



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

**OTOLITOS DE TILAPIA Y LOBINA COMO BIOMONITORES
DE METALES EN PRESAS DEL RIO YAQUI, SONORA**

Por:

Biol. Anntonia Lerma Ramírez

TESIS APROBADA POR LA COORDINACIÓN DE CIENCIA DE LOS ALIMENTOS

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRA EN CIENCIAS

APROBACIÓN

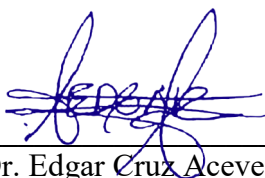
Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Anntonia Lerma Ramírez, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestra en Ciencias.



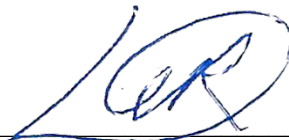
Dr. Martín Enrique Jara Marini
Director de tesis



Dra. Jaqueline García Hernández
Integrante del comité de tesis



Dr. Edgar Cruz Acevedo
Integrante del comité de tesis



Dra. Leticia García Rico
Integrante del comité de tesis

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis “Otolitos de Tilapia y Lobina como Biomonitores de Metales en Presas del Río Yaqui, Sonora” 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 de la autora Anntonia Lerma Ramírez, 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 manuscrito en cuestión del director(a) de tesis.



AGRADECIMIENTOS

Agradezco al CONACYT por el apoyo prestado durante el posgrado.

Agradezco también al CIAD por las instalaciones y equipo prestado para este proyecto.

Agradezco al proyecto Acumulación y distribución de metales y metaloides en reservorios de la Cuenca del Río Yaqui, estado de Sonora por la financiación.

Por último agradezco a mi compañero y amigo M.C. Ángel Martínez Durazo por la recolección y preservación de los peces utilizados para este proyecto.

CONTENIDO

APROBACIÓN.....	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	4
CONTENIDO.....	5
LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE CUADROS.....	8
RESUMEN.....	9
ABSTRACT.....	11
1. INTRODUCCIÓN	12
2. ANTECEDENTES	13
2.1. Metales	13
2.1.1. Clasificación.....	13
2.1.2. Fuentes	14
2.1.3. Toxicidad	15
2.2. Metales en los Ecosistemas Acuáticos	16
2.2.1. Biología de los Peces Dulceacuícolas	17
2.3. Ictiofauna de Sonora	18
2.3.1. Tilapia.....	19
2.3.2. Lobina.....	19
2.4. Los Peces como Organismos Biomonitores de la Contaminación con Metales.....	20
2.4.1. Características de los Biomonitores	21
2.4.2. Los Otolitos como Indicadores de la Contaminación por Metales	22
3. HIPÓTESIS	24
4. OBJETIVOS	25
4.1. Objetivo General	25
4.1. Objetivos Particulares.....	25
5. METODOLOGÍA	26
5.1. Área de Estudio	26
5.1.1. Presa Lázaro Cárdenas “La Angostura”	26
5.1.2. Presa Álvaro Obregón “El Oviachic”	26
5.1.3. Presa El Cajón de Onapa	27
5.2. Muestreo y Procesamiento de los Peces	28
5.2.1. Factor de Condición.....	29
5.2.2. Índice de los Otolitos en los Peces.....	29
5.2.3. Digestión y Cuantificación de los Metales en los Otolitos	30
5.2.4. Diseño Experimental y Análisis Estadístico	30
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	32

CONTENIDO (continuación)

6.1. Tilapia <i>O. niloticus</i>	32
6.1.1. Factor de Condición.....	32
6.1.2. Índice de los Otolitos.....	35
6.1.3. Concentración de Metales.....	36
6.2. Lobina <i>M. salmoides</i>	44
6.2.1. Factor de Condición.....	44
6.2.2. Índice de los Otolitos	47
6.2.3. Concentración de Metales	48
7. CONCLUSIONES	53
8. RECOMENDACIONES	54
9. REFERENCIAS	55

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1 Localización de los metales y metaloides en la tabla periódica.....	14
2 Localización del otolito y sus fracciones en los peces.....	23
3 Áreas de estudio en la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México.....	28
4 Índice de Fulton o Factor de condición (K) de las tilapias de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en las dos épocas de muestreo.....	33
5 Índice de los otolitos de las tilapias de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en las dos épocas demuestreo.....	36
6 Concentraciones de los metales transformadas, en otolitos de tilapia de tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en dos épocas de muestreo.....	38
7 Análisis Canónico de Correspondencia entre los índices de Fulton y de los otolitos, y los niveles de metales, en las tilapias de tres presas de la cuenca del Río Yaqui.....	42
8 Índice de Fulton o Factor de condición (K) de las lobinas de las tres presas de estudio, en las dos épocas de muestreo.....	44
9 Índice de Fulton o Factor de condición (K) de las lobinas de las tres presas de estudio, en las dos épocas de muestreo.....	48
10 Concentraciones de los metales transformadas, en otolitos de lobina de tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en dos épocas de muestreo.....	50
11 Análisis Canónico de Correspondencia entre los índices de Fulton y de los otolitos, y los niveles de metales, en las lobinas de tres presas de la cuenca del Río Yaqui.....	52

LISTA DE CUADROS

Cuadros	Pagina
1 Edades promedio en meses de <i>O. niloticus</i>	35
2 Concentraciones de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los otolitos de la tilapia y la lobina colectada en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui durante las dos épocas, y en otras especies de peces dulceacuícolas reportadas en otros estudios alrededor del mundo.....	39
3 Edades promedio en meses de <i>M. salmoides</i>	46

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos están en contacto constante con diversos contaminantes derivados de actividades antropogénicas, las cuales producen residuos gaseosos, líquidos y sólidos, que por un mal tratamiento y/o confinamiento, provocan su dispersión y acumulación. Entre las principales actividades generadoras de contaminantes que llegan a los ecosistemas acuáticos se encuentran la agricultura y la minería, las cuales generan, entre otros, residuos con altos contenidos de metales y metaloides. Estos elementos son incorporados por los organismos acuáticos, como los peces, por la respiración a través de las branquias, por absorción directa a través de la piel y/o por la ingestión de alimentos de manera directa o por filtración. En México se han detectado altos niveles de varios metales y metaloides en diferentes ecosistemas acuáticos, los que pueden ser detectados y monitoreados de diversas maneras, una de ellas es a través de su fauna, como los peces. En Sonora existe gran diversidad de ictiofauna y el Río Yaqui constituye el segundo foco ecológico de importancia en la provincia, de la que forman parte de su cuenca las presas La Angostura, El Cajón de Onapa y El Oviachic. Entre esta diversidad se encuentran las tilapias (*Oreochromis niloticus*) y las lobinas (*Micropterus salmoides*), de las familias Cichlidae y Centrarchidae, respectivamente. Se estudiaron el contenido de cobre (Cu) fierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni) y zinc (Zn) en los otolitos de 180 tilapias y 139 lobinas, como biomonitores de contaminación por metales, y conocer el factor de condición de ambas especies en temporadas diferentes en las tres presas. El índice de Fulton (K) da información sobre el crecimiento de los peces (longitud-peso). Los valores de K indicaron que, en general, las condiciones fisicoquímicas de las tres presas son buenas para el desarrollo de las dos especies, pero las mejores condiciones se presentan en la época de lluvias. Las dos especies mostraron diferentes patrones de bioacumulación de metales en los tres ecosistemas, Las tilapias tuvieron más concentraciones de Fe y las lobinas de Ni, mientras que el resto de metales tuvieron niveles similares en las dos especies. Las tres presas mostraron variaciones estacionales en los patrones de acumulación de metales; la presa La Angostura mostró las mayores acumulaciones de Fe, Ni y Zn durante la época de lluvias, El Cajón de Onapa mostró las mayores acumulaciones de Ni y Zn en la época seca, y El Oviachic mostró variaciones estacionales de los metales, con las mayores acumulaciones de Fe y Zn en época de luvias. Estos resultados, en conjunto, mostraron la utilidad de los otolitos para el monitoreo de la

exposición a estos elementos.

