva Jersey (E.U.), los cuales tenían tres grados de contaminación (alta, intermedia y baja) por Hg, demostraron que los valores promedio de IH de lobina *M. salmoides* disminuyeron significativamente ($p<0.05$) como efecto de la contaminación con este metal. Los organismos colectados en el lago con altos impactos presentaron valores promedio de $IH=0.81 \pm 0.04$, seguidos de los organismos en el lago con impactos bajos ($IH=1.02 \pm 0.09$) y de los organismos del lago con impactos intermedios ($IH=1.16 \pm 0.09$).

De igual manera, un estudio realizado por Baer *et al.* (2009) demostró que los efluentes de la industria del papel tienen un efecto negativo sobre los valores promedio del IH en alevines de lobina. En dicho estudio, los alevines fueron expuestos a agua y sedimentos del Arroyo Staulkinghead, Luisiana (E.U.), bajo condiciones semi controladas, el cual presentaba un gradiente de contaminación río arriba (poco impactado) y río abajo (impactado por los efluentes de la industria de papel). Los organismos que no fueron expuestos (control), presentaron valores significativamente ($p < 0.05$) mayores en el IH (1.87 ± 0.09), con respecto a los organismos expuestos a agua y sedimentos de los sitios río arriba (1.78 ± 0.01) y río abajo (1.71 ± 0.02). Esto se atribuyó esta disminución en la condición general de los peces por la contaminación general del ecosistema, que influye en la condición del río en cuanto a factores abióticos como bióticos. Además, basados en otras respuestas medidas (cantidad de leucocitos, celularidad del órgano linfóide y actividad de la enzima etoxiresorufina-O-deetilasa), los autores concluyeron que los organismos expuestos sufrieron problemas de inmunosupresión debido a las altas cantidades de contaminantes presentes en el ecosistema.

En el presente estudio los valores del IH de las lobinas (machos: 0.26-4.63 y hembras: 0.20-3.23) se encuentran muy por encima de los valores registrados en los trabajos citados anteriormente presentando mayor variabilidad en los datos. Por otro lado, hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre machos y hembras, siendo los machos los que presentaron mayor IH, lo cual puede ser atribuido al efecto de la talla (Gehring *et al.*, 2013). Los valores menores del IH se registraron en ECO, siendo los organismos colectados en dicho ecosistema, tanto machos como hembras, al igual que las tilapias, los que registraron mayores concentraciones de metales (en menor magnitud que las tilapias). Se ha destacado que la lobina es un pez que requiere de condiciones muy específicas en cuanto a calidad del agua, suministro de alimento y requerimiento de hábitat, por lo que se puede considerar como una especie susceptible a los cambios medioambientales (Sepúlveda *et al.*, 2002; Grant *et al.*, 2011; Cooke *et al.*, 2003; Gehring *et al.*, 2013). Desde el punto de vista reproductivo, las lobinas se reproducen durante mayo-junio y solamente se reproducen una sola vez al año, lo cual hace que el uso del IH sea más confiable en esta especie (Cooke *et al.*, 2003).

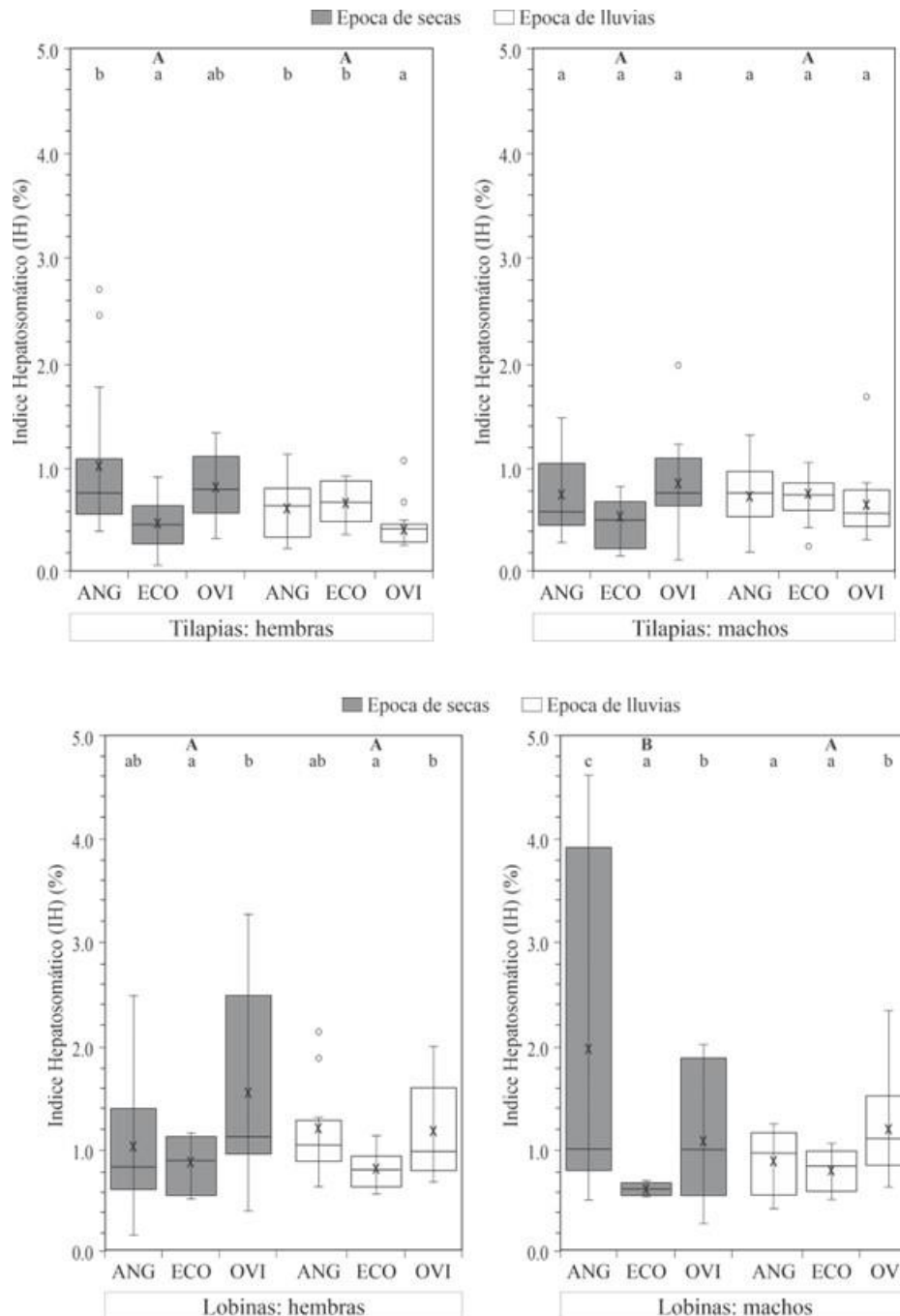


Figura 17. Índice hepatosomático de las hembras y los machos de las tilapias y lobinas colectadas durante el presente estudio. Diferente letra denota diferencias significativas ($p < 0.05$) tanto en las épocas de muestreo (mayúsculas), como entre ecosistemas (minúsculas).

Los valores del índice gonadosomático (IG) se presentan en la Figura 18. En general, los valores del IG fueron mayores en las lobinas que en las tilapias. En el caso de las tilapias, el patrón de distribución del IG, tanto en machos como en hembras se mantuvo relativamente constante, con

una sola diferencia significativa ($p < 0.05$) entre ecosistemas, con los valores mayores en los machos de OVI colectados en la época de lluvias. En el caso de las hembras, el IG presentó un rango de valores que va desde 0.06 hasta 3.37, siguiendo un orden entre ecosistemas de ANG > OVI > ECO. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas de muestreo; con los valores más altos del IG durante la época de secas. En cuanto a los machos de tilapia, el rango de valores osciló entre 0.03 y 1.83, siguiendo un orden entre ecosistemas de OVI > ANG > ECO, lo cual es distinto al de las hembras. Se encontró una diferencia significativa ($p < 0.05$) entre los ecosistemas, con el mayor valor en la presa ANG durante la época de lluvias; hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas de muestreo, con los mayores valores del IG durante la época de secas.

Numerosos trabajos han intentado relacionar el IG con diferentes contaminantes en ecosistemas acuáticos. Zulfahmi *et al.* (2018) registraron valores promedio bajos (2.44%) en el índice gonadosomático de la tilapia, *O. niloticus*, expuesta a altas concentraciones de efluentes de la industria de aceite de palma. Los bajos valores de IG puede ser atribuido a una perturbación en el proceso de crecimiento gonadal, lo cual puede ser evidenciado por los bajos niveles de vitelogeninas (Zulfahmi *et al.*, 2018). En nuestro estudio, los valores más bajos del IG fueron registrados en OVI, un ecosistema que está catalogado, de acuerdo con las concentraciones de metales registradas, como de impacto bajo. Aly y Abouelfadl (2020), en su estudio con tilapia *Coptodon zillii*, registraron valores del IG de 7.3 en un sitio no impactado, contra valores de 3.9 de un sitio impactado (Aly y Abouelfadl, 2020). Otro estudio realizado con tilapia, los autores encontraron valores que van desde 0.69 hasta 5.15, siendo los valores del sitio control los más altos (Savassi *et al.*, 2020).

El índice gonadosomático sirve como medida de la capacidad reproductiva de los organismos, al igual que un indicador de los cambios en la condición nutricional y reproductiva (Aly y Abouelfadl, 2020). La mayoría de los metales tienen un efecto negativo en el tamaño de las gónadas y en la condición reproductiva de las tilapias, debido a la inhibición de las distintas hormonas reproductivas (Zulfahmi *et al.*, 2018; Aly y Abouelfadl, 2020). De igual manera, el éxito reproductivo de los peces teleósteos depende de las condiciones de su entorno (Savassi *et al.*, 2020). En el presente estudio, las tilapias de OVI presentaron los menores valores del IG y las mayores concentraciones de metales como Fe y Zn en gónadas, lo cual puede explicar los bajos valores del IG en dichos organismos (Hassan-Heidari *et al.*, 2021). Por otro lado, las tilapias colectadas en

ECO presentaron los valores más altos de IG y más bajos de IH, lo cual puede estar relacionado con los procesos reproductivos, ya que el hígado se reduce durante la temporada de desove (Aly y Abouelfadl, 2020).

En cuanto a las lobinas, en las hembras los valores del IG tuvieron un intervalo de 0.04-2.44, que tuvieron un orden decreciente de OVI> ECO> ANG entre los ecosistemas; los valores presentaron mayor variabilidad en la temporada de secas (Figura 18). Al hacer la comparación entre ecosistemas, se registraron diferencias significativas ($p<0.05$) tanto en las hembras como en los machos, con los mayores valores durante la época de secas. En el caso de los machos, los organismos registraron valores entre 0.02 y 5.70, con los valores más altos durante la temporada de secas, y los intervalos entre ecosistemas siguieron un orden de ECO> ANG> OVI, el cual es distinto al de las hembras. En este punto cabe aclarar que en ECO solo se colectó un solo macho, el cual presentó el mayor valor de IG=5.70, que es el valor más alto determinado en todo el estudio. Se registraron diferencias significativas ($p<0.05$) entre los ecosistemas, con los valores del IG más altos durante la época de secas, en OVI para las hembras, y en ANG para los machos.

En el caso del valor más alto del IG, la única lobina colectada en ECO presentó una talla significativamente ($p<0.05$) más alta, en comparación con las tilapias, lo cual puede explicar, de cierta manera, el aumento en el IG de dicha especie. Hay que recordar que el IG representa el porcentaje del peso de la gónada en comparación con el peso total de los organismos y este a su vez está influenciado por la condición de los organismos. La relación que existe entre el crecimiento del hígado y la ganancia de peso en las gónadas está asociada al ciclo reproductivo, aunque dichos parámetros también se ven afectados por contaminantes de distintos tipos (García-Gasca *et al.*, 2016).

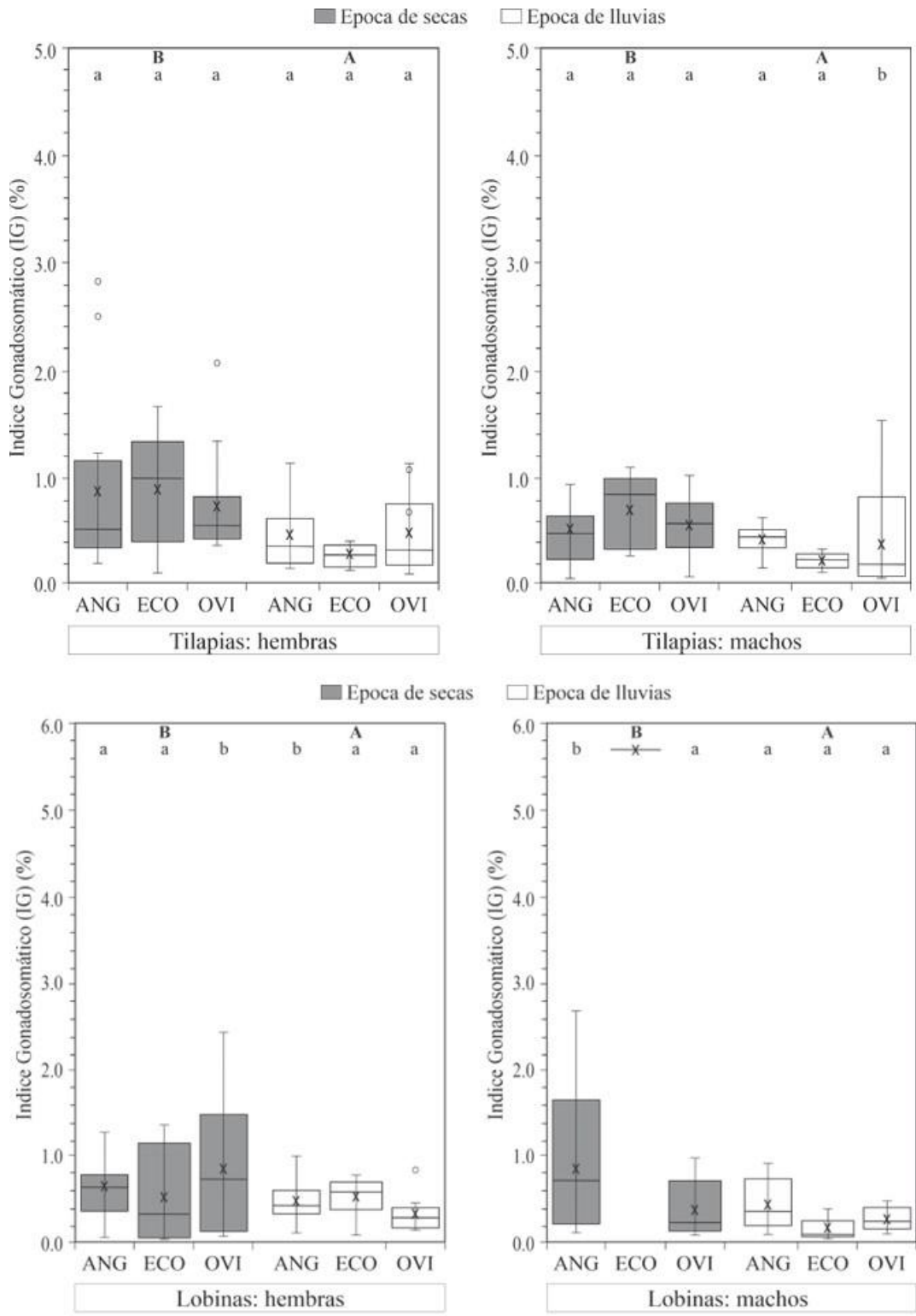


Figura 18. Índices gonadosomático de las hembras y los machos de las tilapias y lobinas colectadas durante el presente estudio. Diferente letra denota diferencias significativas ($p < 0.05$) tanto en las épocas de muestreo (mayúsculas), como entre ecosistemas (minúsculas).

Los valores del factor de condición (FC) de las hembras y los machos de tilapias y lobinas se muestran en la Figura 19. El FC de las tilapias siguió un patrón uniforme habiendo diferencias entre machos y hembras. Los valores más altos los presentaron los machos, con un rango de 0.58 a 1.61, siendo los organismos colectados en ANG los organismos con valores mayores. Los ecosistemas siguieron un orden decreciente ANG > OVI > ECO. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre ecosistemas. De manera contraria, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre temporadas de muestreo. En el caso de las hembras de tilapia, los valores oscilaron entre 0.75 y 1.39, siendo los organismos colectados en ECO los que presentaron los valores mayores y siguiendo un orden decreciente entre ecosistemas de ECO < ANG < OVI. Se obtuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre ecosistemas, con los mayores valores del FC en ECO para las hembras y ANG para los machos. No se registraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las épocas de muestreo.

Aly y Abouelfadl (2020) encontraron un rango de valores para el FC que iba desde 1.5 a 3.3 en la zona sin impacto antropogénico y de 1.7 a 2.9 en la zona sin impacto, demostrando que las condiciones ambientales en ambos ecosistemas son distintas (Aly y Abouelfadl, 2020). De igual manera, Ibor et al. (2019) encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los machos de la especie *Tilapia guineensis*, siendo los organismos colectados en el sitio impacto los que menor FC presentaron (Ibor et al., 2019). Dominique Guevarra et al. (2020) demostraron que se podía utilizar el FC para evaluar los efectos de los metales en tilapia, *O. niloticus*, la cual mostro mayor FC en los sitios prístinos en comparación de los sitios impactados (Dominique-Guevarra et al., 2020).

El FC en la lobina han sido utilizados ampliamente en estudios de contaminación por metales en ecosistemas acuáticos (Orlando et al., 1999; Friedmann et al., 2002; Baer et al., 2009). Los valores más altos para el FC los presentaron las hembras, con un rango que va desde 0.65 a 2.80 y con un orden por ecosistemas de ECO > OVI > ANG. Los organismos con mayores factores de condición se colectaron durante el periodo de lluvias y se registraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre ecosistemas. De igual manera, se registraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas de muestreo. En el caso de los machos de lobinas, el intervalo de valores del FC varió de 0.63 a 2.76, siendo ECO el ecosistema con los valores más altos; el orden de los valores entre ecosistemas de ECO > OVI > ANG. También se registraron diferencias estadísticas ($p < 0.05$).

En lobina, Anderson et al. (2001), encontraron que los valores altos de Cu ($87.7 \pm 91.1 \mu\text{g g}^{-1}$) en hígado aumentaban el FC (1.86 ± 0.11 $1 \mu\text{g g}^{-1}$) en peces colectados de un sitio impactado, en

comparación con los organismos colectados en un sitio no impactado (Cu: $43.7 \pm 46.8 \mu\text{g g}^{-1}$ y FC: 1.50 ± 0.29) (Anderson *et al.*, 2001). Por otro lado, Friedmann *et al.* (2002) determinaron que el FC no aumentaba de acuerdo con las concentraciones de Hg en hígados de lobina (Friedmann *et al.*, 2002). Sepúlveda *et al.* (2002) encontró que no existió variación en el FC de lobinas colectadas en ecosistemas con diferentes grados de contaminación (Sepúlveda *et al.*, 2002).

En el presente estudio, las lobinas que mayormente acumularon metales presentaron los mayores valores del FC de condición. Los organismos colectados en ECO, durante la temporada de lluvias, presentaron valores significativos ($p < 0.001$) en el FC. Esto puede ser atribuido a que, aunque dicho ecosistema presenta la mayor concentración de metal(oid)es y no existe una gran presión pesquera haciendo que los peces que habitan dicho embalse tengan una mayor disponibilidad de alimento y por ende mejor condición (Sepúlveda *et al.*, 2002). De igual manera, los organismos colectados en ECO eran organismos que tenían una edad avanzada (< 2 años) y de acuerdo con Sepúlveda *et al.* (2002), estos organismos tienen la capacidad de detoxificarse con el paso del tiempo, disminuyendo la carga de contaminantes y, si las condiciones son idóneas, aumentando su condición general (Sepúlveda *et al.*, 2002; Lerma-Ramírez, 2020).

Se determinaron las correlaciones de los metal(oid)es en el hígado con los índices biológicos de las dos especies, considerando que fue un tejido diana donde se expresaron todas las variables. Se encontraron correlaciones entre las concentraciones de algunos metales y los índices biológicos (Anexos 9 y 10). Para la tilapia, no se encontraron correlaciones significativas ($p < 0.05$) entre el IH y los metal(oid)es. El IG tuvo una correlación significativa ($p < 0.05$) entre con el Zn ($r = 0.484$), mientras que el factor de condición (FC) tuvo correlaciones significativas ($p < 0.05$) con Fe ($r = 0.367$), Ni ($r = 0.474$) y Hg ($r = -0.631$). Cabe señalar que la tilapia es conocida por su capacidad de resistencia a ciertos metales (Cu, Zn, Cr), lo cual podría explicar las correlaciones positivas con algunos índices (Ibor *et al.*, 2019).

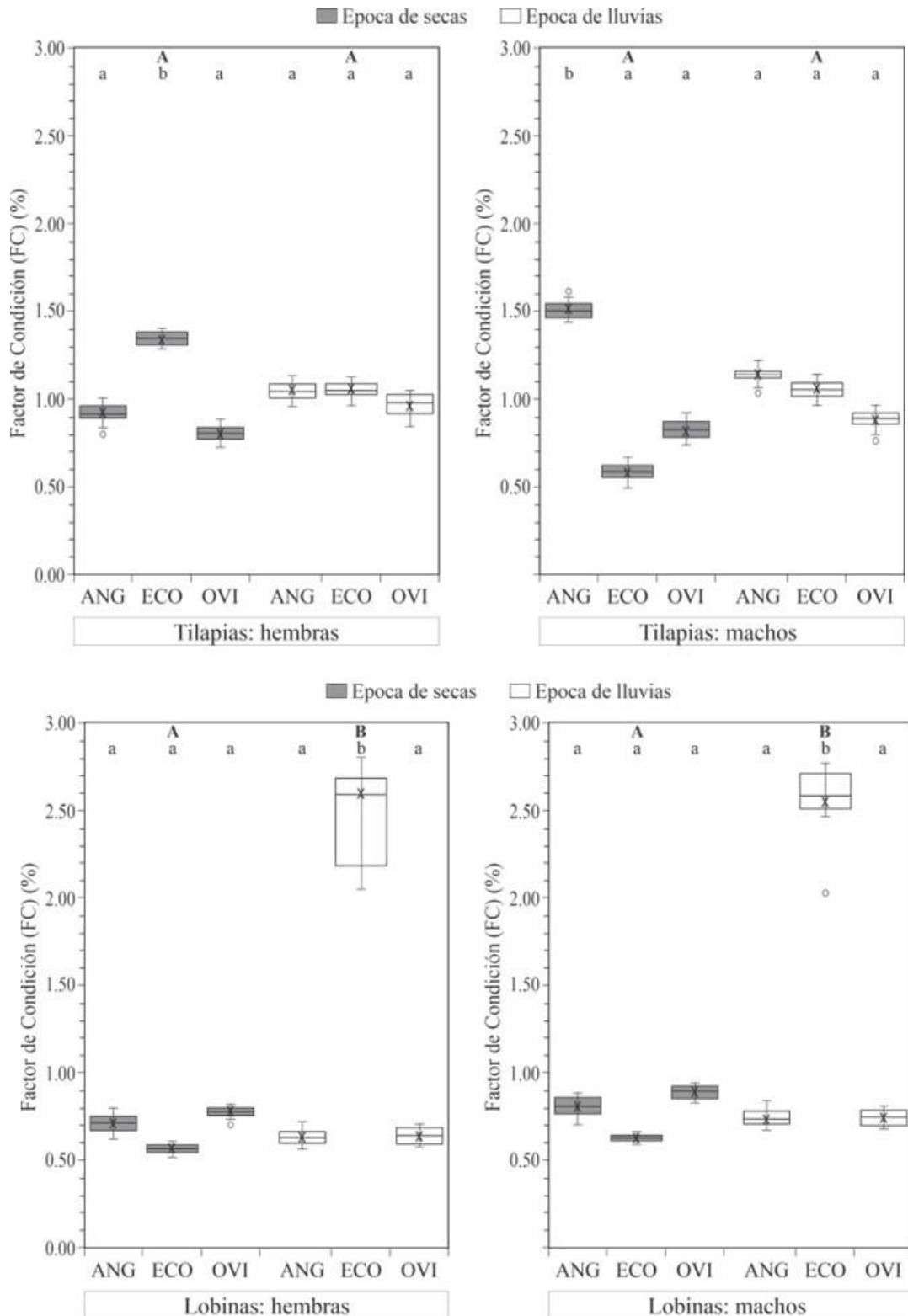


Figura 19. Factores de condición de las hembras y los machos de las tilapias y lobinas colectadas durante el presente estudio. Diferente letra denota diferencias significativas ($p < 0.05$) tanto en las épocas de muestreo (mayúsculas), como entre ecosistemas (minúsculas).

En el caso de la lobina, solamente el Fe tuvo una correlación significativa ($p < 0.05$) con el IH ($r = -0.539$), mientras que el IG tuvo una correlación positiva significativa ($p < 0.05$) con el Cu ($r = 0.386$). Finalmente, el factor de condición tuvo correlación positiva significativa ($p < 0.05$) con el Hg ($r = 0.841$) y con Se ($r = 0.859$). Las correlaciones entre Hg y Se han sido comúnmente utilizadas en lobina, debido a su posición trófica y a su rol como depredador tope en ecosistemas acuáticos (Anderson *et al.*, 2001; Sepúlveda *et al.*, 2002; Gehringer *et al.*, 2013). Una posible explicación es la posición trófica de estos organismos, ya que es sabido que el Hg es un metal(oid)esque posee alta capacidad de biomagnificarse a través de las tramas tróficas y existe una relación muy estrecha con él Se, lo cual puede explicar los valores positivos de las correlaciones (Neumann y Ward, 1999; Southworth *et al.*, 2000). Aunque el Fe es un componente importante de la hemoglobina y considerando que esta especie es un depredador tope, aún faltan estudios que permitan correlacionar los valores de Fe con los índices biológicos en estas especies. Asimismo, se realizó un Análisis de Correlación Canónica (ACC) para estimar las asociaciones de los distintos índices biológicos, biomarcadores y metal(oid)es, que se presentan en la Figura 20. Los dos ejes principales del ACC para las tilapias explican un 82.4 % de la varianza en el primer eje y 74.7 % en el segundo eje. Para las tilapias, los datos de los índices biológicos, particularmente con el IH (0.15 a 2.70) y FC (0.58 a 1.61), de los peces colectados en ANG en periodo de secas y lluvias se correlacionaron mayormente con el Fe y el Ni (Anexo 11). Los organismos de las presas ECO y OVI, no mostraron una asociación clara entre los índices biológicos y las concentraciones de metal(oid)es.

Para las lobinas, los dos ejes principales del ACC explican un 99.2 % de la varianza en el primer eje y 75.5 % en el segundo eje. Para los organismos colectados en la presa ECO durante el periodo de lluvias, se puede observar una clara asociación entre el FC y los elementos Hg, Se y Fe (Anexo 12); los cuales registraron las concentraciones más elevadas en los organismos colectados (Cuadro 7).

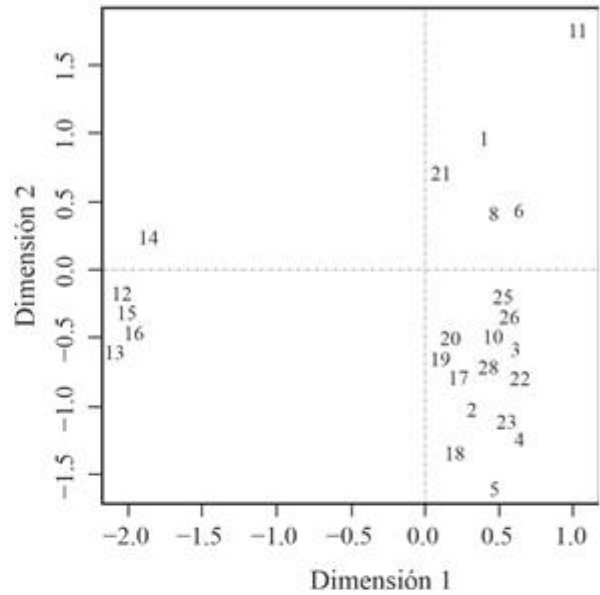
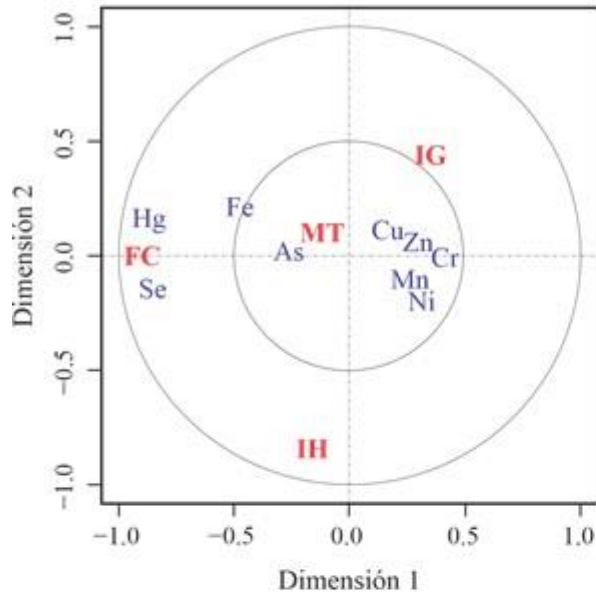
Para las tilapias, las correlaciones de Pearson mostraron asociaciones significativas del FC con As, Se y Hg (Anexo 9), mientras que el análisis de regresión lineal múltiple (RLM) mostró una ecuación donde sólo dos elementos fueron significativos ($FC = 0.15 + 0.07 Fe - 0.34 Hg$; $r = 0.51$; $p < 0.05$). Los resultados de estos dos análisis son corroborados por el ACC, ya que mostró que el FC correlacionó con As, Fe, Hg y Se (Figura 20). Además, el análisis de correlaciones de Pearson mostró asociaciones significativas ($p < 0.05$) entre el IG y los metales Mn, Ni, Zn y Hg (Anexo 9).

Mientras que la ecuación de regresión lineal múltiple entre IG y los metal(oid)es fue $IG = -0.37 - 0.09 Mn + 0.22 Ni + 0.21 Zn + 0.48 Hg$, con un $r = 0.41$ que fue significativo ($p < 0.05$). Esto concuerda, en su mayoría, con el análisis de correspondencias canónicas, ya que se observan correlaciones con Ni, Mn y Zn (Figura 20).

En contraste, los IH de las tilapias no mostraron correlaciones con los metal(oid)es en el análisis de correlación de Pearson (Anexo 9), análisis de regresión lineal múltiple ($IH = 0.26 + 0.008 Cu - 0.052 Zn - 0.06 Cr - 0.01 As + 0.25 Se - 0.25 Hg$; $r = 0.18$, $p > 0.05$) y tampoco en el ACC (Figura 18).

Para el caso de la lobina, el análisis de correlaciones de Pearson mostró que el FC correlacionó significativamente ($p < 0.05$) con Fe, Hg y Se (Anexo 10), mientras que se determinó una RLM FC $= 0.0316 - 0.0502 Fe - 0.1586 Cr + 0.2942 As + 0.4158 Se + 0.2531 Hg$ ($r = 0.97$, $p < 0.05$). El ACC determinó correlaciones entre el FC y algunos elementos (Cr, Cu, Fe, Mn y Ni; Figura 20), lo que corrobora parcialmente los resultados encontrados en los otros dos análisis descritos. En cuanto a las correlaciones entre el IG y los metal(oid)es en las lobinas, el análisis de Pearson mostró asociaciones con As y Cu, y en el análisis de regresión múltiple resultó una ecuación de $IG = 0.234 + 0.32 Cr - 0.61 As$ ($r = 0.36$, $p < 0.05$). En contraste, en el ACC del IG con los elementos, parece tener una asociación negativa con Hg y Se. Finalmente, en el análisis de correlación de Pearson no se encontraron correlaciones significativas ($p > 0.05$) entre el IH y los meta(loid)es, pero algunos elementos (Fe, Mn, Ni, As y Hg) tuvieron correlaciones relativamente altas (Anexo 10). Sin embargo, con el RLM se determinó una ecuación significativa de $IH = 1.48 + 0.77 Ni - 0.65 Cu - 0.63 Zn - 1.20 As + 2.37 Se - 0.76 Hg$ ($r = 0.36$, $p < 0.05$), mientras que en el ACC se encontró que el IH tiene correlaciones con As, Cu, Fe, Mn, Ni y Se, y en menor grado con Cr, Hg y Zn. Es decir, estos dos últimos análisis multivariados coinciden en sus resultados.

Lobina M. salmoides



Tilapia O. Niloticus

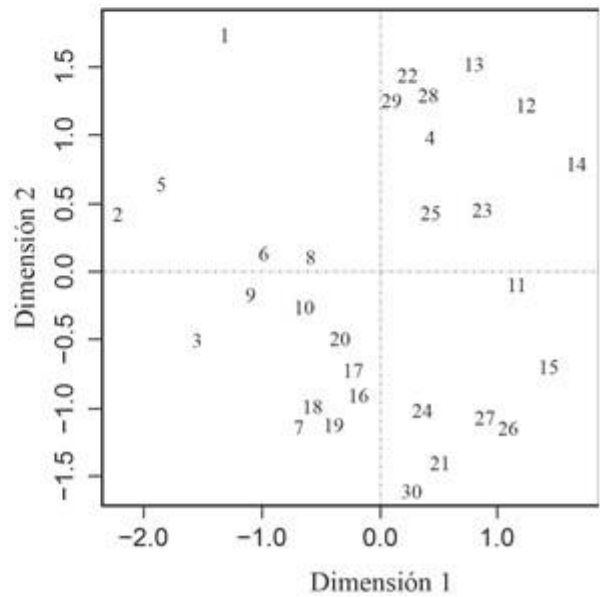
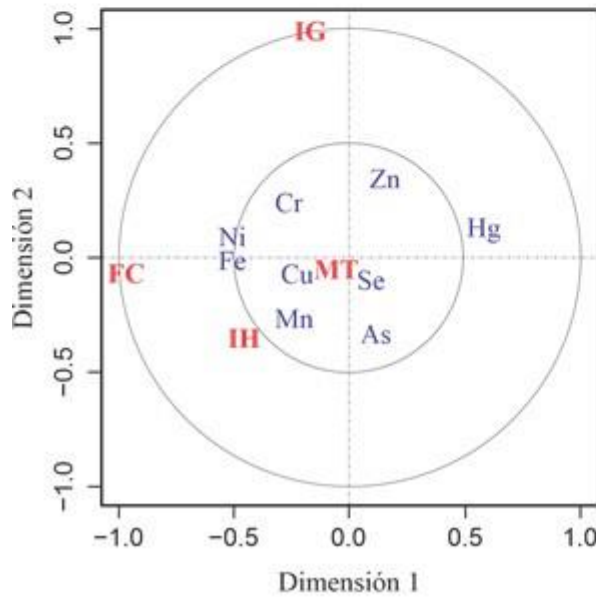


Figura 20. Análisis de Correspondencias Canónicas de los índices biológicos, MT y los metal(oid)es en los hígados de las dos especies colectadas en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.