Palabras clave: otolitos, metales, biomonitores, monitoreo, contaminación

ABSTRACT

The aquatic ecosystems are under anthropogenic stress by activities as agriculture and mining, which produces gas, liquid and solid wastes. If these wastes are unadequately treated and confined they may disperse contaminants as metals and metalloids. These elements are incorporated to aquatic reservoirs and the fishes may accumulate by respiration (through gills), dermic contact (through water) and/or by feeding (directly or through filtration). In aquatic ecosystems, the metals and metalloids contamination may be monitored by the use of organisms as fishes, because there are many species with differences in their biology and ecology behaviours. The Yaqui River Basin possesses a diversity of ichthyofauna and many ecosystems with different degrees of anthropogenic stress. *Tilapia Oreochromis niloticus* as a benthic species and largemouth bass *Micropterus salmoides* as a pelagic species are suitable to use as biomonitors of metals and metalloids contamination in the La Angostura, El Cajón de Onapa y El Oviachic Yaqui River basin dams. The otoliths of 180 tilapias and 139 largemouth bass were analyzed for copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), nickel (Ni) and zinc (Zn), in two different seasons. Moreover, the Fulton's index was determined to evaluate their health condition. According to the condition indexes, the three ecosystems have adequate physicochemical conditions for the reproduction and development of two species, but the best were in rainy season. The accumulation patterns of metals in otoliths were variable for two species in relation to their feeding habits and this bone structure is suitable to use in biomonitoring to metals contamination. Tilapia accumulated high levels of Fe and largemouth bass of Ni, and the other metals showed similar accumulations in both species. The ecosystems presented variable seasonal and spatial metals accumulation patterns. The Angostura dam showed high accumulation levels of Fe, Ni and Zn, the El Cajón de Onapa high accumulation levels of Ni and Zn, and the El Oviachic high accumulation levels of Fe and Zn.

Key words: metals, otoliths, biomonitors, accumulation.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos están siendo afectados por las actividades antropogénicas, ya que producen residuos gaseosos, líquidos y sólidos, que por un mal tratamiento y/o confinamiento, provocan la dispersión y acumulación de diferentes contaminantes (Páez-Osuna et al., 2017). Alrededor y en los márgenes de la cuenca del Río Yaqui se desarrollan actividades económicas que pueden provocar impacto en los niveles de contaminantes, como los metales. En particular, se ha demostrado que la minería y la agricultura son fuentes de estos contaminantes, provocando su dispersión en los ecosistemas aledaños a donde se desarrollan. Esto puede derivar en la acumulación y distribución de estos elementos en los organismos residentes de sus ecosistemas, como las presas. En el estado de Sonora se llevan a cabo estas actividades desde hace décadas, por lo que la dispersión y acumulación de metales es un problema en los ecosistemas acuáticos del estado, por lo que la ictiofauna puede verse afectada de manera importante (Meza-Figueroa et al., 2009; Meza-Montenegro et al., 2012). Así, los peces son excelentes biomonitores de la exposición a metales, ya que son capaces de acumularlos y biomagnificarlos, por lo que pueden ser estudiados para determinar cómo ha sido la exposición a éstos a lo largo de su desarrollo (Campana, 2005). En este trabajo proponemos usar los otolitos, una estructura calcárea, como indicadores de contaminación por metales y exposición crónica en dos especies de peces (tilapia y lobina), con ciclos de vida diferentes y que son residentes de las presas La Angostura, El Cajón de Onapa y El Oviachic, pertenecientes a la cuenca de Río Yaqui.

2. ANTECEDENTES

2.1. Metales

2.1.1. Clasificación

Los metales son un grupo de elementos los cuales poseen una densidad mayor a 4 g cm^{-3} (Appenroth, 2010), se localizan en la parte central de la tabla periódica (figura 1). Generalmente se clasifican según sus propiedades físicas en estado sólido, las cuales son la capacidad de conducir calor, tienen resistencia eléctrica directamente proporcional a la temperatura, brillo metálico, además presentan maleabilidad y ductilidad. Sin embargo, estas propiedades se pierden cuando sufren transformaciones químicas (Appenroth, 2010; Smith y Nordberg, 2015). Dichas transformaciones han llevado a definir los metales con base en sus propiedades en soluciones acuosas, así, un metal es un elemento que en condiciones biológicas puede reaccionar al perder uno o más electrones para formar un catión (Smith y Nordberg, 2015). Los metaloides tienen la propiedad de ser donadores o aceptores de electrones, dependiendo de ciertas condiciones. Sus propiedades dependen de la valencia del elemento, pero que químicamente su comportamiento es como un no metal (Atkis, 2007). Los elementos clasificados como metaloides son el boro, el silicio, el germanio, el arsénico, el antimonio, el telurio, el polonio y el astatinio. Algunos de ellos son semiconductores, como el silicio, y la conductividad aumenta conforme se incrementa la temperatura. Dependiendo de la concentración, tanto los metales como los metaloides son potencialmente tóxicos para los sistemas biológicos, por ejemplo el cromo y el arsénico (Seese, 2005; Rainbow, 2007; Appenroth, 2010).

Existen varias clasificaciones de los metales y metaloides, pero una de las más ampliamente utilizadas es dividirlos en esenciales y no-esenciales; estos últimos son aquellos sin una función biológica definida. Las características para ser considerado un elemento esencial son:

(a) estar presente en todos los tejidos, (b) mantener una concentración dentro de un intervalo constante, (c) ser capaz de producir anomalías fisiológicas si se le excluye del organismo y (d)

ser capaz de remediar estas anomalías si es reincorporado al organismo. Entre éstos se encuentran el cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), selenio (Se), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni), vanadio (V) y zinc (Zn). El zinc es activador de muchas enzimas, como la anhidrasa carbónica, mientras que el cobre participa en varios procesos enzimáticos de diferentes organismos y es parte funcional de la hemocianina, proteína del sistema respiratorio de moluscos, crustáceos y artrópodos (Rainbow, 2007). Entre los metales sin función biológica se encuentran oro, plata, cadmio, mercurio, arsénico y plomo, que pueden manifestar toxicidad a cualquier concentración, dependiendo de ciertas condiciones (Appenroth, 2010; Smith y Nordberg, 2015). Aunque se ha demostrado que el cadmio tiene funciones metabólicas en la anhidrasa carbónica de algunas especies de diatomeas oceánicas, se considera sin función biológica para el resto de los organismos acuáticos (Rainbow, 2007).

El diagrama muestra la tabla periódica con las siguientes características de coloración y etiquetado:

- Metales:** Representados en gris, ocupan la mayor parte de la tabla, desde el grupo 1A hasta el grupo 10.
- Metaloides:** Representados en azul claro, se encuentran en la línea diagonal que separa los metales de los no metales, específicamente en los grupos 13, 14, 15 y 16.
- No Metales:** Representados en amarillo, ocupan el grupo 17 y parte del grupo 16.
- Etiquetas de Grupos:** 1A, 2A, 3A, 4A, 5A, 6A, 7A, 8A.
- Etiquetas de Regiones:** "Metales" en el centro de la zona gris y "Metaloides" debajo de la zona azul.

Figura 1. Localización de los metales y metaloides en la tabla periódica.

2.1.2. Fuentes

Los elementos metálicos forman una gran variedad de compuestos inorgánicos, principalmente compuestos binarios, como los óxidos y sulfuros; los metales y metaloides se presentan comúnmente como minerales y multielementos en la naturaleza (Smith y Nordberg, 2015). Llegan a las aguas costeras y continentales a través de procesos naturales como el intemperismo, los

incendios y el volcanismo, por lo que, a diferencia de sustancias contaminantes como plaguicidas, hidrocarburos y plásticos, los metales y metaloides están presentes de manera natural en la corteza terrestre y algunos de ellos forman parte de los seres vivos. Es por esto que existen intervalos de concentraciones naturales o basales de estos elementos en los suelos, sedimentos, aguas, atmósfera y en los organismos vivos (Rainbow, 2007). Los niveles naturales de estos elementos van de 0.08 mg kg⁻¹ para mercurio (Hg), hasta 13 400 mg kg⁻¹ para aluminio, dependiendo de la geología de los sedimentos y suelos de la zona (Taylor y McLennan, 1995). Se ha estimado que las aportaciones mayoritarias de metales y metaloides son por los escurrimientos de ríos, con valores de 3 t año⁻¹ para Hg, 5 t año⁻¹ para plata (Ag), 300 t año⁻¹ para níquel (Ni), 180 t año⁻¹ para plomo (Pb) y 25 000 t año⁻¹ para hierro (Fe) (Glasby y Szefer, 1998).

Sin embargo, los principales aportes de estos elementos son producto de las actividades humanas, por descargas de aguas tratadas y no tratadas, deposición directa y por transportación atmosférica. Entre las industrias que más aportes tienen están el enlatado de alimentos, el uso de agroquímicos en la agricultura, la producción de pinturas, la minería y la producción de electricidad (Páez-Osuna, 2001). Se ha estimado que los aportes por estas actividades son de 7 t año⁻¹ para Hg y Ag, 358 t año⁻¹ para Ni, 2330 t año⁻¹ para Pb y 319 000 t año⁻¹ para Fe (Glasby y Szefer, 1998).

2.1.3. Toxicidad

La toxicidad de cualquier sustancia o elemento depende tanto de factores abióticos (pH, solubilidad, temperatura, salinidad, concentración, entre otros) como bióticos (talla, estado nutricional, sexo, edad, entre otros) (Rainbow, 2007; Appenroth, 2010). Cuando los metales y metaloides llegan a los ecosistemas acuáticos, tienden a bioacumularse y en algunos casos a biomagnificarse, dado que no son degradados y su concentración aumenta con el tiempo, llegando a representar niveles de riesgo por los posibles efectos adversos (Rainbow, 2007; Prieto-Méndez, 2009). La movilidad dependerá de factores fisicoquímicos del medio, generalmente desde los sedimentos. La toxicidad de estos elementos, sean esenciales o no, ocurre cuando rebasan la capacidad del organismo para eliminarlos y/o almacenarlos en formas inertes; la toxicidad sobre las células se presenta como resultado de su capacidad para alterar y/o desnaturalizar las proteínas,

interferir en procesos fisiológicos como la transferencia de iones y la alteración de la reproducción celular (Prieto-Méndez, 2009; Cañizares-Villanueva, 2000).

Los efectos tóxicos causados por metales y metaloides son diversos, pero a nivel molecular los mecanismos principales de toxicidad son (Covarrubias, 2017):

- Bloqueo de grupos funcionales esenciales en biomoléculas y desnaturalización de proteínas.
- Desplazamiento de centros catiónicos en enzimas, lo que provoca la pérdida de funcionalidad de la enzima.
- Daño irreversible a carbohidratos, ADN, proteínas y lípidos a causa de la formación del radical OH.

En México se han detectado altos niveles de varios metales en diferentes ecosistemas acuáticos, entre los que están el Hg, arsénico (As) y Pb (Páez-Osuna et al., 2017). El Hg llega al ambiente por actividades volcánicas, depósitos minerales, incendios forestales, emisiones oceánicas, desgasificación de la corteza terrestre, actividad minera y combustión industrial. La forma más tóxica es el metil-Hg, el cual es un contaminante importante de ambientes acuáticos. El As en condiciones naturales se encuentra como arsenato, arsenita, ácido monometilarsénico, dimetilarsénico, arsenobetaina y arsenoazúcares; sin embargo las fuentes principales del As son las actividades mineras y los agroquímicos utilizados en la agricultura, silvicultura y ganadería. El Pb también se encuentra de manera natural, pero las fuentes principales de este elemento son la fundición y procesamiento de metales y la minería (Covarrubias, 2017).

2.2. Metales en Ecosistemas Acuáticos

En los ecosistemas acuáticos, los metales de fuentes naturales y/o antropogénicas se distribuyen en tres compartimentos: el agua, los sedimentos y la biota. En éstos pueden estar como: (a) metales disueltos como iones libres o formando complejos inorgánicos u orgánicos en disolución; (b) absorbidos en sólidos inorgánicos y orgánicos; (c) adsorbidos sobre los minerales de tamaño fino (<2 μm) o detritos orgánicos; (d) formando compuestos organometálicos donde el metal involucrado forma una parte esencial de la estructura; y (e) coprecipitados con los óxidos

hidratados del hierro y del manganeso, o bien con los sulfuros o polisulfuros metálicos (Páez-Osuna, 2001; Prieto-Méndez, 2009).

Los sedimentos son considerados el depósito final de los metales y metaloides, ya que poseen componentes con muy alta afinidad a estos elementos (Páez-Osuna, 2001). La movilización de estos elementos puede ocurrir a partir de estos reservorios, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del medio acuático (Rainbow, 2007; Prieto-Méndez, 2009). Además, en los sedimentos también ocurre la transformación de algunos de los metales como mercurio y estaño (metilación y etilación), bajo condiciones reductoras y anaeróbicas, especies químicas orgánicas que en la mayoría de los casos son más tóxicas que las formas inorgánicas (Rainbow, 2007).