6.6. Malformaciones en Espinas y Aletas de Tilapia y Lobina

Los organismos colectados en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui no registraron malformaciones en espinas y aletas, así como ningún tipo de malformación esquelética (lordosis, escoliosis, cifosis), ni tampoco daño en los opérculos branquiales que puedan ser atribuidos a las concentraciones de metales registradas en el presente estudio. Los resultados obtenidos de los parámetros morfológicos y merísticos medidos, para las especies colectadas en las tres presas del Río Yaqui, concuerdan con lo reportado por las claves de identificación específicas para tilapia y lobina, por lo cual se asume que los organismos colectados no presentaron deformidades en los estadios adultos y durante el presente estudio.

Las tilapias colectadas durante el presente estudio presentaron una aleta dorsal con un número de entre 6 y 17 espinas y 11 a 15 radios, una aleta anal con 3 espinas y entre 10 y 11 radios, la aleta anal truncada, aleta pectoral con 6 radios, aleta pélvica con 12 radios y una línea lateral que poseía entre 32 y 33 escamas (Figura 21). Los organismos colectados, no presentaron diferencias significativas ($p>0.05$) entre ecosistemas ni entre temporadas de muestreo.

Por otro lado, las lobinas colectadas dentro de los tres ecosistemas de la cuenca del Río Yaqui, durante las dos temporadas de muestreo, tampoco registraron deformidades, ausencia ni aumento de espinas y radios en sus aletas (Figura 20). En su aleta dorsal, las lobinas registraron un número que va desde las 6 a las 13 espinas y entre 13 y 14 radios. Para la aleta anal, se registró un número de 3 espinas y entre 10 y 12 radios. Para el caso de las aletas pectorales, se registró un número de entre 14 y 16 radios y un total de 55 escamas en su línea lateral. No se registraron diferencias significativas ($p>0.05$) entre ecosistemas ni entre temporadas de muestreo.

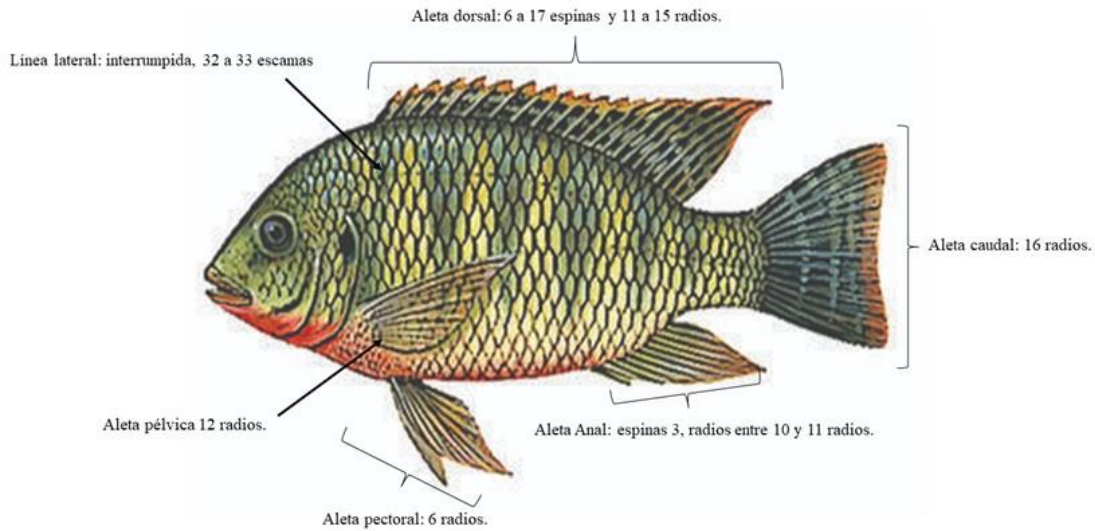


Figura 21. Caracteres merísticos de la tilapia *Oreochromis niloticus*, determinados en los organismos colectados de las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.

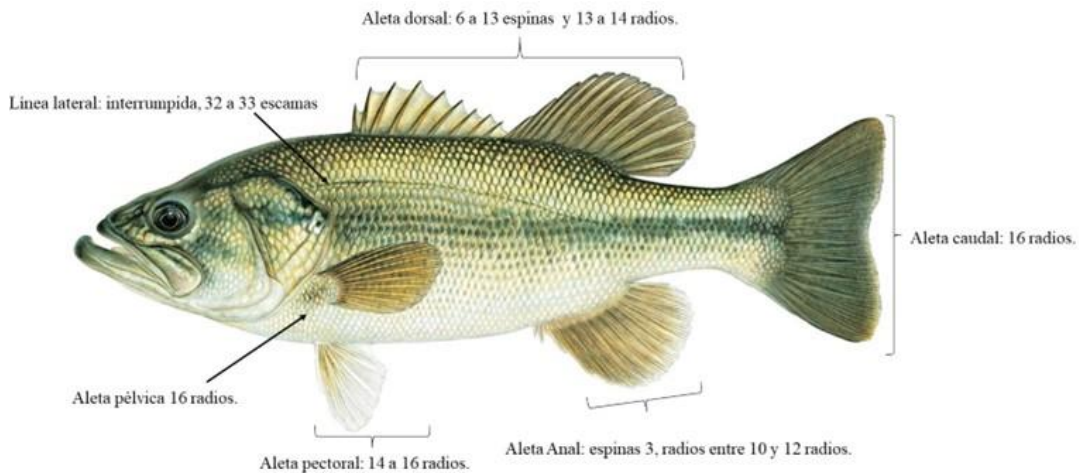


Figura 22. Caracteres merísticos de la lobina *Micropterus salmoides*, determinados en los organismos colectados de las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.

El efecto negativo de los metales ha sido ampliamente estudiado en poblaciones de peces silvestres y en laboratorio, evaluando principalmente el efecto de los metales (sin función biológica conocida) sobre las deformidades en la columna vertebral, las aletas, los opérculos branquiales y la línea lateral. Este tipo de deformidades tiene un impacto negativo sobre las poblaciones debido a que afectan la supervivencia, la tasa de crecimiento, su morfología externa, así como el bienestar general de los organismos (Sfakianakis *et al.*, 2015).

Durante el desarrollo de los peces, los estadios embrionarios y larvales son los más vulnerables, ya que los metales afectan varios procesos del desarrollo embrionario pudiendo causar problemas de malformaciones (Jezierka *et al.*, 2009). Sin embargo, los estadios adultos no están fuera de peligro, ya que los metales suelen acumularse en los ovarios y testículos, lo cual puede causar contaminación de las células sexuales dando como resultado problemas en las tasas de fertilidad y en el desarrollo embrionario y es por esto que las deformidades morfológicas, así como las características merísticas, son considerados como parámetros para la evaluación de la contaminación por metales (Sfakianakis *et al.*, 2015).

En tilapia y lobina, los estudios se han enfocado principalmente en los efectos negativos de diferentes tipos de efluentes en poblaciones naturales y bioensayos controlados (Jezierka *et al.*, 2009; Sfakianakis *et al.*, 2015). Un estudio realizado por Muliari *et al.* (2020) demostró que los efluentes de la industria de aceite de palma, que presentaban altas concentraciones de Fe (179.1 mg L⁻¹), Zn (2.79 mg L⁻¹) y Mn (14.45 mg L⁻¹), provocaron malformaciones tales como lordosis, cifosis y problemas en la aleta caudal de *O. niloticus*. Los peces fueron expuestos a cuatro concentraciones de efluentes de aceite de palma (0, 1.57, 2.35 y 3.13 mg L⁻¹), con lo cual se pudo observar que al aumentar la concentración de los efluentes disminuían significativamente ($p < 0.05$) la tasa de eclosión y el porcentaje de supervivencia. En contraste, el número de deformidades, así como el incremento en el ritmo cardíaco, aumentaban significativamente ($p < 0.05$) al aumentar las concentraciones de metales de los efluentes.

Souza-Santos *et al.* (2018) demostraron que la exposición a distintas dosis de Cu (1 µg g⁻¹, 2 µg g⁻¹ y 4 µg g⁻¹) intraperitoneal causaba daño a la calidad de los gametos en machos adultos de *O. niloticus*. También, se determinó que, con todas las dosis probadas, el 100% de la descendencia de dichos machos presentaba escoliosis y cifosis. Por su parte, Sun *et al.* (2009) determinaron el efecto de las actividades industriales, en tres ecosistemas ribereños de Taiwan, sobre el porcentaje de deformidades en organismo adultos de tilapia, como biomarcador de exposición a metales. Estos autores encontraron mayor porcentaje de deformidades en los ecosistemas con los mayores índices de contaminación.

En lobina son pocos los estudios que reportan deformidades por efecto de la contaminación por metales, que se han llevado a cabo principalmente en organismos pertenecientes al género *Micropterus* sp. Van Den Avyle *et al.* (1989), reportaron deformidades de la columna vertebral en la lobina de boca pequeña *Micropterus dolomieu*, colectada en 3 reservorios del sureste de EU, los

cuales presentaban contaminación por metales y pesticidas. Los organismos colectados dentro de estos ecosistemas presentaron deformidades como escoliosis, cifosis y lordosis. Los organismos que mayormente presentaron este tipo de lesiones fueron aquellos que se encontraban en un rango de tallas que iban de los 24 – 30 cm de longitud. Se encontró también que los niveles de metales y pesticidas no tenían correlación ($p>0.05$) con el porcentaje de deformidades.

En otro estudio se demostró el efecto de las altas concentraciones de selenio en juveniles de mojarra de agallas azules *Lepomis* spp, colectadas en el lago Sutton, Carolina del Norte, EU, afectado por efluentes de una planta de generación de energía eléctrica (Lemly, 2014). Las concentraciones promedio de Se en los tejidos de las lobinas (14–105 $\mu\text{g Se/g}$ peso seco en hígado, 24–127 $\mu\text{g Se/g}$ peso seco en gónadas, 4–23 $\mu\text{g Se/g}$ peso seco en músculo, y 7–38 $\mu\text{g Se/g}$ peso seco en el resto del cuerpo), excedieron los umbrales de toxicidad. Se encontró que el 28.9 % de los organismos juveniles de *Lepomis* spp. presentaban deformidades en la espina dorsal (lordosis y escoliosis) y malformaciones craneofaciales, las cuales se relacionaron con las concentraciones de selenio. Se calculó el índice de deformidad teratogénica, con lo que se estimó que, a nivel poblacional, los efectos teratogénicos tendrían un impacto en las pesquerías de la especie.

En otro estudio, se reportaron efectos teratogénicos causados por las altas concentraciones de Se proveniente de una planta de generación de energía eléctrica, en juveniles de lobina *Micropterus salmoides*, colectadas en el lago Herrington, Kentucky, EU (Lemly, 2018). Se determinó que las concentraciones de este elemento se encontraban por encima de los niveles umbrales de toxicidad para la reproducción y supervivencia de los organismos (10 $\mu\text{g L}^{-1}$ en agua, y 15 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos), por lo que los organismos analizados presentaron deformidades craneofaciales, escoliosis, lordosis y deformidades en aletas (12.2 % más de deformidades con respecto a lo reportado en estudio anteriores). Además, los organismos presentaron un valor 3.05 % en el índice de deformidades teratogénicas.

En el presente estudio, no se encontraron deformidades en las variables medidas de los peces colectados, lo que indica que los niveles de metal(oid)es determinados en los ecosistemas no fueron lo suficientemente altos como para tener efectos teratogénicos sobre las especies. Al ser organismos silvestres que no están bajo condiciones controladas de exposición, es difícil correlacionar las concentraciones de metal(oid)es con los efectos visibles en los organismos, y saber qué otros contaminantes que están presentes pueden provocarlos. Los estudios realizados existentes sobre los efectos de los metales en distintas especies de peces se enfocan principalmente en organismos en estadios de vida tempranos, así como en organismos que han sido expuestos crónicamente a

concentraciones de metales conocidas. Es posible que, especialmente las tilapias, no muestren efectos deletéreos, producto de su resistencia a efectos adversos y esto pueda ser un motivo por el cual no muestran deformidades, lo cual los puede convertir en buenos centinelas (Chumchal *et al.*, 2021).

Existen una serie de variables que pueden influir en que los organismos colectados durante el presente estudio no hayan presentado deformidades, tales como la selectividad del método de muestreo, las variables fisicoquímicas del agua, la calidad de la semilla de los peces introducidos dentro de esos cuerpos de agua, el esfuerzo de pesca, así como la depredación sobre los organismos vulnerables. Varios estudios destacan el efecto negativo que tienen las malformaciones en aletas, espinas y vertebras en poblaciones de peces adultos de diferentes especies, haciendo notar que este tipo de malformaciones impactan en el rendimiento y la supervivencia de los organismos, principalmente por la facilidad a ser depredados, susceptibilidad a enfermedades, dificultad para moverse, así como problemas nutricionales asociados a la búsqueda de alimentos (Noble *et al.*, 2012; Han *et al.*, 2020; Eissa *et al.*, 2021).

Es muy probable que, dentro de las poblaciones silvestres de tilapia y lobina del presente estudio, hubiera casos de organismos que presentaron las deformidades antes mencionadas, ya que comunicaciones personales de los pescadores locales (de cada una de las presas), mencionaban la baja incidencia de deformidades craneales y esqueléticas, así como en espinas y aletas dentro de sus arribos de pesca. Sin embargo, los problemas en el desarrollo de las funciones biológicas normales hicieron que estos organismos posiblemente hayan sido depredados o hayan muerto en etapas tempranas del desarrollo. Otra posible explicación es la del tamaño de muestra. Generalmente, la proporción de estos organismos en las poblaciones silvestres es muy baja, por lo que es muy probable que nuestro esfuerzo de muestro haya sido bajo para lograr medir ese parámetro (Eissa *et al.*, 2021).

6.7 Análisis de la Expresión Génica de las Metalotioneinas (MT) en los Peces

La cuantificación de la expresión relativa de las metalotioneinas se muestra en la Figura 23. En general, para tilapia no se registraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre épocas de muestreo y entre ecosistemas. Se puede observar también que, entre los ecosistemas, la expresión de las

metalotioneinas fue constante, sin poder registrar patrones de expresión muy bien definidos. Sin embargo, se puede observar que para la presa El Cajón de Onapa, en la época de secas, hay un ligero aumento en la expresión de las MT.

Para el caso de la lobina (Figura 24), el valor más alto en la expresión relativa de MT la registraron las lobinas colectadas en la presa El Oviachic, la cual fue la única que registro diferencias significativas ($p < 0.05$) durante la época de secas, lo cual coincide con datos de concentraciones de metales, así como de índices biológicos más elevados. Los demás ecosistemas no registraron diferencias significativas ($p > 0.05$), así como no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre temporadas de muestreo.

Es este estudio sólo se determinó una correlación (Pearson) significativa ($p < 0.05$) entre la expresión de las MT y los niveles de Fe en los hígados de las tilapias (Anexo 9). Hubo otras correlaciones no significativas ($p > 0.05$) entre la MT y los metal(oid)es en la tilapia tanto positivas (con Mn, As y Hg), como negativas (con Ni, Cu, Zn, Cr y Se). Con el análisis de regresión múltiple se obtuvo la ecuación $MT = -1.185 + 0.27 Fe + 0.24 Zn + 0.29 As + 0.46 Hg$ ($r = 0.22$), que resultó significativa ($p < 0.05$) para Fe. Asimismo, el ACC mostró que la MT tuvo asociaciones con As y Fe, por lo que corroboró lo encontrado en los otros análisis.