En el caso de la biota, los metales son incorporados a los organismos acuáticos por las branquias, por absorción directa a través de la piel o por la ingestión de alimentos de manera directa o por filtración (Rainbow, 2007). Algunos organismos han desarrollado mecanismos fisiológicos específicos de tolerancia a ciertos niveles de estos elementos sin experimentar efectos letales, dependiendo de la concentración y del tiempo de exposición (Wang, 2002; Rainbow, 2007). La toxicidad de estos también está en función de factores como la bioconcentración, la especie química del elemento, la susceptibilidad de cada organismo y/o tejido, hábitos alimenticios, la talla y la edad (Wang, 2002).

2.2.1. Biología de los Peces Dulceacuícolas

Los peces son un conjunto de vertebrados acuáticos con aletas, que muestran continuidad filogenética, los cuales respiran por branquias y pertenecen al Filo Cordados (Hickman et al. 2000). La regulación osmótica difiere entre peces óseos marinos y dulceacuícolas. Los peces óseos marinos son reguladores hiper osmóticos, esto quiere decir que tienen una concentración salina más baja que el agua marina en la que habitan, por lo que tienden a perder sales y ganar agua. Por otro lado, los peces óseos dulceacuícolas son reguladores hipo osmóticos, debido a que el agua dulce es un ambiente diluido. Esta forma de regulación implica que el exceso de iones es bombeado al exterior por medio del riñón mesonéfrico, mientras que las células absorbentes de sales, localizadas en el epitelio de las branquias, transportan iones de sodio y cloruro desde el agua a la

sangre. Este proceso junto con la sal consumida por medio del alimento, ayuda al pez a compensar las sales perdidas por difusión. En general, los iones disueltos en el agua compiten en este sitio para ser incorporados al pez, dominado principalmente por la concentración de tales iones. Estos mecanismos son sumamente efectivos para la regulación iónica ya que la energía necesaria para mantener este equilibrio osmótico es mínima (Hickman et al., 2000).

Los hábitos alimenticios son una base para clasificar a los peces, pueden ser: predadores, ramoneadores, coladores de alimento, succionadores de alimento y parásitos (Lagler, et al., 1990). Muchos de los peces dulceacuícolas dependen de su nutrición de plancton, especialmente los cíclidos (Hickman et al., 2000).

2.3. Ictiofauna en Sonora

En Sonora existe gran diversidad de ictiofauna, alcanzando un total de 64 especies, de las cuales 43 son nativas y 3 endémicas del estado de Sonora (Varela-Romero, 1995). Dentro de esta diversidad se encuentra la familia de los cíclidos y la familia de los centrárquitos. Los cíclidos son peces perciformes casi totalmente dulceacuícolas de más de mil especies que habitan en Centro y Sudamérica, África, sur de India, Sri Lanka y Siria. Los centrárquitos son una familia de peces dulceacuícolas endémica de Norteamérica, los cuales son muy utilizados para la pesca deportiva. Se distribuyen desde el sur de Canadá hasta el noroeste de México. Cuatro de las treinta especies que comprenden esta familia, se dan naturalmente en México (Rush et al., 2009).

El Río Yaqui forma el segundo foco de importancia en la provincia, mayor que otros ríos en tamaño de cuenca, caudal y presencia de una ictiofauna sustancial. La fauna del Río Yaqui es una mezcla de peces de tierras altas y de especies introducidas, el endemismo es bajo ya que existe intercambio y comparte especies con el Río Colorado, el Río Mayo, el Río Bravo, así como con otros cuerpos de agua de Sonora (Rush et al., 2009).

2.3.1. Tilapia

La tilapia *Oreochromis niloticus* pertenece a la Familia Cichlidae del Orden Perciformes de la Clase Osteichthyes, originaria de África. Es una especie introducida a México desde 1964, debido a que es de importancia comercial. Esta importancia reside en que es una fuente importante de proteínas y por sus características biológicas. La tilapia es un organismo demersal omnívoro que se alimenta principalmente del ramoneo del sedimento y presenta un crecimiento rápido, comparado con otras especies utilizadas en acuicultura; es resistente a enfermedades, su productividad es muy elevada, tiene tolerancia a condiciones de alta densidad, puede sobrevivir en agua poco oxigenada y con diferentes concentraciones salinas, además presenta gran aceptación por diversos alimentos (CONABIO, 2012).

Las características físicas de la tilapia son, cuerpo robusto comprimido y discoidal, raramente alargado. Boca protráctil con labios gruesos; mandíbulas anchas con dientes cónicos y en ocasiones incisivos. Aleta dorsal en forma de cresta con espinas y radios en su parte terminal. Aleta caudal redonda y trunca. El macho tiene dos orificios en la papila genital: el ano y el orificio urogenital, mientras que la hembra posee tres: el ano, el poro genital y el orificio urinario. La incubación es bucal y dura de 3 a 6 días, la maduración de los machos lleva alrededor de 4 a 6 meses, mientras que las hembras tardan de 3 a 5 meses (CONABIO, 2012). La producción de tilapia ocupa el tercer lugar en México, el 90% proviene de la acuicultura y se cultiva en 31 estados de la república (CONABIO, 2012).

2.3.2. Lobina

La lobina pertenece a la familia Centrarchidae del Orden Perciformes de la Clase Osteichthyes. La especie más común en lagos y cuerpos de agua de América es *Micropterus salmoides*. Se caracteriza por su cuerpo ligeramente comprimido y elevado, cabeza grande y ancha, y boca grande. Las aletas, dorsal y anal presentan espinas blandas, las aletas pectorales obtusamente puntiagudas, mientras que las ventrales se encuentran muy juntas y se localizan debajo de las

pectorales. La lobina presenta una coloración verde olivo en la parte dorsal, el vientre tiene tonalidad blanquecina y presenta tres rayas oblicuas oscuras en las mejillas y opérculos, esta coloración depende de las condiciones del agua en la que habite. También sus periodos de reproducción dependen de las condiciones del agua, como, la temperatura, otro factor que influye es, si vive libre o en criadero (SIAP, 2017).

Esta especie es carnívora en vida libre. Las crías permanecen de 30 a 35 días en el nido, hasta alcanzar una longitud de 3 a 4 cm, al terminar este periodo se separan del nido en busca de larvas de mosca y zooplancton. Al llegar a la etapa de juvenil se alimentan de insectos, copépodos, ranas y peces forrajeros. El crecimiento del individuo depende de la temperatura del agua y la disponibilidad de plancton, en condiciones óptimas para el desarrollo puede alcanzar de 20 a 24 cm de largo (SIAP, 2017).

Se aclimata fácilmente por lo que puede habitar en arroyos, presas, lagos, ríos, siempre y cuando existan estructuras que les faciliten la captura de alimento. Tiene mayor actividad en aguas con temperaturas entre 18° C a 30°C, sin embargo, tolera bajas temperaturas de hasta 2° C (Ulloa et al. 2010).

2.4. Los Peces como Organismos Biomonitores de la Contaminación con Metaloides

Los peces, por representar varios niveles de la cadena alimenticia acuática, son excelentes indicadores de contaminación por metales y metaloides, debido a que pueden bioacumular y biomagnificar estos elementos, en relación a sus niveles de exposición (Mancera-Rodríguez, 2006). La bioacumulación se refiere al proceso que causa un incremento en la concentración del elemento, en este caso en los peces, comparado con la concentración en el agua y/o sedimento (Páez-Osuna, 2001). La concentración de metales y metaloides en el cuerpo de un organismo acuático es del orden de mg kg^{-1} (o $\mu\text{g g}^{-1}$) y resulta de la diferencia neta de las cantidades incorporadas y eliminadas por el cuerpo del organismo en cuestión, que se conoce como eficiencia en la acumulación. Considerando esto, cualquier cambio en la absorción y pérdida de los metales y metaloides equivale a un cambio en la concentración en los tejidos y órganos (Páez-Osuna, 2001). Los peces incorporan a los metales desde la columna de agua y del sedimento, teniendo como ruta

de entrada las branquias (a través de la respiración), la alimentación y a través de la dermis. El ingreso a las células es a través de la permeabilidad lipídica, por permeabilidad mediante la formación de complejos, mediante portadores, a través del canal iónico, mediante el bombeo iónico y por endocitosis. También existe evidencia que indica que los metales pasan a través de las membranas celulares, esencialmente, por procesos de transporte pasivo (Páez-Osuna, 2001). La principal ruta de incorporación de metales es la alimenticia, que va desde el 70-100%, que son transportados al hígado donde son almacenados y/o transformados en formas químicas de baja toxicidad para ser enviados a otros tejidos o eliminados. La exposición a estos elementos en las especies de peces se relaciona con su biología, principalmente con sus hábitos alimenticios y su longevidad, ya sea por ser ramoneadores (la acumulación de estos contaminantes es alta en los sedimentos) o por ser depredadores tope (el mayor consumo de especies eleva la exposición). Así, los peces pueden explicar el escenario de exposición a los metales no solo por los niveles en el ambiente sino por el período en que esta ocurre (Tzadik et al., 2017).

2.4.1. Características de los Biomonitores

Los biomonitores evalúan cuantitativamente los cambios en el entorno basándose en las respuestas biológicas de los organismos que lo habitan (Torres et al., 2008). Es necesario realizar muestreos periódicos, debido a que es necesario establecer los cambios a través del tiempo (Springer, 2010). Estos cambios incluyen al organismo como individuo, a la población y sus relaciones con otros niveles en la cadena trófica. En el organismo estos cambios se dan a nivel celular, bioquímico, molecular y fisiológico, y se pueden cuantificar en células, fluidos biológicos, tejidos y órganos (Connell et al., 1999). Así, los organismos biomonitores se seleccionan considerando las siguientes características (Connell et al., 1999):

1. Que acumule el contaminante que se encuentra en el ambiente, sin morir.
2. Que sea sedentario o que tenga movilidad restringida a un área.
3. Que sea abundante en la zona de interés para el estudio.
4. Que tenga un ciclo de vida largo que permita hacer muestreos en diferentes etapas del mismo.

5. Que sea lo suficientemente grande para proporcionar el tejido necesario para realizar los análisis.
6. Que sea de fácil acceso para el muestreo y suficientemente resistente a sobrevivir en laboratorio, si es necesario.

Basados en estas características, no existe un organismo biomonitor ideal, que cumpla con todos los requisitos, sin embargo, algunos poseen muchas de éstas. Los peces son considerados especies que cumplen con algunos de los requisitos principales (los peces de presas o lagos tienen poca movilidad ya que están restringidos a un área específica y no realizan migraciones) como la longevidad, tener hábitos alimenticios que pueden reflejar la exposición a los contaminantes y la acumulación de éstos es variable entre los tejidos, lo que permite tener un escenario de la exposición longitudinal y estacional. Además, tienen la ventaja de que pueden indicar los posibles riesgos a la salud asociados a la contaminación, ya que son de consumo humano (Connell et al., 1999).

2.4.2. Los Otolitos como Indicadores de la Contaminación con Metaloides

Los otolitos son estructuras óseas con componentes minerales que forman parte del oído interno de los peces y que interactúan con el líquido craneoencefálico a través de su canal central o surco, desempeñando las funciones de estabilidad del organismo, y de captación y amplificación del sonido gracias a su morfología laminar. Están compuestos casi totalmente de carbonato de calcio y se dividen en tres fracciones: sagittae, lapilli y asterisc (Figura 2). Estas estructuras óseas registran la historia de vida de los peces, a través de marcas de crecimiento que registran su edad, por lo que la fracción sagittae es la más utilizada en estudios de ecología, paleontología e ictiología, debido a que por su mayor tamaño es la fracción más accesible en la mayoría de las especies (Sponaugle, 2010). Además, estas estructuras óseas registran las variaciones ambientales de contaminantes como los metales, acumulando niveles proporcionales a su exposición. Esto se basa en la biogeoquímica de estos elementos, que sustituyen al Ca^{2+} en el carbonato de calcio (CaCO_3), por lo que son depositados en estas estructuras (Tzadik et al., 2017).

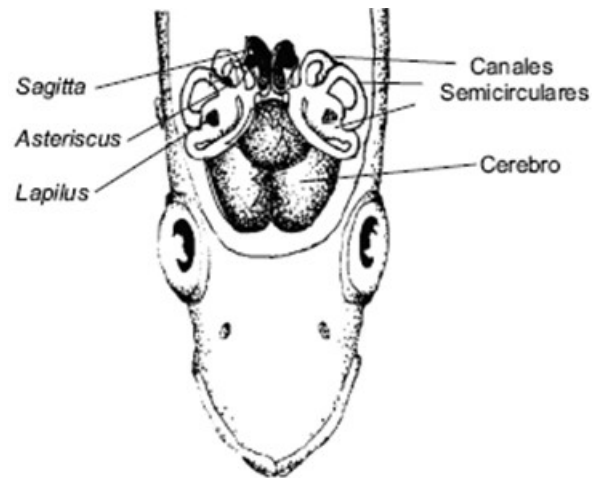


Figura 2. Localización del otolito y sus fracciones en los peces (Volpedo, 2001).

3. HIPÓTESIS

Las concentraciones de metales en los otolitos de los peces se relacionan con factores biológicos de cada especie, y con los niveles de contaminación antropogénica en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Determinar las concentraciones de 6 metales en los otolitos de tilapias (*Oreochromis niloticus*) y lobinas (*Micropterus salmoides*) de tres presas de la cuenca del Río Yaqui con diferente grado de contaminación.

4.2. Objetivos Particulares

1. Determinar los factores de condición de las tilapias y lobinas de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui.
2. Determinar las edades de los peces a través de los surcos de crecimiento formados en el otolito de las tilapias y lobinas de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, Sonora.
3. Cuantificar las concentraciones de Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn en los otolitos de las tilapias y lobinas de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, Sonora.
4. Describir la posible relación entre las concentraciones de los 6 metales y factores biológicos de las tilapias y lobinas, de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, Sonora.