El hígado de las lobinas, la expresión de las MT no correlacionó con los metal(oid)es (Anexo 10) pero hubo correlaciones no significativas ($p > 0.05$) positivas con Fe, Mn, Cu y Zn, y negativas con Cr, As, Se y Hg. Con el análisis de regresión múltiple se obtuvo la ecuación $MT = -3.17 + 1.04 Mn - 0.74 Ni + 0.80 Cu + 0.76 Zn + 1.67 As$ ($r = 0.32$) que resultó significativa ($p < 0.05$) para Mn y As. El ACC corroboró que la MT presentó asociaciones con As, Cu, Fe, Mn, Ni y Se (Figura 18). La expresión de las MT por la exposición a los metales ha sido comprobada en muchos organismos acuáticos, por lo que es ampliamente utilizada como biomarcador de contaminación a estos elementos (Viarengo *et al.*, 1999; Mussali-Galante *et al.*, 2013). Muchos de los estudios en los que se reportan correlaciones entre la expresión de las MT y los niveles de metales son bioensayos, en los que generalmente el organismo se expone solo a uno o un grupo de estos elementos (Mussali-Galante *et al.*, 2013; Girgis *et al.*, 2019; Alam *et al.*, 2021). Sin embargo, se ha demostrado que la expresión de las MT está influenciada por varios factores bióticos (sexo, estado de madurez y tejido) y abióticos (temperatura, salinidad y pH). Esto es muy importante a considerar en los estudios en ecosistemas acuáticos con poblaciones silvestres, ya que muchos parámetros pueden afectar su expresión y regulación endógena es clave al considerarla como biomarcador por la

exposición a los metal(oid)es (Ladhar-Chaabouni *et al.*, 2012).

Por ejemplo, Alam *et al.* (2021) demostraron que la expresión relativa en los peces expuestos a 2 mg de CMM aumentó del 0.5 % al 10 %, en comparación con los organismos no expuestos (Alam *et al.*, 2021). Por otro lado, Girgis *et al.* (2019) encontraron una correlación significativa ($p < 0.05$) entre la expresión de las MT y las altas concentraciones los metales, a través de las distintas épocas de muestreo y hubo diferencia significativa entre los distintos periodos de muestreo y ecosistemas. Thummabancha *et al.* (2016) indicaron que la expresión de MT en el hígado y el bazo decreció de 0.3 a 0.7 veces, mientras que la expresión de MT aumentó de 2 a 3 veces en el riñón.

Las MT en lobinas también han sido utilizadas como biomarcador de exposición a metales en ecosistemas acuáticos contaminados. En la evaluación de la expresión de las metalotioneinas en lobinas colectadas en una zona contaminada por las actividades mineras, Geheringer *et al.* (2013) encontraron correlaciones positivas entre la expresión génica de las MT y las concentraciones de varios metales. Asimismo, Mierzejewski *et al.* (2014) encontraron que la expresión de MT fue mayor en los sitios donde se determinaron los niveles más elevados de As, aunque no encontraron correlaciones estadísticas significativas entre As y la expresión de las MT. Los autores consideraron que esto último pudo estar asociado a la presencia de otros metales como el Hg, que han sido reportados como contaminantes en la zona de estudio, pero que no fueron determinados en el estudio

En el presente estudio, la expresión relativa de las metalotioneinas, para las tilapias, fue mayor en El Cajón de Onapa, ecosistema que presento las mayores concentraciones de metales para esta especie, lo cual puede explicar que los valores de la expresión génica hayan sido ligeramente mayores, ya que esta enzima es la encargada del secuestro y detoxificación de iones metálicos (Wang *et al.*, 2014). De igual manera, los valores de las MT, para las tilapias colectadas en la presa La Angostura fueron similares, pudiendo afirmar que dichos organismos se encuentran bajo presión por los mismos metales en ambos ecosistemas. Los valores de expresión en lobina fueron mayores en las presas El Oviachic y La Angostura, cambiando el comportamiento de la expresión de los genes de la enzima, con lo cual se puede concluir, parcialmente, que las especies de pez utilizadas reaccionan diferencialmente a diferentes metales (Ogushi *et al.*, 2020; Mamdouh *et al.*, 2021). Otro punto importante que hay que aclarar es que las tilapias son resistentes a algunos metal(oid)es, por lo que reaccionaron distintos a los mismo escenarios de contaminación que las lobinas.

Las metalotioneinas son reguladas por diferentes iones metálicos y estos generan una cascada de

reacciones haciendo reaccionar el factor de transcripción a metales (MTF-1, por sus siglas en inglés), el cual se une a los elementos de respuesta a metales (MREs, por sus siglas en inglés), los cuales se encuentran en la región promotora del gen, con lo que se inicia la expresión génica de esta enzima (Wang *et al.*, 2014). Sin embargo, los elementos de respuesta a metales, así como el factor de transcripción a metales, poseen afinidades por distintos iones metálicos y el aporte antropogénico de los distintos iones metálicos pueden generar mayor expresión de MT, por lo que la expresión génica es utilizada como un biomarcador en ecotoxicología (Jiang *et al.*, 2003).

Existen estudios que muestran que existe una expresión diferencial de genes de las MT entre especies de peces óseos, lo cual puede explicar las diferencias encontradas entre especies (Wu *et al.*, 1999; Zahran *et al.*, 2019; Hu *et al.*, 2021; Mamdouh *et al.*, 2021). Otro punto importante es el grado de metilación que existe en las regiones promotoras de los genes de las MT, ya que esta puede modificar el nivel de expresión de ciertos genes y por ende toda la regulación de la homeostasis de los metal(oid)es (Ren *et al.*, 2006; Ogushi *et al.*, 2020). Las modificaciones epigenéticas en organismos acuáticos son mediadas por diversos contaminantes, incluidos los metal(oid)es, por lo que los organismos expuestos a concentraciones subletales pueden sobre-regular o regular hacia abajo su expresión génica (Wallace *et al.*, 2020; Kelley *et al.*, 2021).

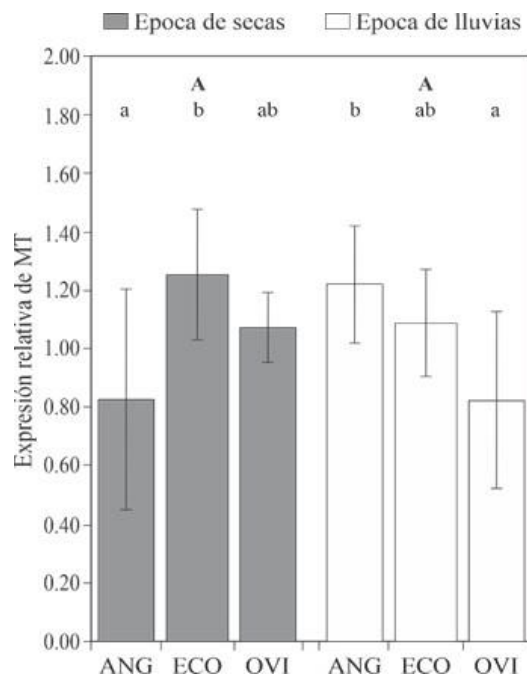


Figura 23. Expresión relativa del gen de metalotioneinas (MT) de tilapia *O. niloticus*, colectadas en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.

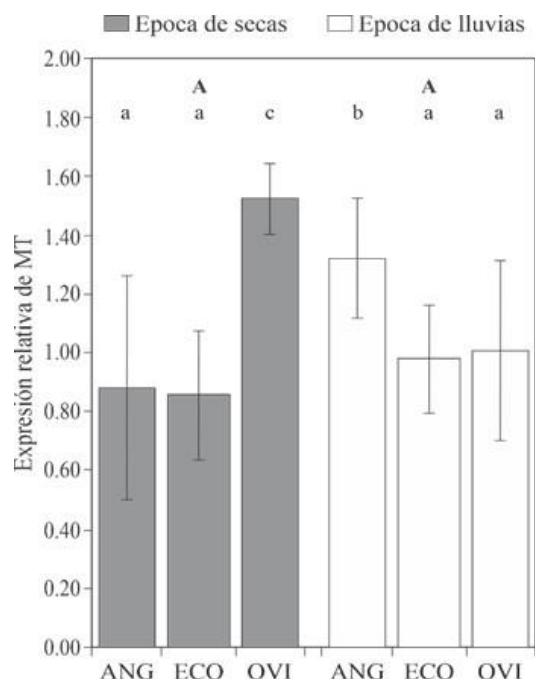


Figura 24. Expresión relativa del gen de metalotioneinas (MT) de lobina *M. salmoides*, colectadas en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.

6.8 Histología de Branquias, Gónadas e Hígados de Tilapia y Lobina

Las branquias es un órgano sensible a la exposición de metal(oid)es debido a su contacto constante con estos elementos, que pueden reflejar los cambios en los niveles de dicha exposición. El hígado es un órgano en el que se procesan fisiológicamente los contaminantes que son incorporados, por lo que también refleja los niveles de exposición y los cambios en los mismos (Vasanthi *et al.*, 2013; Barišić *et al.*, 2015). Considerando que las lesiones histopatológicas son consideradas como biomarcadores de la exposición a metal(oid)es en estos tejidos, se hicieron cortes histológicos en branquias e hígados de las dos especies de peces, cuyas láminas se presentan en las Figuras 25 y 26.

Se observaron diferentes daños en los tejidos analizados de los especímenes de tilapia y lobina colectados en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui. En general, los tejidos presentaron lesiones reversibles en ambas especies, con algunas excepciones, tanto en las épocas de muestreo como en los ecosistemas. Las principales lesiones en branquias, para ambas especies, durante las dos épocas de muestreo, fueron fusión lamelar (lamela principal y lamela secundaria), deformación de la

lamela secundaria, levantamiento epitelial, hipertrofia de las células de la mucosa, aneurismas lamelares, necrosis y pérdida de la estructura branquial. De igual manera, en el hígado de ambas especies en las dos épocas, se presentaron lesiones histopatológicas, como la picnosis, vacuolización, hipertrofia e hiperplasia, y necrosis (Figuras 23 y 24).

Los daños histológicos también se midieron de manera semicuantitativa utilizando el Índice Histopatológico (IHP), en el que los daños determinados en las branquias e hígados en los peces de las dos especies fueron estimados de manera porcentual, los cuales se presentan en la Figura 25. En los hígados de las tilapias, los valores del IHP variaron entre ecosistemas, con los valores significativamente mayores ($p < 0.05$) en las presas ANG y OVI durante la época de secas (promedios de 84 y 83%, respectivamente); la presa OVI mostró los mayores valores de IHP (promedio de 78%) pero no resultaron significativos ($p > 0.05$) respecto a las otras dos presas. Por otro lado, las branquias de las tilapias mostraron valores del IHP significativamente ($p < 0.05$) menores a los determinados en los hígados, con variaciones tanto entre épocas de muestreo como entre los ecosistemas.

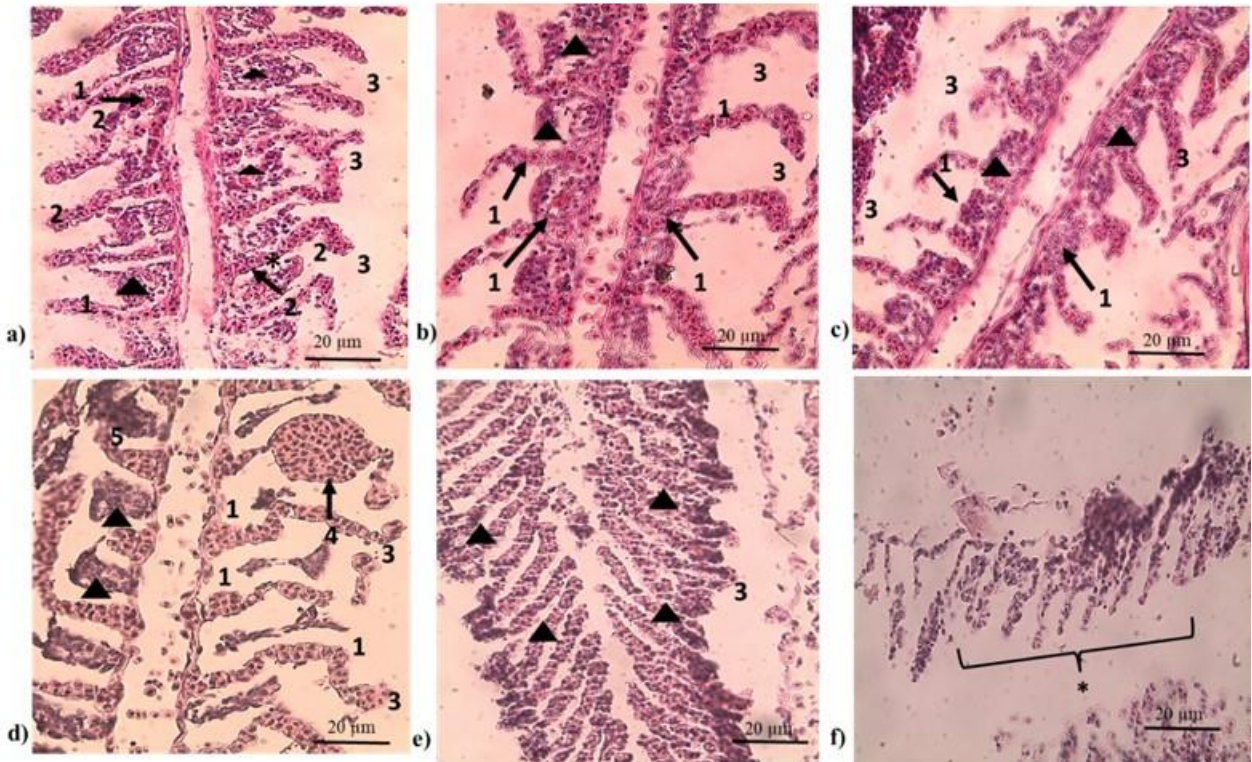
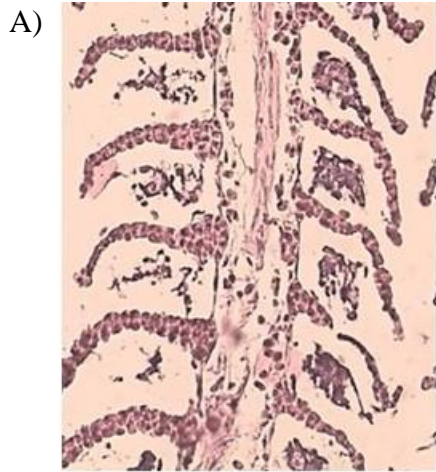


Figura 25. Cortes histológicos de las branquias de los peces de las tres presas. Tejido sin lesiones (control: A) y tejidos con lesiones (Tilapias de la ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c)); lobinas de ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c)). Lesiones: 1. Levantamiento epitelial. 2. Hipertrofia de las células de la mucosa. 3. Deformación de la lamela secundaria. 4. Aneurisma lamelar. Cabeza de flecha: fusión lamelar. * Pérdida de la estructura branquial.

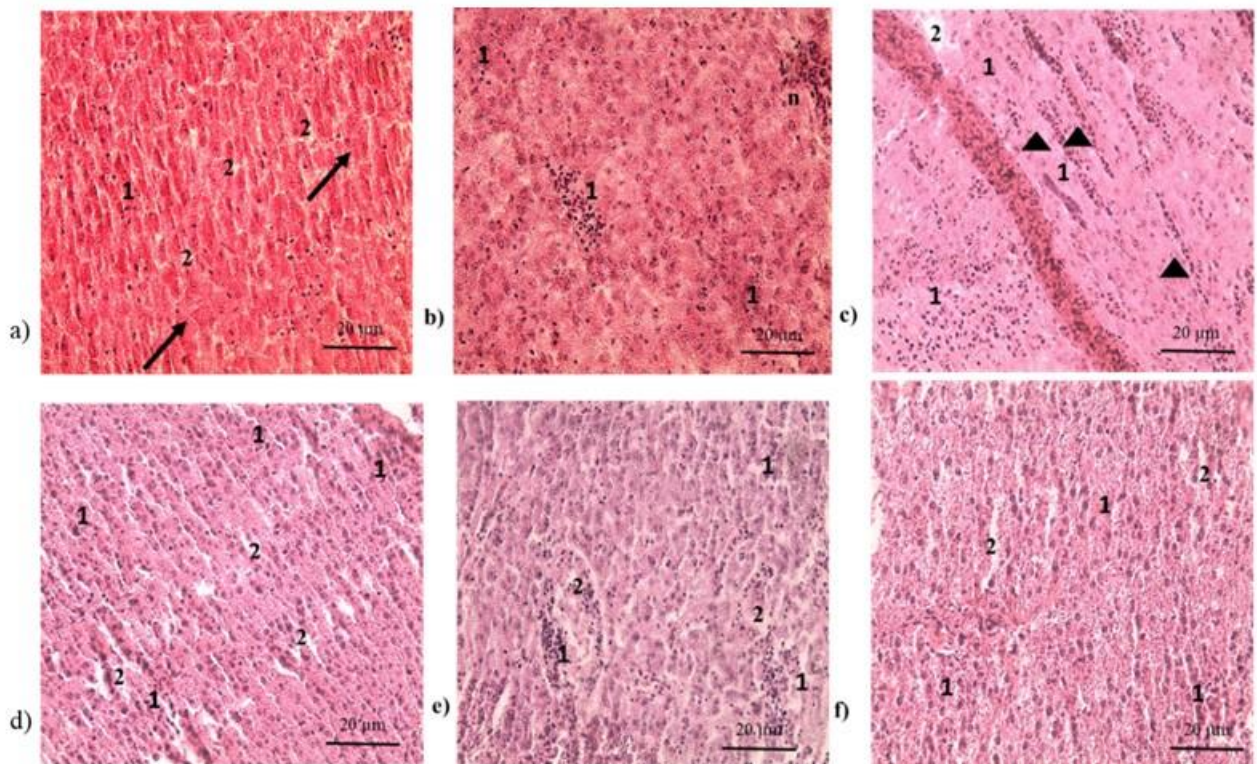
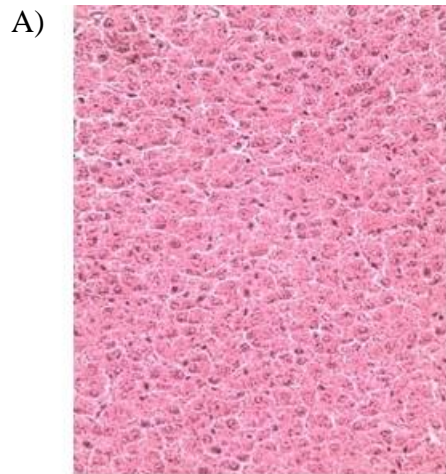


Figura 26. Cortes histológicos de los hígados de los peces de las tres presas. Tejido sin lesiones (control: A) y tejidos con lesiones (Tilapias de la ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c); lobinas de ANG (a), de ECO (b) y de OVI (c)). Lesiones: 1. Picnosis. 2. Vacuolización. Flecha: hiperplasia. Cabeza de flecha: Inflamación sinusoide. n: necrosis.