5. METODOLOGÍA

5. 1. Área de Estudio

La cuenca del Río Yaqui es la más caudalosa y extensa de Sonora, comprendiendo áreas desde el norte al sureste del estado, con diferentes arroyos y ríos como tributarios a lo largo de su recorrido. Las tres presas a estudiar en este trabajo se encuentran en la parte alta, media y baja de la cuenca de este río (Figura 3).

5.1.1. Presa Lázaro Cárdenas “La Angostura”

La presa General Lázaro Cadenas, conocida comúnmente como La Angostura, está ubicada al norte del estado de Sonora, dentro de la región hidrológica número 9. Se encuentra aproximadamente a 25 km en dirección noreste de la población de Nacozari de García y a 30 km en dirección sureste de la población de Esqueda. Su capacidad de almacenamiento es de 703.4 millones m³ y es abastecida por el Río Bavispe, parte de la cuenca del Río Yaqui. Sus aguas se destinan al riego agrícola a pequeña escala, pero principalmente para la extracción de cobre a gran escala, donde la mina Mexicana del Cobre produce 90 000 toneladas diarias de Cu, Mo, Au y AG (SGM, 2014). Además, en sus aguas se realiza la acuacultura de tilapia y lobina, y la pesca deportiva de la lobina (CONAGUA, 2016).

5.1.2. Presa Álvaro Obregón “El Oviachic”

La presa Álvaro Obregón “El Oviachic” se encuentra a 45 km al norte de Cajeme. Es el último cuerpo de agua de la cuenca del Río Yaqui, con una capacidad de almacenaje de 2 989 millones de

m³. Sus aguas 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.

Además, para algunas actividades industriales, principalmente industrias de procesamiento y producción de alimentos para consumo animal y humano (Gortáres-Moroyoqui et al., 2011; CONAGUA, 2016). En esta presa también se desarrolla la acuacultura de tilapia y lobina, contando con cooperativas para la pesca y su comercialización; además, se desarrolla la pesca deportiva de la lobina. Esta presa no es afectada directamente por actividades mineras.

5.1.3. Presa El Cajón de Onapa

La presa el Cajón de Onapa se encuentra sobre el Río Sahuaripa, en el municipio de Sahuaripa, y desemboca en el Río Yaqui. En esta zona la actividad económica principal es la ganadería, aunque en esta presa se cultiva tilapia y lobina, para lo cual el Gobierno del Estado de Sonora apoya con la siembra periódica de alevines de las dos especies (SAGARHPA, 2016). Las cantidades capturadas de tilapia son procesadas para la exportación a Chihuahua, por lo que esta actividad representa un sustento para los pobladores de la región. Considerando las actividades que se desarrollan en sus alrededores, no hay fuentes de contaminación antropogénica en esta presa, aunque las fuentes naturales pueden provenir del intemperismo (SGM, 2014).

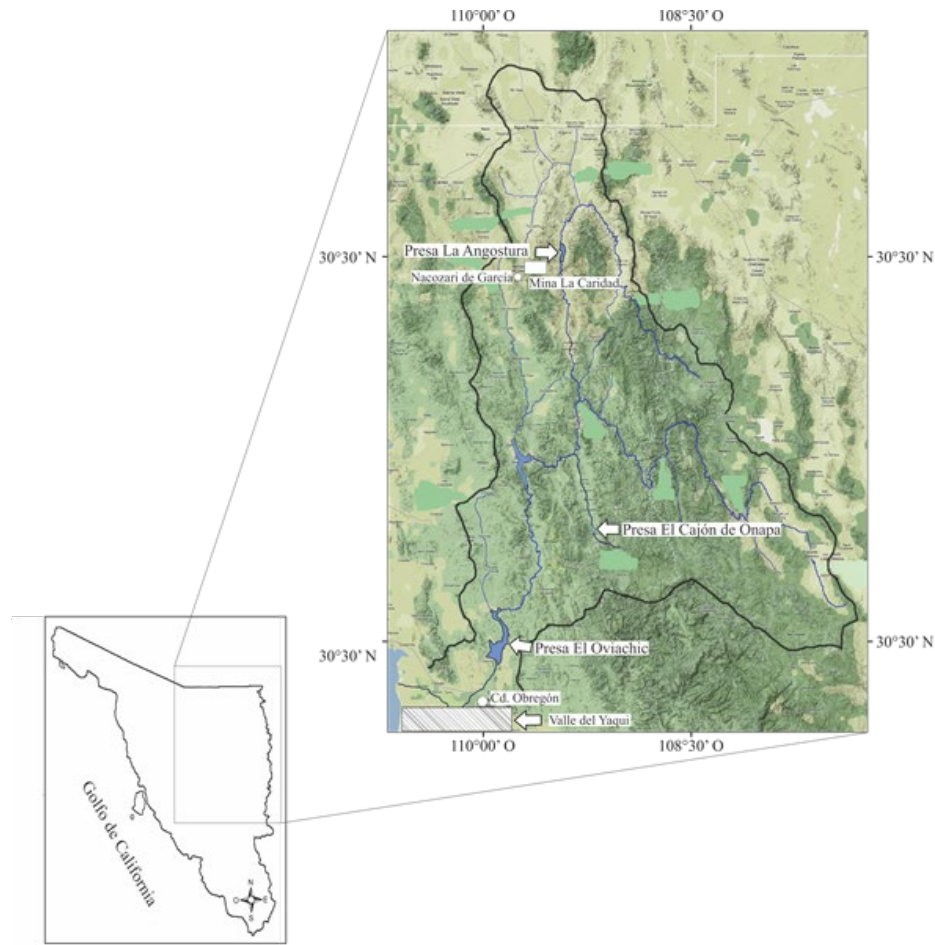


Figura 3. Localización de las tres presas estudiadas en la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México.

5.2. Muestreo y Procesamiento de los Peces

Se realizaron dos muestreos en cada presa durante el 2018, en dos épocas climáticas contrastantes: épocas secas-cálidas (mayo-junio) y época de lluvias-cálidas (septiembre-octubre). Las muestras se colectaron en distintos puntos dentro de cada una de las tres presas, mediante la ayuda de los pescadores locales, a bordo de una embarcación tipo lancha, con un motor fuera de borda de 20 hp. Para la colecta de la tilapia se utilizaron redes de pesca agallera (chinchorro) de 4 cm de apertura. Las lobinas fueron pescadas con cañas usando curricanes y gusanos de plástico como señuelos. Una vez colectados, se tomaron las longitudes total y estándar (cm) mediante un ictiómetro, y el peso total (g), utilizando una balanza analítica. Únicamente se contemplaron organismos adultos, con pesos ≥ 300 g.