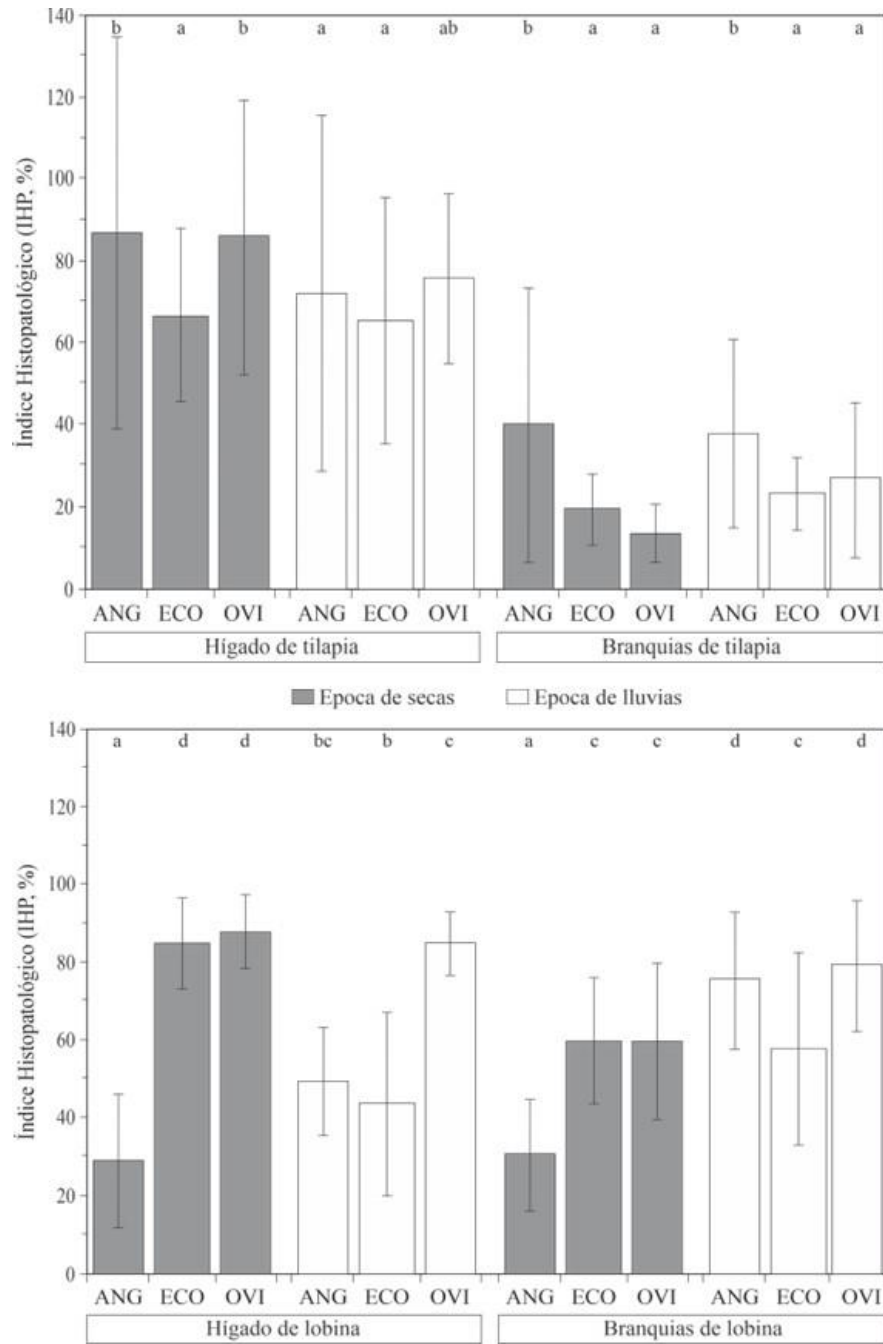


Figura 27. Índices Histopatológico (IHP) en hígados y branquias de las tilapias y lobinas, colectadas durante los dos muestreos en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui.

En los hígados de las lobinas, los valores del IHP variaron significativamente ($p < 0.05$) entre ecosistemas y entre épocas de muestreo (Figura 25). Los intervalos de los valores promedio del IHP en los hígados de la lobina en la época de secas variaron desde 29% en la presa ANG, hasta 85 – 88% en las presas ECO y OVI, respectivamente; mientras que, en la época de lluvias, el valor

significativamente ($p < 0.05$) mayor fue en OVI (78%), y en las presas ANG y ECO los valores de IHP fueron similares (42 y 44.5%, respectivamente). En el caso de las branquias de lobina, los valores promedio del IHP mayores durante la época de secas fueron en las presas ECO y OVI (59.5 y 59%, respectivamente), mientras que en la época de lluvias el valor menor ($p < 0.05$) fue en la presa ECO (58%) y en las presas ANG y OVI fueron similares (77.5 y 80%, respectivamente).

De acuerdo con Poleksić y Mitrović-Tutundžić (1994), los daños histopatológicos en los tejidos pueden clasificarse en tres etapas. En la etapa I, las lesiones son reversibles si las condiciones de contaminación en el ecosistema mejoran, pero serán persistentes (pasarán a la etapa II) si se mantienen o empeoran. En la etapa II, las lesiones son reversibles si las condiciones de contaminación mejoran, pero si las superficies dañadas del tejido son extensas y las condiciones de contaminación se mantienen o empeoran, el funcionamiento del órgano está seriamente comprometida. En la etapa III, el órgano deja de funcionar con normalidad, aunque las condiciones del ecosistema mejoren, por lo que la muerte del organismo puede ocurrir en alguna parte de esta etapa. Considerando estas tres etapas, los tejidos de las dos especies de peces colectados en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui tienen daños referidos en la etapa I, ya que son considerados como mínimos y por ende reversibles, dado que las condiciones de contaminación de los tres reservorios no son graves. Sin embargo, Strzyżewska-Worotyńska *et al.* (2017) clasificaron los valores de IHP, como un indicador de la severidad del daño histológico, en 5 grupos: de 0 – 10% como normal, de 11 – 20 como leves, de 21 – 50 moderados, de 51 – 100 como severos y >100 como graves e irreversibles. De acuerdo con estos índices, los valores determinados en el presente estudio pueden ser clasificados como de moderados a severos. Esto es indicativo de que los peces de los tres ecosistemas están siendo expuestos a los metal(oid)es aunque a niveles no severos.

Algunos estudios han relacionado las lesiones encontradas en este estudio en las tilapias y lobinas con la exposición a metales en los distintos tejidos de peces (Pandey *et al.*, 2008; Javed y Usmani, 2013; Abdel-Khalek, 2015; Mahboob *et al.*, 2020). Abdel-Khalek (2015) reportaron que los daños en branquias (fusión y ruptura lamelar, y telangiectasia, entre otras) e hígado (congestión, peliosis, degeneración vacuolar, entre otras) de la tilapia fueron significativamente mayores en los organismos colectados en los sitios con mayores niveles de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn; respecto a los especímenes colectados en el sitio de referencia (con menores impactos de contaminación). Estos efectos en los tejidos fueron asociados a la alteración de los procesos fisiológicos por las altas tasas de acumulación de los metales. Resultados similares fueron reportados en la tilapia *O. niloticus* (Mahboob *et al.*, 2020), en la anguila *Mastacembelus armatus* (Javed y Usmani, 2013),

en la tilapia *Tilapia mossambica* (Ravanaiah y Narasimha-Murthy, 2010), en la carpa *Cyprinus carpio* (Parvathi *et al.* 2011) y en el bagre *Clarias gariepinus* (Authman *et al.*, 2013). Los daños fueron asociados a diversas actividades antropogénicas e interpretados como mecanismos de defensa de los peces para evitar, bajo una exposición crónica a los metales, que éstos lleguen al torrente sanguíneo y se distribuyan en otros tejidos y puedan causar efectos adversos. Sin embargo, hay otros factores que pueden causar estos daños, como lo es la exposición a otros contaminantes (pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos y una combinación de todos ellos), el estrés oxidativo, infecciones y los cambios en las condiciones fisicoquímicas de los ecosistemas acuáticos (Ravanaiah y Narasimha-Murthy, 2010; Javed y Usmani, 2013).

Los bioensayos con peces han demostrado diversos daños histológicos causados por la exposición a metales. Abdel-Khalek *et al.* (2016) expusieron a la tilapia *O. niloticus* a nanopartículas de Cu y encontraron que los mayores niveles del elemento produjeron alteraciones histopatológicas en el hígado, las branquias y los riñones, los cuales fueron desde alteraciones en la respuesta adaptativa de los tejidos hasta daño permanente. En otro estudio, al evaluar las respuestas de los alevines de tilapia a una prueba de toxicidad aguda por Cu, los organismos presentaron diferentes grados de daños histológicos en branquias e hígado (hiperplasia, desprendimiento del epitelio branquial, edema, deformaciones de la lamela secundaria y fusión total de las lamelas) (Alkobaby y El-Wahed, 2017). Resultados similares fueron reportados en especímenes adultos de la tilapia *O. mossambica* cuando fue expuesta a metales, que a nivel branquial produjeron una reducción significativa de la actividad de la ATPasa (Dwivedi *et al.*, 2015).

En el caso de lobina, son escasos los estudios sobre los daños histopatológicos causados por la exposición a metales. Adams *et al.* (1999) reportaron daños histopatológicos (decremento del glicógeno, necrosis, vacuolación de hepatocitos y granulomas) en hígados de lobinas, que fueron relacionados con los niveles de arsénico y bifenilos policlorados determinados en los sitios de donde fueron colectados los organismos. En otro estudio, Gehringer *et al.* (2013) reportaron que los organismos juveniles de lobina *M. salmoides* colectados de áreas altamente contaminadas por Hg, presentaban daños histológicos característicos de la inmunosupresión.

7. CONCLUSIONES

- Las dos especies tuvieron patrones de acumulación de metal(oid)es diferentes (tilapia: Fe> Cu> Zn> Mn> Cr> Ni> As> Se> Hg; lobina: Fe> Zn> Cu> Cr> Ni> Mn> As> Se> Hg). El patrón de acumulación de los elementos en las dos especies fue el mismo: hígado > estómago > branquias > gónada > músculo. Los análisis multivariados indicaron que los tejidos y metal(oid)es se agruparon principalmente por especie, ecosistema y en menor magnitud por temporada de muestreo.
- La tilapia *O. niloticus* acumuló altos niveles de metal(oid)es que usualmente están asociados a los sedimentos (Fe, Mn y As), mientras que la lobina acumuló altos niveles de Cu, Hg y Zn. Esto posiblemente esté relacionado con los hábitos alimenticios de cada especie.
- La relación hígado-músculo en las dos especies mostró que hay una gradiente de contaminación en los tres ecosistemas, incluida la presa ECO que es nuestro sitio de referencia.
- Los índices biológicos de las dos especies en los tres ecosistemas mostraron asociaciones con los metal(oid)es que indican que los elementos los afectan en diferente grado. La expresión de las MT fue el índice que más correlacionó con metales como el As, Fe, Hg y Zn, lo que fue acorde con su expresión en los tejidos de los organismos. Sin embargo, en la expresión de las MT debe considerarse que hay otros factores que están involucrados en la expresión.
- Las malformaciones en espinas y radios demostraron que es difícil utilizar esta respuesta como biomarcador por exposición a los metal(oid)es en poblaciones silvestres.
- El análisis histopatológico demostró que existen lesiones que pueden ser asociadas a las altas concentraciones de los metal(oid)es en los tejidos. Sin embargo, se debe considerar otros factores ambientales que pueden inducirlos.

8. RECOMENDACIONES

- Establecer un programa permanente de biomonitoreo de agua, sedimento y peces en las presas de la cuenca del Río Yaqui, que permita estimar los cambios en los niveles de contaminación de los metal(oid)es y su relación con los biomarcadores, las variaciones biológicas y medioambientales, con la finalidad de establecer una línea base y de esta manera poder establecer alertas tempranas ante futuros eventos de contaminación o derrames en la región.
- Realizar biomonitoreos activos con organismos que no hayan sido expuestos de manera crónica, para poder evaluar los biomarcadores y correlacionarlos con los encontrados en este estudio y otros organismos silvestres.
- Realizar análisis de isótopos estables de C, N y Pb en material suspendido del agua, los sedimentos y tejidos de las dos especies de peces, para estimar las fuentes de metal(oid)es en los tres ecosistemas acuáticos.

9. REFERENCIAS

- Abarshi M.M., Dantala E.O. and Mada S.B. 2017. Bioaccumulation of Heavy metals in some tissues of croaker fish from oil spilled rivers of niger delta region, Nigeria. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*. 7(6): 563-568.
- Abdel-Khalek A.A. 2015. Risk Assessment. Bioaccumulation of Metals and Histopathological Alterations in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) Facing Degraded Aquatic Conditions. *Bull Environ Contam Toxicol*. 94:77–83.
- Abreu S.N., Pereira E., Valeá C. and Duarte A.C. 2000. Accumulation of mercury in sea bass from a contaminated lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Mar Pollut Bull* 40(4):293–297.
- Abumourad I.M.K., Abbas W.T., Authman M.M.N. and Girgis S.M. 2014. Environmental impact of heavy metal(oid)espollution on metallothionein expression in Nile Tilapia. *Res J Pharm Biol Chem Sci*. 5: 998-1005.
- Adams S.M., Bevelhimer M.S., Greeley M.S., Levine D.A. and Teh S.J. 1999. Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 6. Bioindicators of fish population health. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18(4), 628–640.
- Aitio A., Bernard A., Fowler A. and Nordberg G. 2007. Biological monitoring and biomarkers. In: *Handbook on the toxicology of metals* (G. Nordberg, B. Fowler, M. Nordberg and L. Friberg, Eds.). 3rd ed. Academic Press/Elsevier, 975 pp.
- Akpor O.B., Ohiobor G.O. and Olaolu T.D. 2014. Heavy metal(oid)espollutants in wastewater effluents: Sources, effects and remediation. *Advances in Bioscience and Bioengineering*. 2(4): 37-43.
- Alkobaby A.I. and Wahed R.K.A. 2017. The Acute Toxicity of Copper to Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) Fingerlings and its Effects on Gill and Liver Histology. *Journal of Aquaculture Research & Development*. 08(01).
- Alquezar R., Markich S.J. and Booth D.J. 2006. Metal(oid)esaccumulation in a common estuarine fish, *Tetractenos glaber*, in the Sydney region, Australia. *Environ Pollut* 142:123–131.
- Aly W. and Abouelfadl K.Y. 2020. Impact of low-level water pollution on some biological aspects of redbelly tilapia (*Coptodon zillii*) in River Nile, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*. 46:273-279
- Anderson M.A., Giusti M.S. and Taylor W.D. 2001. Hepatic Copper Concentrations and Condition Factors of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) and Common Carp (*Cyprinus carpio*) from Copper Sulfate-Treated and Untreated Reservoirs. *Lake and Reservoir Management*. 17(2):97-104.
- Appenroth K.J. 2010. What are “heavy metals” in Plant Sciences? *Acta Physiology Plant*. 32:615-619.
- Arredondo F.J.L. 1973. *Especies Acuáticas de Valor Alimenticio Introducidas en México*. F.I.D.E. F.A., México, D.F. 20 p.

- Arredondo-Figueroa J.L. y Guzmán-Arroyo M. 1986. Actual situación taxonómica de las especies de la tribu tilapiini (Pisces:Cichlidae) introducidas en México. *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autóm. Mex.*62(2): 555-572.
- Attal M., Attou F., Baha M., Arab A., Impact of abiotic factors on some biological indices of *Cyprinus carpio* (L., 1758) in Ghrib dam lake, (Algeria). *African Journal of Ecology*.
- Authman M.M.N., Ibrahim S.A., El-Kasheif M.A. and Gaber H.S. 2013. Heavy metals pollution and their effects on gills and liver of the Nile catfish (*Clarias gariepinus*) inhabiting El-Rahawy Drain, Egypt. *Global Veter* 10:103–115
- Authman M.M.N., Zaki M.S., Khallaf E.A. and Abbas H.H. 2015. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *J Aquac Res Development*. 6:4. 1-13.
- Backhaus T., Brack W., Van den Brink P.J., Deutschmann B., Hollert H., Posthuma L., Segner H., Thomas Benjamin S., Teodorovic I. and Focks A. 2019. Assessing the ecological impact of chemical pollution on aquatic ecosystems requires the systematic exploration and evaluation of four lines of evidence. *Environmental Sciences Europe*. 31(98): 1-9.
- Baer K.N., Bankston C.R., Mosadeghi S. and Schlenk D. 2009. The effects of pulp and paper mill effluent on physiological and hematological endpoints in fingerling largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Drug and Chemical Toxicology*. 32(1), 59–67.
- Bancroft J.D., Stevens A. and Turner D.R. 1996. *Theory and Practice of Histological Techniques*. 4th Edition. Churchill Livingstone. London. Toronto.
- Banday U.Z., Swaleh S.B. and Usmani N. 2020. Heavy metal(oid)estoxicity has an immunomodulatory effect on metallothionein and glutathione peroxidase gene expression in *Cyprinus carpio* inhabiting a wetland lake and a culture pond. 251:1-9.
- Barišić J., Dragun Z., Ramani S., Filipović V.M., Krasnići N., Čož-Rakovac R., Kostov V., Rebok K. and Jordanova M. 2015. Evaluation of histopathological alterations in the gills of Vardar chub (*Squalius vardarensis* Karaman) as an indicator of river pollution. *Ecotox Environ Saf* 118: 158–166.
- Bawuro A.A., Voegborlo R.B. and Adimado A.A. 2018. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in LakeGeriyo, Adamawa State, Nigeria. *J Environ Public Health* 2018:1854892–1854897.
- Biester H., Bindler R., Martinez-Cortizas A. and Engstrom D.R. 2007. Modeling the Past Atmospheric Deposition of Mercury Using Natural Archives. *Environ. Sci. Technol.* 41(14), 4851–4860.
- Burgos-Aceves MA., Cohen A., Smith Y. and Faggio C. 2018. MicroRNAs and their role on fish oxidative stress during xenobiotic environmental exposures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 148:995-1000.
- Carmalin S.A. and Lima E.C. 2018. Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. *Ecotoxicology and environmental safety*. 150. 1-17.
- Chua E.M., Flint N., Wilson S.P and Vink S. 2018. Potential for biomonitoring metals and metalloids using fish condition and tissue analysis in an agricultural and coal mining region. *Chemosphere*. 202:598-608.
- Chumchal-Gale M.M., Ray., Drenner-Madeline P., Hannappel M.A., Connor I.M., Ryan O.R.,

- Otter A.C. and Walters T.D.M. 2022. Use of Riparian Spiders as Sentinels of Persistent and Bioavailable Chemical Contaminants in Aquatic Ecosystems: A Review. *Environmental Toxicology and Chemistry*.
- CONAGUA. 2016. Estadísticas del Agua en México. Ciudad de México. www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/.../EAM2010-16Junio2016
- Cooke S.J., Suski C.D., Siepker M.J. and Ostrand K.G. 2003. Injury rates, hooking efficiency and mortality potential of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) captured on circle hooks and octopus hooks. *Fisheries Research*. 61(1-3): 135-144.
- Da Silva E.F., Zhang C., Pinto L.S.S., Patinha C. and Reis P. 2004. Hazard assessment on arsenic and lead in soils of Castromil gold mining area, Portugal. *Appl Geochem* 19:887–898.
- Dalzochio T., Rodrigues G.Z.P., Petry I.E., Gehlen G. and Basso da Silva L. 2016. The use of biomarkers to assess the health of aquatic ecosystems in Brazil: a review. *International Aquatic Research*. 8(4): 283-298.
- De Boeck G., Huong-Ngo T.T., Campenhout K.V. and Blust R. 2003. Differential metallothionein induction patterns in three freshwater fish during sublethal copper exposure. *Aquat Toxicol* 65:413–424.
- De la O-Villanueva M., Meza-Figueroa D., Maier R.M., Moreno D., Gómez-Alvarez A., Del Rio-Salas R., Mendivil H. y Montijo A. 2013. Procesos Erosivos en Jales de la Presa 1 de Nacozari de García, Sonora y su Efecto en la Dispersión de Contaminantes. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. 65 (1): 27-38.
- DeCaprio A. P. 1997. Biomarkers: Coming of Age for Environmental Health and Risk Assessment. *Environmental Science and Technology*. American Chemical Society. 7 (31): 1837-1848.
- DeForest D.K., Brix K.V. and Adams W.J. 2007. Assessing metal(oid)esbioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquat Toxicol*. 85:236-246
- Dwivedi A.C., Tiwari A., Mayank P. 2015. Seasonal determination of heavy metals in muscle, gill and liver tissues of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) from the from the tributary of the Ganga River, India. *Zool Ecol* 25(2):166–171.
- Eissa A.E., Ashraf M., Abu-Seida M. Nermeen M., Abu-Elala I. and Abdelsalam M. 2021. A comprehensive overview of the most common skeletal deformities in fish. *Aquaculture Research*.
- Elnabris K.J., Muzyed S.K. and El-Ashgar N.M. 2013. Heavy metal(oid)esconcentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences*. 13:44–51.
- Emily C., Grant D., Philipp K.R., Inendino T. and Goldberg L. 2011. Effects of Temperature on the Susceptibility of Largemouth Bass to Largemouth Bass Virus. *Journal of Aquatic Animal Health*. 15(3): 215-220.
- Escalante-Rojas M.C., Tolussi-Aline C.E., Gomes-Marcela D., Muñoz-Peñuela G., Brambila-Souza G., Branco S. and Moreira R.G. 2021. Integrated use of biomarkers to evaluate the reproductive physiology of *Astyanax fasciatus* and *Hoplias malabaricus* males (Teleostei:

- Characiformes) in polluted reservoirs. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 208: 1-11.
- Ezemonye L.I., Princewill O., Adebayo A.A., Tongo E.I. and Ogbomida E. 2018. Potential health risk consequences of heavy metal(oid) concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria. *Toxicol Rep* 6:1–9.
- FAO. 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura Oportunidades y desafíos. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, 2014
- Favaloro E. and Mazzola A. 2003. Meristic variation and skeletal anomalies of wild and reared sharpsnout seabream juveniles (*Diplodus puntazzo*, Cetti 1777) of coastal Sicily, Mediterranean Sea. *Aquaculture Research*, 34. 575–579.
- Férard J.F. and Blaise C. 2013. *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. Laboratoire Interdisciplinaire de Environnements Continentaux. Université de Lorraine, Metz, France.
- Fierro P., Valdovinos C., Vargas-Chacoff L., Beltran C. and Arismendi I. 2017. Macroinvertebrates and fishes as Bioindicators of Stream Water Pollution, En: *Water Quality*. University of Witwaterstrand, South Africa. 1era Ed. ISBN: 978-953-51-2882-3.
- Forbes V.E., Palmqvist A. and Bach L. 2006. The use and misuse of biomarkers in ecotoxicology. *Environ Toxicol Chem*. 25(1):272-80.
- Friedman M., Keck B.P., Dornburg A., Eytan R.I., Martin C.H., Darrin Hulsey C., Wainwright P. C. and Near T.J. 2013. Molecular and fossil evidence place the origin of cichlid fishes long after Gondwanan rifting. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1770).
- Friedmann A.S., Kimble C., E., MacLatchy, D.L., Stansley W. and Washuta E.J. 2002. Effect of mercury on general and reproductive health of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) from three lakes in New Jersey. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 52(2), 117–122.
- Gagnon M.M. and Hodson P.V. 2012. Field studies using fish biomarkers. How many fish are enough? *Marine Pollution Bulletin*. 64. 2871-2876.
- García-Gasca A., Ríos-Sicairos J., Hernández-Cornejo R., Cunha I., Gutierrez J.N., Plascencia-González H., García-de la Parra L.M., Abad-Rosales S. and Betancourt-Lozano M. 2016. The white mullet (*Mugil curema*) as biological indicator to assess environmental stress in tropical coastal lagoons. *Environmental Monitoring and Assessment*. 188(12): 687-702.
- Gehring D.B., Finkelstein M.E., Coale K.H., Stephenson M. and Geller J.B. 2013. Assessing Mercury Exposure and Biomarkers in Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) from a Contaminated River System in California. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 64. 484–493.
- Gómez L.F. 1971 Aspectos Limnológicos de Algunos Medios Lénticos del Altiplano. Tesis Profesional, México, D.F. UNAM. Facultad de Ciencias. p. 25-9
- González-Fernández C., Albentosa M., Campillo J.A., Viñas L., Romero D., Franco A., Bellas J. 2015. Effect of nutritive status on *Mytilus galloprovincialis* pollution biomarkers: Implications for large-scale monitoring programs. *Aquatic Toxicology* 167. 90–105.
- Gortáres-Moroyoqui P., Castro-Espinoza L., Naranjo J.E., Karpiscak M.M., Freitas R.J. and Gerba C.P. 2011. Microbiological water quality in a large irrigation system: El Valle del Yaqui, Sonora México. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 46. 1708-1712.

- Gutiérrez J.C., Amaro F. and Martín González A. 2015. Heavy Metals whole cell biosensors using eukaryotic microorganisms: an updated critical review. *Frontiers in Microbiology*. 6 (48): 1-8.
- Hair J.F., Anderson R.E., Tatham R.L. y Black W.C. 1999. *Analisis multivariante*. Prentice Hall. Quinta edición Iberia. Madrid. 832 pp.
- Han M., Ming L., Yang L., Qin J.G. and Ma Z. 2020. Impact of temperature on survival and spinal development of golden pompano *Trachinotus ovatus* (Linnaeus 1758). *Aquaculture Reports*.
- Has-Schön E., Bogut I., Kralik G., Bogut S., Horvatić J., and Čačić M. 2008. Erratum: Heavy metal(oid)esconcentration in fish tissues inhabiting waters of “Buško Blato” reservoir (Bosnia and Herzegovina) *Environmental Monitoring and Assessment*. vol. 144 (15-22). In *Environmental Monitoring and Assessment* (Vol. 145, Issues 1–3, p. 475).
- Havelková M., Dušek L., Némethová D., Poleszczuk G. and Svobodová Z. 2008. Comparison of Mercury Distribution Between Liver and Muscle– A Biomonitoring of Fish from Lightly and Heavily Contaminated Localities. *Sensors*, 8, 4095-4109.
- Heidari A.H., Zamiri M.J., Nazem M.N., Reza M., Shirazi J., Akhlaghi A. and Pirsaraei Z.A. 2021. Detrimental effects of long-term exposure to heavy metals on histology, size and trace elements of testes and sperm parameters in Kermani Sheep. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 207: 1-11.
- Heidinger R.C. 1976. Synopsis on the biological data of largemouth bass *Micropterus salmoides*. FAO, Fisheries Synopsis. No. 115. Roma. 85 pp.
- Hu F.X., Feilong L.Y., Zheng D.M., Shirong Y.Z., Zhang F.W. and Chen X. 2021. Effects of long-term cadmium exposure on growth, antioxidant defense and DNA methylation in juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquatic Toxicology*. 241:1-10
- Ibor O.R., Adeogun A.O., Regoli F., and Arukwe A. 2019. Xenobiotic biotransformation, oxidative stress and obesogenic molecular. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 169:255–26. biomarker responses in *Tilapia guineensis* from Eleyele Lake, Nigeria
- Islam M.S., Ahmed M.K., Raknuzzaman M., Al-Mamun M.H. and Islam M.K. 2015. Heavy metal(oid)espollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*. 48. 282–291.
- Javed M. and Usmani N. 2013. Assessment of heavy metal(oid)es(Cu, Ni, Fe, Co, Mn, Cr, Zn) pollution in effluent dominated rivulet water and their effect on glycogen metabolism and histology of *Mastacembelus armatus*. *SpringerPlus*.2:390.
- Jawad L.A., Ibrahim M. and Farrah M.M.S. 2019. Severe Scoliosis and Fin Deformities in Three Fish Species Collected from Jubail Vicinity, Saudi Arabia, Arabian Gulf. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*.
- Jiang Y., Yang X., Liang P., Liu P., and Huang X. 2018. Microbial fuel cell sensors for water quality early warning systems: Fundamentals, signal resolution, optimization and future challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 81. 292–305.
- Jin S., Jacquin L., Xiong M., Li R., Lek S., Li S. and Zhang T. 2019. Reproductive pattern and population dynamics of commercial red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) from China: implications for sustainable aquaculture management. *Aquatic Biology*.

- Kružíková K., Kenšová R., Sedláčková L., Jarkovský J., Poleszczuk G. and Svobodová Z. 2013. The correlation between fish mercury liver/muscle ratio and high and low levels of mercury contamination in Czech localities. *Int J Electrochem Sci* 8:45–56
- Ladhar-Chaabouni R., Machreki-Ajmi M. and Hamza-Chaffai A. 2012. Use of metallothioneins as biomarkers for environmental quality assessment in the Gulf of Gabès (Tunisia). *Environ Monit Assess* 184:2177–2192.
- Lerma-Ramírez A. 2020. Otolitos de Tilapia y Lobina como Biomonitor de Metales en Presas del Rio Yaqui, Sonora. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Hermosillo, Sonora, México. Pp. 62.
- Leung H.M., Leung A.O., Wang H.S., Ma K.K., Liang Y., Ho K.C., Cheung K.C., Tohidi F. and Yung K.K.L. 2014. Assessment of heavy metals/metalloid (As, Pb, Cd, Ni, Zn, Cr, Cu, Mn) concentrations in edible fish species tissue in the Pearl River Delta (PRD), China. *Mar Pollut Bull* 78:235–245.
- Li Z., Ma Z., van der Kuijp T.J., Yuan Z. and Huang L. 2014. A review of soil heavy metal(oid)espollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of the Total Environment*. 468-469:843-853.
- Liu X., Jiang J., Yan Y., Dai Y.Y., Deng B., Ding S., Su S., Sun W., Li Z. and Gan Z. 2018. Distribution and risk assesment of metals in water, sediments, and wild fish from Jinjiang River in Chengdu, China. *Chemosphere*. 196. 45-52.
- M'kandawire E., Mierek-Adamska A., Stürzenbaum S.R., Choongo K., Yabe J., Mwase M., Saasa N. and Blindauer C.A. 2017. Metallothionein from Wild Populations of the African Catfish *Clarias gariepinus*: From Sequence, Protein Expression and Metal(oid)esBinding Properties to Transcriptional Biomarker of Metal(oid)esPollution. *International Journal of Molecular Sciences*. 18. 1-28.
- Mackay D., Celsie A.K.D., Powell D.E. and Parnis J.M. 2018. Bioconcentration, bioaccumulation, biomagnification and trophic magnification: a modelling perspective. *Environ Sci Process Impacts* 20:72–85.
- Mahboo S., Al-Ghanim K.A., Al-Balawi H.F., Al-Misned F. and Ahmed Z. 2020. Toxicological effects of heavy metals on histological alterations in various organs in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) from freshwater reservoir. *Journal of King Saud University Science*. 32(1):970–973.
- Mahboob-Shazia S., Kauzar S., Jabeen F., Sultana S., Al-Ghanim K.A., Hussain B., Al-Misned F. and Ahmed Z. 2016. Effect of Heavy Metals on Liver, Kidney, Gills and Muscles of *Cyprinus carpio* and *Wallago attu* inhabited in the Indus. *Braz Arch Biol Technol* 59:1–10.
- Mahfouz M.E. and Sherif A.H. 2015. A multiparameter investigation into adverse effects of aflatoxin on *Oreochromis niloticus* health status. *The Journal of Basic and Applied Zoology*. 71: 48-59.
- Mahrous K.F., Hassan A.M., Radwan H.A. and Mahmoud M.A. 2015. Inhibition of cadmium-induced genotoxicity and histopathological changes in Nile tilapia fish by Egyptian and Tunisian montmorillonite clay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 119. 140–147
- Mamdouh A., Zahran E., Mohamed F. and Zaki V. 2021. *Nannochloropsis oculata* feed additive

- alleviates mercuric chloride-induced toxicity in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquatic Toxicology*. 238:1-11.
- Manzanares-Rivera J.L. 2016. Calidad de los recursos hídricos en el contexto de la actividad económica y patrones de salud en Sonora, México. *Salud Colectiva*. 12(3):397-414.
- Mardia K.V., Kent J.T. and Bibby J.M. 1979. *Multivariate analysis*. Academic Press, London.
- Marsalek P., Svobodová Z., Randák T. and Vehl J. 2005. Mercury and methylmercury contamination of fish from the Skalka Reservoir: A case study. *Acta Vet Brno* 74:427–434
- Martinez Durazo A., Cruz Acevedo E., Betancourt Lozano M. and Jara Marini M.E. 2020. Comparative Assessment of Metal(oid)esBioaccumulation in Tilapia and Largemouth Bass from Three Dams of the Yaqui River. *Biological Trace Element Research*. 199: 3112-3125.
- Mattison D., Perera F., Pfitzer E., Silbergeld E. and Wogan G. 1987. Biological Markers in Environmental Health, Research by the Committee on Biological Markers of the National Research Council. *Environmental Health Perspectives*. 74. 3-9.
- McCarty L.S. and Munkittrick K.R. 1996. Environmental Biomarkers in Aquatic Toxicologyr Fiction, Fantasyr or Functional? *Human and Ecological Risk Assessment*. 2 (2): 268-274,199.
- Meza-Figueroa D., Maier R.M., de la O-Villanueva M., Gómez-Alvarez A., Moreno-Zazueta A., Rivera J., Campillo A., Grandlic C.J. Anaya R. and Palafox-Reyes J. 2009. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*. 77:140-147.
- Meza-Montenegro M.M., Gandolfi A.J., Santana-Alcantar M.E., Klimecki W.T., Aguilar-Apodaca M.G., Del Río-Salas R., De la O-Villanueva M., Gómez-Alvarez A., Mendivil-Quijada H., Valencia M. and Meza-Figueroa D. 2012. Metals in residential soils and cumulative risk assessment in Yaqui and Mayo agricultural valleys, northern Mexico. *Sci Total Environ* 433:472–481.
- Mierzejewski J., Haney D.C. and Van den Hurk P. 2014. Biomarker responses in sunfish species and largemouth bass from the Saluda River, South Carolina. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 110:8-15.
- Moitinho Rodrigues A., Antunes P., Paulo L., Pereira M.E. and Pinto-de-Andrade L. 2018. Metal(oid)esContaminants in Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*, Lacépède, 1802) from Different Origins. *International Journal of Research in Agriculture and Forestry*. 5(1):8-14.
- Morado-Nona C., Gerson-Araujo F., and David-Gomes. 2017. The use of biomarkers for assessing effects of pollutant stress on fish species from a tropical river in Southeastern Brazil. *Acta Scientarium Biological Sciences*. 39(4): 431-439.
- Morán P., Cal L., Cobelo-García A., Almécija C., Caballero P. and García de Leaniz C. 2018. Historical legacies of river pollution reconstructed from fish scales. *Environmental pollution*. 234: 253-259.
- Mussali-Galante P., Tovar-Sánchez E., Valverde M. and Rojas-Del Castillo E. 2013. Biomarkers of exposure for assessing environmental metal(oid)espollution: from molecules to ecosystems. *Rev. Int. Cont. Ambie*. 29(1): 117-140.
- Nash R.D.M., Valencia A.H. and Geffen A.J. 2006. The Origin of Fulton’s Condition Factor—

Setting the Record Straight. *Fisheries*. 31(5):236-238.