5.2.1. Factor de Condición de los Peces

El índice de Fulton (K) o factor de condición, es utilizado para estimar modificaciones temporales del buen estado de los peces, dichos cambios pueden ser causados por factores externos (ambientes) e internos (fisiológicos), independientemente de la longitud de los peces. Este índice varía dependiendo el ambiente, el sexo, la edad, la especie, época del año, madurez reproductiva y el morfotipo. Es muy útil para comparar poblaciones de la misma especie en condiciones ambientales diferentes (Granado, 2002). Este índice se estima relacionando el peso total y longitud estándar del pez, mediante la fórmula:

$$K=10*(W/L^b)$$

Donde W es el peso total del pez (g), L es la longitud estándar del pez (cm) y b es la relación longitud-peso (pendiente de la recta).

5.2.2. Índice de los Otolitos en los Peces

El índice de los otolitos es un valor adimensional que relaciona el peso, el largo y el ancho del otolito de cada especie, considerando que el crecimiento del organismo se relaciona con el crecimiento del otolito en todas sus dimensiones, por lo que son las variables más importantes que lo definen y pueden ser relacionadas para su determinación a través de técnicas de análisis multivariado (Kocovsky et al., 2009; Cruz-Acevedo y Aguirre-Villaseñor, 2020). Se calculó a través de un Análisis de Componentes Principales, por presa (La Angostura, El Cajón de Onapa y El Oviachic) para cada época del año (secas y lluvias), usando el software Statistica 7.0.6 (StatSoft, 2004), considerando peso, largo y ancho de los otolitos como variables. Se obtuvieron los tres componentes principales y el factor que describió la mayor parte de la varianza (alrededor del 80% en ambas especies), se consideró como el índice del otolito.

5.2.3. Digestión y Cuantificación de los Metales en los Otolitos

Los otolitos se diseccionaron de la cabeza de cada pez, se limpiaron con agua y se guardaron en recipientes etiquetados con tapa. Una vez extraídos, todos los otolitos se sometieron a secado en incubadora por 18 horas a 70° C. Su morfología se determinó con un estereoscopio y se midieron; el largo total del otolito (LO en cm) y ancho total del otolito (AO en cm) (Campana, 2005). Así mismo, cada par de otolitos se pesó usando una balanza analítica (en g). Posteriormente se agregaron 5 mL de ácido nítrico a cada recipiente, esperando de 3 a 7 días para que se disolvieran completamente, transcurrido este periodo se agregaron 10 mL de agua destilada. Se corrieron blancos y una muestra certificada como controles analíticos (Jara-Marini et al., 2013).

La cuantificación de Cu, Fe, Mn, Ni y Zn fue a través de Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA) VARIAN (SpectrAA 240 FS), utilizando una flama aire/acetileno. Las concentraciones de cada metal en los otolitos se calculó la con la fórmula:

$$\text{Concentración} = \frac{\text{Lectura (EAA)} \times \text{Volumen de aforo (mL)}}{\text{Peso del otolito (g)}}$$

Donde lectura (EAA) es la lectura resultante del equipo, el volumen de aforo (15mL) y el peso del otolito correspondiente (Agilent, 2018).

5.2.4. Diseño Experimental y Análisis Estadístico

El diseño experimental está compuesto por una fase no experimental que consta de la colecta de muestras en las tres presas descritas anteriormente, los cuáles se llevaron a cabo durante dos épocas del año 2018: a) el primer muestreo se realizó en la época de secas-cálidas, entre mayo y junio; y b) el segundo muestreo se realizó en la época de cálida-lluvias, entre septiembre y octubre.

El análisis estadístico constó de pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza de los datos, para los datos de longitud estándar y peso de los otolitos, además de las concentraciones de metales en los mismos (Cifuentes et al., 2012). Dado que resultaron no normales y sin homogeneidad de varianza, se realizó transformación logarítmica ($\ln$) de los datos correspondientes a longitud estándar y peso para realizar una regresión lineal de estos parámetros y obtener su correlación (Cifuentes et al., 2012). Posteriormente se aplicó la fórmula del índice de Fulton para obtener el factor de condición (K) individual por especie (Cifuentes et al., 2012). El factor de condición es utilizado para obtener información indirecta sobre el crecimiento, nutrición, madurez y por ende en qué estado de salud se encuentra la población (Cifuentes et al., 2012). Se realizó un Análisis de Varianza (ANDEVA) de una vía para evaluar diferencias en los valores de K entre las presas para cada especie.

Las concentraciones de metales también resultaron no normales y sin homogeneidad de varianza, por lo que fueron transformadas usando el logaritmo base 10 y sumando una unidad ($\log_{10}(\text{concentración del metal}) + 1$), para comparar las variaciones entre presas para cada especie. Se realizó un ANOVA de una vía para evaluar diferencias entre las concentraciones de metales entre las presas para cada especie. Para determinar los factores mas importantes en la relación entre las concentraciones de metales (independientes) y los índices biológicos medidos en los peces (K e índice de forma de otolitos), se realizó un Análisis de Correspondencias Canónicas para cada especie (Cruz-Acevedo y Aguirre-Villaseñor, 2020).

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6. 1. Tilapia *O. niloticus*

6.1.1. Edad y Factor de Condición

Los valores del índice K de la tilapia en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui se muestran en la Figura 4, para las dos épocas de muestreo. Al analizar los valores de K, por presa, se encontraron variaciones significativas ($p < 0.05$) entre las dos temporadas de muestreo en las tres presas. Valores de K significativamente ($p < 0.05$) más altos se presentaron durante la época de lluvias, tendencia que se observó en las tres presas, lo cual puede deberse a la disponibilidad de alimento durante esta temporada, al mayor volumen de agua que presenta la presa entre temporadas y a la edad de los peces. Esto considerando que puede indicar el estado nutricional de un organismo e, indirectamente, la salud del mismo bajo las condiciones del ecosistema (Cifuentes et al., 2012).

La tilapia es un pez exótico de origen tropical que tiene amplia tolerancia y aclimatación, con temperaturas óptimas entre 25 a 32 °C (INAPESCA, 2011). Los resultados de K y su comparación entre individuos y temporadas de muestreo indican que las tilapias de las tres presas presentan variaciones en su estado de salud entre temporadas, teniendo mejor condición durante las lluvias. Esto puede deberse a un menor estrés por la abundancia del agua, debido a que se mantienen los niveles de agua relativamente constantes, además de un menor estrés térmico por bajas fluctuaciones en las temperaturas. Así mismo, hay mayor disponibilidad de alimento para las tilapias, por los aportes de sedimentos y materia orgánica asociados a las diferentes escorrentías y por la resuspensión de los sedimentos del fondo por las corrientes superficiales y de fondo (Granado-Lorencio, 2002; Grammer et al., 2012; Santoyo-Telles et al., 2019). También se ha observado que las escorrentías y las corrientes aumentan las concentraciones de oxígeno, sobre todo cuando disminuyen la velocidad, permitiendo un mejor desarrollo de la tilapia (Santoyo-Telles et al., 2019).