- Njiru M., Ojuok J. E., Okeyo-Owuor J.B., Muchiri M., Ntiba M.J. and Cowx I.G. 2006. Some biological aspects and life history strategies of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) in Lake Victoria, Kenya, Africa. *Journal of Ecology*. 44:30–37
- Noble C., Hernán A., Jones C., Damsgård B., Flood M.J., Midling K., Roque A., Bjørn-Steinar S., Cottee S.Y. 2012. Injuries and deformities in fish: their potential impacts upon aquacultural production and welfare. *Fish Physiol Biochem*. 38:61–83
- Oberholster P.J., Myburgh J.G., Ashton P.J., Coetzee J.J. and Botha A.M. 2012. Bioaccumulation of aluminium and iron in the food chain of Lake Loskop, South Africa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 75:134–141
- Ochoa-Landín L., Pérez-Segura E., Del Río-Salas R. and Valencia-Moreno M. 2011. Depósitos minerales de Sonora, México. In: Thierry C (ed) *Panorama de la geología de Sonora, México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, pp 299–331
- Olajuyigbe F. M., Adeleye O.A., Kolawole A.O., Bolarinwa T. O., Fasakin E. A., Asenuga E. R. and Ajele J.O. 2020. Bioremediation treatment improves water quality for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) under crude oil pollution. *Environmental Science and Pollution Research*. 27:25689–25702
- Orlando E.F., Denslow N.D., Folmar L.C. and Guillette L. J. n.d. A Comparison of the Reproductive Physiology of Largemouth Bass, *Micropterus salmoides*, Collected from the Escambia and Blackwater Rivers in Florida.
- Otter R.R., Bailey F.C., Fortner A.M. and Adams S.M. 2012. Trophic status and metal(oid)esbioaccumulation differences in multiple fish species exposed to coal ash-associated metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 85:30–36.
- Otter R.R., Schreiber E.A., Van Den Hurk P. and Klaine S.J. 2012. Assessment of heavy metal(oid)esand PAH exposure in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in the Reedy River Watershed, South Carolina, USA: a multi-season assessment of metallothionein and bile fluorescence. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 31(12): 2763–2770,
- Páez-Osuna F. 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina. En: Botello A.V., Rendón von Osten J., Gold-Bouchot G., Agraz-Hernández C. (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: diagnóstico y tendencias* (2da ed.). Univ. Nal. Autón de México, Instituto Nacional de Ecología. México Distrito Federal. 696 p
- Páez-Osuna F., Ruíz-Fernández A.C. and Soto-Jiménez M.F. 2011. Metales: Origen, retención y movilización en los estanques de acuicultura y ecosistemas costeros, En: *Metales en camarón de cultivo y silvestre; importancia, efectos y transferencia trófica*. Universidad Nacional Autónoma de México. 1era Edición. Coyoacán, México. 438 pp.
- Pandey S., Parvez S., Ansari R.A., Mehboo A., Kaur M., Hayat F., Ahmada F. and Raisuddin S. 2008. Effects of exposure to multiple trace metals on biochemical, histological and ultrastructural features of gills of a freshwater fish, *Channa punctata* Bloch. *Chemico-Biological Interactions*. 174:183–192.
- Paniagua-Michel J. and Olmos-Soto J. 2016. *Modern Approaches into Biochemical and Molecular*

- Biomarkers: Key Roles in Environmental Biotechnology. *J Biotechnol Biomater.* 6 (1): 2-8.
- Parvathi P.K., Mathan S. and Sarasu R. 2011. Sublethal effects of chromium on some biochemical profiles of the freshwater teleost, *Cyprinus carpio*. *Int J App Biol Pharma Techno* 2:295–300
- Pathiratne A., Chandrasekera L.W. and Pathiratne K.A. 2009. Use of biomarkers in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) to assess the impacts of pollution in Bolgoda Lake, an urban water body in Sri Lanka. *Environ Monit Assess* 156:361–375.
- Pfaffl M.W. 2001. A new mathematical model for relative quantification in real-time RT–PCR. *Nucleic Acids Res.* 9(9): 45
- Phinney J.T. and Bruland K.W. 2009. Trace metal(oid)exchange in solution by the fungicides Ziram and Maneb (dithiocarbamates) and subsequent uptake of lipophilic organic zinc, copper and lead complexes into phytoplankton cells. *Environ Toxicol Chem* 16:2046–2053.
- Plessl C., Otachi E.O., Körner W., Avenant-Oldewage A. and Jirsa F. 2017. Fish as bioindicators for trace element pollution from two contrasting lakes in the Eastern Rift Valley, Kenya: spatial and temporal aspects. *Environ Sci Pollut Res Int.* 24(24): 19767–19776.
- Poleksić V. and Mitrović-Tutundžić V. 1994. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: Müller R, Lloyd R (ed) *Sublethal and Chronic Effects of Pollutants on Freshwater Fish*. Fishing News Books, Oxford, pp. 339-352
- Qian B., Xue L., Qi X., Bai Y. and Wu Y. 2020. Gene networks and toxicity/detoxification pathways in juvenile largemouth bass (*Micropterus salmoides*) liver induced by acute lead stress. *Genomics.* 112:20-31.
- Qiang Y.F., Tao J.W., Bao J., Chen H.X., Li J. and He P. X. 2018. High fat diet-induced miR-122 regulates lipid metabolism and fat deposition in genetically improved farmed tilapia (GIFT, *Oreochromis niloticus*) liver. *Front. Physiol.*, 9:1422, 10.3389/fphys.2018.01422.
- Ravanaiah G. and Narasimha Murthy C.V. 2010. Impact of aquaculture and industrial pollutants of Nellore district on the histopathological changes in the gill of fish, *Tilapia mossambica*. *Ind J Comp Animal Physiol* 28:108–114
- Ravindra K., Gautam S.K., Sharma S.M. and Mahesi C.C. 2015. Contamination of Heavy Metals in Aquatic Media: Transport, Toxicity and Technologies for Remediation. Chapter 1.
- Ren H., Xu M., He P., Muto N., Itoh N., Tanaka K., Xing J. and Chu M. Cloning of crucian carp (*Carassius cuvieri*) metallothionein-II gene and characterization of its gene promoter region. *Biochemical and Biophysical Research Communications.* 342:1297-1304.
- Santos L.N., Neves R.A.F., Koureiche A.C. and Lailson-Brito J. 2021. Mercury concentration in the sentinel fish species *Orthopristis ruber*: Effects of environmental and biological factors and human risk assessment. *Marine Pollution Bulletin.* 169:1-6.
- Savassi L.A., Paschoalini A.L., Arantes F.P., Rizzo E. and Bazzoli N. 2020. Heavy metal contamination in a highly consumed Brazilian fish: immunohistochemical and histopathological assessments. *Environ Monit Assess.* 192(542): 1-14.
- Sayed A.E.H., Mahmoud U.M. and Mekkawy I.A. 2016. Erythrocytes alterations of monosex tilapia (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758) produced using methyltestosterone. *Egyptian Journal of Aquatic Research.* 42. 83–90.

- Schoenaers S., Vergauwen L., Hagenars A., Vanhaecke L., AbdElgawad H., Asard H., Covaci A., Bervoets L. and Knapen D. 2016. Prioritization of contaminated watercourses using an integrated biomarker approach in caged carp. *Water Research*. 99: 129-139.
- Schroeder W.H. and Munthe J. 1998. Atmospheric Mercury – an overview. *Atmos. Environ.* 32, 809–822.
- Schuijt L.M., Peng F.J., van den Berg S.J.P., Dingemans M.M.L. and van den Brink P.J. 2021. (Eco)toxicological tests for assessing impacts of chemical stress to aquatic ecosystems: Facts, challenges, and future. In *Science of the Total Environment* (Vol. 795). Elsevier B.V.
- Schulte Hostedde A., Millar J. and Hickling G. 2005. Condition dependence of testis size in small mammals. *Evol Ecol Res.* 7: 143–149.
- Segner H. and Baumann L. 2015. What Constitutes a Model Organism in Ecotoxicology? *Integrated Environmental Assessment And Management*. 12(1): 195-205.
- Sepulveda M.S., Johnson W.E., Higmand J.C., Denslowe N.D., Schoeb T.R. and Grossa T.S. 2002. An evaluation of biomarkers of reproductive function and potential contaminant effects in Florida largemouth bass *Micropterus salmoides floridanus* sampled from the St. Johns River. *The Science of the Total Environment*. 289:133-144.
- SGM 2015 Servicio Geológico Mexicano. Cartas Geológicas del Estado de Sonora, <https://www.sgm.gob.mx/CartasDisponibles/>. Accesado: 2 Diciembre de 2021
- Shanbehzadeh S., Dastjerdi M.V., Hassanzadeh A. and Kiyanzaadeh T. 2014. Heavy metals in water and sediment: A case of study of Tembi River. *J. Environ Public Health*.
- Sipaúba-Tavares L.H., Lourenço M., Souza-Braga E. and Manoel F. 2010. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 32(1): 9-15.
- Stoichev T., Coehlo J.P., De Diego A., Lobos-Valenzuela M.G., Pereira M.E., Thibault de Chanvalon A. and Amouroux D. 2020. Multiple regression analysis to assess the contamination with metals and metalloids in surface sediments (Aveiro Lagoon, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*. 159:1-10.
- Subotic S., Spasić S., Višnjić-Jeftić Z., Hegediš A., Krpo-Četković J., Mićković B., Skorić S. and Lenhardt M. 2013. Heavy metal(oid)es and trace element bioaccumulation in target tissues of four edible fish species from the Danube River (Serbia). *Ecotoxicol Environ Saf.* 98:196–202.
- Sun M., Ting Li Y., Liu Y., Chin Lee S. and Wang L. 2016. Transcriptome assembly and expression profiling of molecular responses to cadmium toxicity in hepatopancreas of the freshwater crab *Sinopotamon henanense*. *Nature. Scientific Reports*. 6:19405.
- Tansel B. and Rafiuddin S. 2016. Heavy metal(oid)es content in relation to particle size and organic content of surficial sediments in Miami River and transport potential. *International Journal of Sediment Research*. 31:4. 324-329.
- Tessier A, Rapin F, Carignan R. 1985. Trace metals in oxic lake sediments: possible adsorption onto iron oxyhydroxides. *Geochim Cosmochim Acta* 49:183–194
- Téte N., Frisch C., Afonso E., Coeurdassier M., Lambert J.C., Giradoux P. and Scheifler R. 2013. Can Body Condition and Somatic Indices be Used to Evaluate Metal-Induced Stress in Wild Small Mammals? *PLoS One*. 8(6): e66399.

- Trewavas E. 1983. Tilapiine species of the genera *Sarotherodon*, *Oreochromis* and *Danakilia*. London: British Museum (Natural History) Publications. 878 p.
- Udotong J.I.R. 2015. Histopathological Changes in Liver and Muscle of Tilapia Fish from QIRE Exposed to Concentrations of Heavy Metals. *World Academy of Science, Engineering and Technology International Journal of Biotechnology and Bioengineering*. 6 (9): 659-662.
- Ullah S., Zhongqiu L., Shahid S.H., Ahmad S., Guo X., Wanghe K. and Nab G. 2021. Heavy metals bioaccumulation and subsequent multiple biomarkers based appraisal of toxicity in the critically endangered *Tor putitora*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 228:1-9.
- Van Gestel C.A.M. and Van Brummelen T.C. 1996. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. *Ecotoxicology*. 5: 217-225.
- Vasanthi L.A., Revathi P., Mini J. and Munuswamy N. 2013. Integrated use of histological and ultrastructural biomarkers in *Mugil cephalus* for assessing heavy metal(oid) pollution in Ennore estuary, Chennai. *Chemosphere* 91: 1156–1164.
- Viarengo A., Burlando B., Dondero F., Marro A. and Fabbri R. 1999. Metallothionein as a tool in biomonitoring programmes. *Biomarkers*. 4(6):455–466.
- Vigneri R., Malandrino P., Giani F., Russo M. and Vigneri P. 2017. Heavy metals in the volcanic environment and thyroid cancer. *Molecular and Cellular Endocrinology*. 457. 73-80.
- Watanabe T., Kiron V. and Satoh S. 1997. Trace minerals in fish nutrition. *Aquaculture* 151:185–207.
- Weaver J., Wilson W.H., Biegalski S.R.F. and O’Kelly D.J. 2009. Evaluation of heavy metal(oid) uptake in *Micropterus salmoides* (Largemouth Bass) of Lake Austin, TX by neutron activation analysis *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 282:443–447.
- Wu S.M., Weng C.F., Yu M.J., Lin C.C., Chen S.T., Hwang J.C. Hwang P.P. 1999. Cadmium-Inducible Metallothionein in *Tilapia* (*Oreochromis mossambicus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 62:758-768.
- Xue Y., Peijnenburg W. J. G. M., Huang J., Wang D. and Jin Y. 2018. Trophic Transfer of Cd from Duckweed (*Lemna minor* L.) to *Tilapia* (*Oreochromis mossambicus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 37 (5): 1367-1377.
- Yi Y., Tang C., Yi T., Yang Z. and Zhang S. 2017. Health risk assessment of heavy metals in fish and accumulation patterns in food web in the upper Yangtze River, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 145. 295–302.
- Zahran E., Awadin W., Risha E., Khaled A.A. and Wang T. 2018. Dietary supplementation of *Chlorella vulgaris* ameliorates chronic sodium arsenite toxicity in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* as revealed by histopathological, biochemical and immune gene expression analysis. *Fisheries Science*. 85:199-215.
- Zanello S., Melo V.F. and Nagata N. 2018. Study of different environmental matrices to assess the extension of metal(oid) contamination along highways. *Environmental science and pollution research*. 25:5969-5979.
- Zhao B., Liu A., Wu G., Li D. and Guan Y. 2017. Characterization of heavy metal(oid) desorption from road-deposited sediment under acid rain scenarios. *Journal of Environmental Sciences*. 51. 284-293.

- Zhao Y. and Marriot S.B. 2013. Dispersion and remobilisation of heavy metals in the River Severn system. UK. *Procedia Environmental Sciences*. 18:167 – 173.
- Zulfahmi I., Muliari M., Akmal Y., Batubara A.S. 2018. Reproductive performance and gonad histopathology of female Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus 1758) exposed to palm oil mill effluent. *Egyptian Journal of Aquatic Research*. 44:327-332

10. ANEXOS

10.1. Extracción de ARN Total.

1. Retirar el RNA later de las muestras.
2. Homogenizar la muestra en 500 μ l de trizol (tripure, trisure).
3. Incubar 5 minutos a temperatura ambiente.
4. Añadir 100 μ l de cloroformo y agitar vigorosamente
5. Incubar 3 minutos a temperatura ambiente
6. Centrifugar a 12,000 g durante 15 minutos a 4°C.
7. Transferir el sobrenadante a un tubo limpio
8. Añadir 250 μ l de isopropanol al tubo con sobrenadante y agitar un poco
9. Incubar a temperatura ambiente durante 15 minutos
10. Centrifugar a 12,000 g por diez minutos a 4°C.
11. Retirar el sobrenadante (quitar todo el sobrenadante).
12. Añadir 50 μ l de agua DEPC y resuspender el pellet.

10.2. Digestión de las Muestras para la Eliminación de ADN Genómico.

Para la purificación de RNA, se utilizó el kit TURBO DNA-free™ y el protocolo a seguir fue el siguiente:

1. Agregar 2.5 μ l de 10X turbo buffer (turbo Dnasa buffer).
2. Agregar 0.5 μ l de turbo Dnasa. (se agrega primero 0.25 μ l durante media hora a 37°C y después otros 0.25 μ l durante media hora a 37°C).
3. Agregar 2.5 μ l de reactivo inactivador
4. Incubar a temperatura ambiente por 5 minutos y mezclar con el dedo
5. Centrifugar a 12,000 g por 1.5 min a temperatura ambiente y transferir el sobrenadante a un tubo nuevo.

10.3. Síntesis de ADN Complementario (ADNc).

Para la síntesis de cDNA, se utilizó la enzima M-MLV (Promega) y se siguió el siguiente procedimiento:

1. Mezclar 5 μ l de RNA y 1 μ l de random primers
2. Incubar a 70° C durante 10 minutos. Poner en hielo y centrifugar.
3. Preparar la muestra con enzima

	1x	2x	4x	9x
Agua DEPC	2.7	15.4	30.8	69.3
Buffer 5x M-MLV	4	8	16	36
DNTP's 10 mM	1	2	4	9
RNA Sin	0.5	1	2	4.5
M-MLV (enzima)	0.8	1.6	3.2	7.2
	14 μ l	28 μ l	4.0 μ l	126

4. Añadir 14 μ l de muestra a cada tubo
5. Incubar a temperatura ambiente durante 10 minutos
6. Incubar a 45°C durante una hora
7. Incubar a 90-95°C por cinco minutos
8. Poner en hielo y centrifugar
9. Almacenar a -20°C

Hay que tomar en cuenta que los dntp's para PCR son a una concentración de 2.5 mM.

10.4. Protocolo para PCR punto final, qPCR y primers utilizados.

- 1) Preparar mezcla para PCR.

- 2) Repartir 22.75 μL en cada tubo
- 3) Agregar 1.25 μL de ADNc o ARN.

Máster mix para PCR	
Reactivos	volúmenes (μL)
Buffer para PCR 10X	2.5
MgCl ₂	0.75
DNTP'S	0.5
Primer Forward	0.5
Primer Reverse	0.5
Templado	1.25 (100 ng aprox)
Taq polimerasa	0.1
Agua Mili-Q esteril	17.9
Total	24

4) Colocar los tubos en el termociclador con las siguientes condiciones:

- 94 °C durante 5 min.
- 94 °C durante 0.5 min.
- 60 °C durante 0.5 min.
- 72 °C durante 0.5 min
- 72 °C durante 5 min.

5) Los ciclos se repiten 35 veces a partir del ciclo numero dos (94 °C durante 0.5 min) y hasta el ciclo numero 4 (72 °C durante 0.5 min).

6) Los primers utilizados durante el presente estudio se enlistan a continuación, en el Anexo 5.

10.5. Primers utilizados durante el presente estudio.

Nombre del primer	Secuencia (5' – 3')	Tamaño de amplicon(bp)	Tm (°C)	Eficiencia (%)
OnTila-EF1A	F: GCACGCTCTGCTGGCCTTT R: GCGCTCAATCTTCCATCCC	250	F:60.0 R:60.0	126.1
MsLob-EF1A	F: GTTGCTGCTGGTGTGGTGAG R: GAAACGCTTCTGGCTGTAAGG	156	F:60.0 R:60.0	107.0
OnTila-MT	F: CAAGACTGGAACCTGCAAC R: CATGTCTTTCCTTTGCACAC	141	F:60.0 R:60.0	144.1
MsLob-MT	F:CTGCTCATGCTGCCCATC R:TGCAGTTAGTCATTAGTTGTTTCA	158	F:60.0 R:60.0	120.5

10.6. Electroforesis en Gel de Agarosa.

Gel chico:

- 1) 30 ml de Buffer TAE 1x
- 2) 0.6 g de Agarosa
- 3) 0.5 µl de gel red

Gel grande

- 1) 50 ml de Buffer TAE 1x
- 2) 1 g de Agarosa
- 3) 0.8 µl de gel red.

Se cargan 5 µl de muestra, 3 buffer de carga y 2 µl de marcador de peso molecular. El voltaje se establece en 90 V y 350 miliamperes de corriente durante 30 minutos.

10.7. Proceso de tinción Hematoxilina y Eosina, para tejidos. Tomado de Howard y Smith (1983).

CAJAS	REACTIVO	TIEMPO (Min)
1	Xileno I	5
2	Xileno II	5
3	Xileno III	5
4	Alcohol absoluto xileno	5
5	Alcohol absoluto xileno	5
6	Alcohol 96%	5
7	Alcohol 96%	5
8	Alcohol 70%	5
9	Alcohol 70%	5
10	Agua destilada	5
11	Agua destilada	5
12	Hematoxilina	1-8
13	Agua de la llave	Enjuagar
14	Alcohol ácido	Enjuagar
15	Agua destilada	Enjuagar
16	Agua amoniacal	Enjuagar
17	Agua de la llave	Enjuagar
18	Agua destilada	Enjuagar
19	Eosina	1-3
20	Alcohol absoluto	Rápido
21	Alcohol absoluto + xileno	5
22	Xileno I	5
23	Xileno II	5
24	Xileno III	5
	Montaje en resina	Montar

10.8. Características de las dos Especies Colectadas en las tres Presas de la Cuenca del Río Yaqui, Durante las dos Épocas de Muestreo.

Especie	Ecología/Hábitos alimenticios	Presa ¹	Época	Machos	Hembras	Longitud (± DE ²)	Peso (± DE ²)
<i>O. niloticus</i>	Bentónico/omnívoro	ANG	Secas	14	16	27.91 ± 1.94	397.8 ± 95.84
<i>O. niloticus</i>	Bentónico/omnívoro	ANG	Lluvias	13	15	28.48 ± 1.46	461.8 ± 1.35
<i>M. salmoides</i>	Bentopelágico/carnívoro	ANG	Secas	11	19	30.79 ± 6.25	454.1 ± 297.6
<i>M. salmoides</i>	Bentopelágico/carnívoro	ANG	Lluvias	9	19	30.17 ± 2.85	373.0 ± 121.5
<i>O. niloticus</i>	Bentónico/omnívoro	ECO	Secas	8	22	34.51 ± 4.72	766.5 ± 120.8
<i>O. niloticus</i>	Bentónico/omnívoro	ECO	Lluvias	14	16	31.41 ± 2.49	619.6 ± 133.7
<i>M. salmoides</i>	Bentopelágico/carnívoro	ECO	Secas	1	4	43.10 ± 4.77	1182.0 ± 435.7
<i>M. salmoides</i>	Bentopelágico/carnívoro	ECO	Lluvias	9	13	39.02 ± 8.91	1032.5 ± 571.8
<i>O. niloticus</i>	Bentónico/omnívoro	OVI	Secas	16	14	30.18 ± 1.99	560.3 ± 483.6
<i>O. niloticus</i>	Bentónico/omnívoro	OVI	Lluvias	23	7	26.98 ± 4.98	385.0 ± 260.9
<i>M. salmoides</i>	Bentopelágico/carnívoro	OVI	Secas	11	17	33.28 ± 5.96	473.0 ± 96.0
<i>M. salmoides</i>	Bentopelágico/carnívoro	OVI	Lluvias	20	8	32.32 ± 3.09	494.4 ± 176.3

¹ ANG: La Angostura; ECO: El Cajón de Onapa; OVI: El Oviachic.

² DE: Desviación estándar.

10.9. Correlaciones de Pearson entre los Índices Biológicos y los Metal(oid)es en los Hígados de las Tilapias Colectadas en las tres Presas de la Cuenca del Río Yaqui.

	IH	IG	FC	MT	Fe	Mn	Ni	Cu	Zn	Cr	As	Se	Hg
IH	1.000												
IG	-0.324	1.000											
FC	0.425	-0.159	1.000										
MT	-0.081	0.054	-0.221	1.000									
Fe	0.029	-0.011	0.376	0.355	1.000								
Mn	0.034	-0.285	0.188	0.225	0.448	1.000							
Ni	0.091	0.007	0.497	-0.143	0.066	0.457	1.000						
Cu	0.050	-0.107	0.231	-0.047	0.177	0.470	0.628	1.000					
Zn	-0.075	0.372	-0.148	-0.004	-0.324	-0.434	-0.318	-0.457	1.000				
Cr	0.031	0.193	0.281	-0.127	0.048	-0.300	0.296	0.086	0.160	1.000			
As	-0.038	-0.306	-0.130	0.137	0.036	0.214	0.020	0.391	-0.339	-0.280	1.000		
Se	0.251	-0.047	-0.037	-0.090	-0.333	-0.358	0.006	-0.150	0.112	0.280	-0.397	1.000	
Hg	-0.271	0.212	-0.602	0.164	0.007	0.079	-0.313	0.048	-0.268	-0.273	0.026	-0.042	1.000

¹. Valores en negritas indican una correlación significativa a $\alpha=0.05$..

10.10. Correlaciones de Pearson entre los Índices Biológicos y los Metal(oid)es en los Hígados de las Lobinas Colectadas en las tres Presas de la Cuenca del Río Yaqui¹.

	IH	IG	FC	MT	Fe	Mn	Ni	Cu	Zn	Cr	As	Se	Hg
IH	1.000												
IG	0.127	1.000											
FC	-0.123	-0.292	1.000										
MT	-0.309	-0.216	-0.120	1.000									
Fe	-0.370	-0.240	0.464	0.047	1.000								
Mn	0.152	0.138	-0.289	0.372	-0.068	1.000							
Ni	0.266	0.136	-0.306	-0.084	-0.641	0.052	1.000						
Cu	0.099	0.389	-0.140	0.124	-0.447	0.400	0.232	1.000					
Zn	-0.034	0.066	-0.315	0.149	0.021	0.316	0.187	0.004	1.000				
Cr	0.116	0.225	-0.363	-0.282	-0.533	-0.496	0.306	-0.200	-0.413	1.000			
As	-0.247	-0.390	0.253	-0.069	0.159	-0.665	0.054	-0.535	-0.526	0.456	1.000		
Se	0.106	-0.183	0.873	-0.193	0.334	-0.299	-0.352	-0.075	-0.284	-0.247	0.060	1.000	
Hg	-0.165	-0.076	0.902	-0.144	0.489	-0.223	-0.377	-0.052	-0.226	-0.368	-0.007	0.837	1.000

¹. Valores en negritas indican una correlación significativa a $\alpha=0.05$.

10.11. Valores de los componentes y sus cargas (correlaciones) en los tejidos de tilapia, *O. niloticus*

Hígado	ACP 1	ACP 2
ACP	2.27	1.62
Varianza explicada	0.25	0.18
Branquias	ACP 1	ACP 2
ACP	0.94	0.61
Varianza explicada	0.25	0.19
Músculo	ACP 1	ACP 2
ACP	0.73	0.34
Varianza explicada	0.27	0.16
Estómago	ACP 1	ACP 2
ACP	5.44	1.22
Varianza explicada	0.34	0.18
Gónadas	ACP 1	ACP 2
ACP	1.37	0.88
Varianza explicada	0.30	0.19

Cargas metales Hígado	PC1(r)	PC2 (r)	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	0.31	-0.69	0.00	0.00
Mn	0.64	-0.50	0.00	0.00
Ni	0.16	0.02	0.02	0.83
Cu	0.78	0.30	0.00	0.00
Zn	-0.76	-0.04	0.00	0.58
Cr	0.11	0.72	0.15	0.00
As	0.60	0.26	0.00	0.00
Se	-0.43	0.03	0.00	0.65
Hg	0.09	0.48	0.25	0.00
Cargas metales Gónadas (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	-0.24	0.68	0.01	0.00
Mn	-0.71	0.34	0.00	0.00
Ni	-0.81	-0.32	0.00	0.00
Cu	-0.74	-0.47	0.00	0.00
Zn	-0.41	0.62	0.00	0.00
Cr	-0.60	-0.54	0.00	0.00
As	-0.40	0.36	0.00	0.00
Se	0.19	-0.22	0.06	0.02
Hg	-0.48	0.17	0.00	0.08
Cargas metales Estómago (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	0.66	-0.04	0.00	0.55
Mn	0.73	0.37	0.00	0.00
Ni	-0.59	0.29	0.00	0.00
Cu	-0.77	-0.04	0.00	0.63
Zn	-0.87	0.07	0.00	0.33
Cr	-0.45	-0.56	0.00	0.00
As	0.38	-0.65	0.00	0.00
Se	-0.27	0.33	0.00	0.00
Hg	-0.08	-0.76	0.29	0.00
Cargas metales Branquias (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	0.49	0.11	0.00	0.13
Mn	0.17	-0.36	0.02	0.00
Ni	0.78	-0.15	0.00	0.04
Cu	0.73	0.79	0.00	0.00
Zn	0.09	0.60	0.20	0.00
Cr	-0.15	0.72	0.04	0.00
As	-0.71	0.04	0.00	0.60
Se	0.37	0.56	0.00	0.00
Hg	-0.40	0.45	0.00	0.00
Cargas metales Músculo (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	-0.50	0.33	0.00	0.00
Mn	-0.86	0.34	0.00	0.00
Ni	0.46	0.55	0.00	0.00
Cu	0.73	0.37	0.00	0.00
Zn	-0.46	-0.05	0.00	0.50
Cr	0.65	-0.27	0.00	0.00
As	-0.12	-0.45	0.10	0.00
Se	0.18	0.48	0.01	0.00
Hg	0.10	-0.56	0.18	0.00

10.12. Valores de los componentes y sus cargas (correlaciones) en los tejidos de lobina, *M. salmoides*,

Hígado	ACP 1	ACP 2
ACP	1.32	0.58
Varianza explicada	0.34	0.22
Branquias	ACP 1	ACP 2
ACP	0.85	0.47
Varianza explicada	0.28	0.19
Músculo	ACP 1	ACP 2
ACP	0.95	0.32
Varianza explicada	0.31	0.18
Estómago	ACP 1	ACP 2
ACP	0.74	0.49
Varianza explicada	0.25	0.21
Gónadas	ACP 1	ACP 2
ACP	2.26	0.78
Varianza explicada	0.32	0.17

Cargas metales Hígado	PC1(r)	PC2 (r)	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	-0.57	0.48	0.00	0.00
Mn	0.66	0.57	0.00	0.00
Ni	0.61	-0.42	0.00	0.00
Cu	0.76	0.08	0.00	0.32
Zn	0.37	0.61	0.00	0.00
Cr	0.59	-0.50	0.00	0.00
As	-0.48	-0.74	0.00	0.00
Se	-0.76	0.06	0.00	0.43
Hg	-0.36	0.40	0.00	0.00
Cargas metales Gónadas (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	-0.73	0.46	0.01	0.00
Mn	-0.74	0.26	0.00	0.00
Ni	-0.48	-0.69	0.00	0.00
Cu	-0.87	-0.22	0.00	0.00
Zn	0.01	-0.19	0.00	0.00
Cr	-0.68	-0.47	0.00	0.00
As	0.54	-0.39	0.00	0.00
Se	0.08	0.36	0.06	0.02
Hg	-0.27	0.44	0.00	0.08
Cargas metales Estómago (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	0.66	-0.04	0.00	0.55
Mn	0.73	0.37	0.00	0.01
Ni	-0.59	0.29	0.00	0.00
Cu	-0.77	-0.04	0.00	0.04
Zn	-0.87	0.07	0.91	0.09
Cr	-0.45	-0.56	0.00	0.00
As	0.38	-0.65	0.00	0.00
Se	-0.27	0.33	0.46	0.00
Hg	-0.08	-0.76	0.01	0.00
Cargas metales Branquias (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	0.40	-0.21	0.00	0.00
Mn	-0.15	-0.76	0.06	0.00
Ni	-0.79	-0.12	0.00	0.14
Cu	-0.55	0.13	0.00	0.11
Zn	-0.66	-0.35	0.00	0.00
Cr	-0.63	0.49	0.00	0.00
As	0.22	0.80	0.00	0.00
Se	0.62	-0.03	0.00	0.69
Hg	0.38	-0.34	0.00	0.00
Cargas metales Músculo (r)	PC1	PC2	PC1(p)	PC2 (p)
Fe	0.66	-0.04	0.00	0.00
Mn	-0.83	0.43	0.00	0.00
Ni	0.68	0.45	0.00	0.00
Cu	0.53	0.32	0.00	0.00
Zn	-0.05	0.72	0.52	0.50
Cr	0.60	0.17	0.00	0.04
As	0.66	-0.06	0.00	0.45
Se	-0.38	-0.60	0.00	0.00
Hg	-0.12	0.11	0.17	0.17