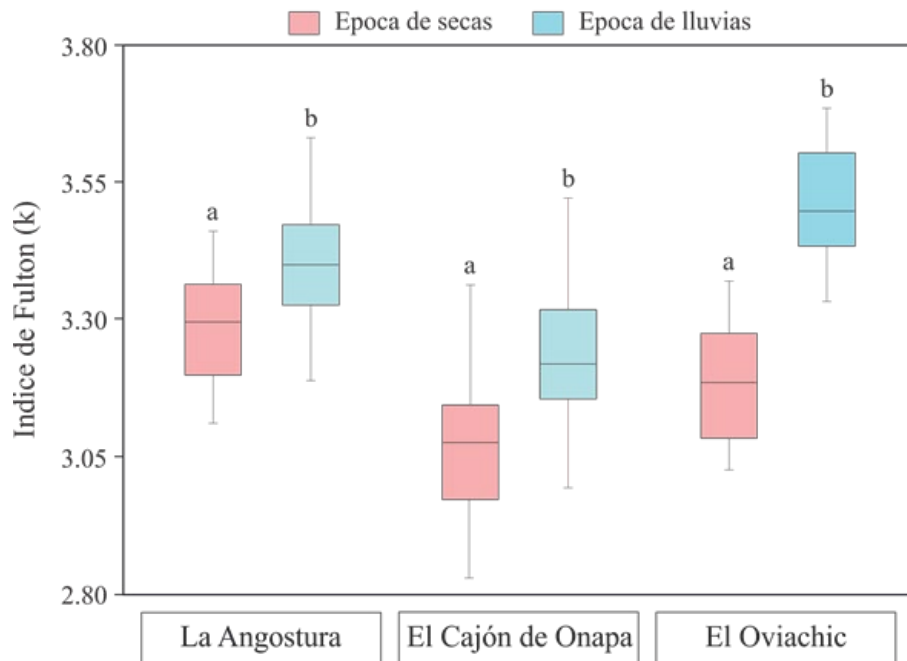


Figura 4. Factor de Fulton o de condición (K) de las tilapias de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en las dos épocas de muestreo.

Los valores del índice K determinados en la tilapia (intervalo de 3.05 a 3.53) son significativamente mayores a los reportados en estudios hechos en lagos de Africa, intervalos de 1.81-1.87 por Tesfaye y Tadesse (2008) en tres lagos de Etiopia e intervalos de 1.80-1.85 por Tessema et al. (2019) en otro lago de Etiopia. En ambos estudios se concluyó que hay sobrepesca de la especie, al colectar organismos en etapas adultas tempranas, lo que no permite el desarrollo adecuado de la especie. En un estudio hecho en un lago de Nigeria (Adeogun y Chukwuka, 2010), se obtuvo un intervalo de valores del índice de Fulton de 2.69-2.80 para la tilapia, que son ligeramente menores a los encontrados en este estudio, y a pesar de ser un lago impactado por descargas de la una industria textil. Los valores de K determinados en la tilapia también fueron significativamente mayores a los reportados por Santoyo-Telles et al. (2019) en la misma especie (intervalo de 1.72 a 2.10), en cinco ecosistemas del estado de Jalisco, México. Estos valores bajos fueron relacionados con varios parámetros, como la temperatura (son ecosistemas con temperaturas relativamente bajas, entre 15-28°C) y bajos valores de oxígeno disuelto, esto último relacionado con descargas antropogénicas de materia orgánica, provocando la eutrofización, disminuyendo la supervivencia y sustentabilidad ecológica (Eugercios-Silva et al., 2017). Los valores de K encontrados en este estudio indicaron que las tres presas de la cuenca del Río Yaqui son cuerpos con buenas condiciones fisicoquímicas

para el desarrollo de la tilapia *O. niloticus*, que no tiene impactos por descargas de materia orgánica que las afecten, y que hay un buen manejo pesquero.

La edad promedio, determinada a través de los surcos de crecimiento de los otolitos, variaron significativamente entre épocas del año y entre ecosistemas, como se puede observar en la Tabla 1. Las edades menores fueron determinadas en El Oviachic, con promedios iguales entre las dos épocas del año ($p>0.05$), seguida de El Cajón de Onapa que también presentó edades similares entre épocas pero significativamente mayores ($p<0.05$) a las determinadas en El Oviachic. Finalmente, las edades determinadas en las tilapias de La Angostura tuvieron diferencias significativas ($p<0.05$) entre épocas y significativamente mayores a las determinadas en El Oviachic pero estadísticamente similares ($p>0.05$) a las edades determinadas en El Cajón de Onapa. Las diferencias de edades en La Angostura están relacionadas con los hechos de que es un embalse grande (capacidad 1,116.5 millones m^3 ; INEGI, 2017) y de que hay una veda para su pesca que dura desde enero hasta la tercera semana de julio (Inapesca, 2011; SAGARHPA, 2016); el muestreo de la época de lluvias en este ecosistema fue a mediados de septiembre, por lo que que colectamos especímenes que tenían un esfuerzo de pesca de casi dos meses, mientras que durante el primer muestreo, realizado a principios de junio, no hubo esfuerzo de pesca por la veda. Sin embargo, en este ecosistema es el que registra la menor cantidad de pescadores (6 personas registradas; SAGARHPA, 2016), por lo que explica que los especímenes tienen mayores edades que el resto de los ecosistemas. Las edades de los organismos de El Cajón de Onapa fueron intermedias entre los tres ecosistemas, a pesar de ser un embalse pequeño (capacidad 45.8 millones m^3 ; INEGI, 2017), que también puede estar relacionado con que registra un número intermedio de pescadores (alrededor de 40 personas); el hecho de que no hubo variaciones estacionales en las edades de la tilapia de este embalse puede explicarse por el hecho de que la pesca se da en dos períodos, el primero desde mediados de febrero hasta mediados de abril, y el segundo desde principios de septiembre hasta finales de noviembre (SAGARHPA, 2016). Finalmente, las edades menores determinadas en El Oviachic se relacionan con el hecho de que hay más pescadores (alrededor de 150, agrupados en 4 cooperativas) que los otros dos embalses, por lo que tiene esfuerzos de pesca mayores, a pesar de ser un embalse grande (capacidad 4,409.4 millones m^3 ; INEGI, 2017); también tiene dos períodos de pesca, similares a El Cajón de Onapa (SAGARHPA, 2016).

Cuadro 1. Edades promedio de la tilapia *O. niloticus* determinadas por los otolitos.

Ecosistema	Epoca	Edad promedio (meses)
La Angostura	Secas	24 ^c
	Lluvias	20 ^b
El Cajón de Onapa	Secas	22 ^{bc}
	Lluvias	22 ^{bc}
El Oviachic	Secas	16 ^a
	Lluvias	16 ^a

1. Diferente letra en el superíndice significa diferencia significativa ($p < 0.05$).

6.1.2. Índice de los Otolitos

Este índice relaciona el peso, el largo y el ancho del otolito, para describir su forma. Se tomó como el factor que describió la mayor parte de la varianza (alrededor del 88.73% para la tilapia), derivado de un Análisis de Componentes Principales (Cifuentes et al., 2012). Los valores de este índice se presentan en la Figura 5. Los índices de los otolitos en las tilapias tuvieron variaciones en las tres presas entre las épocas de muestreo: a) en la presa La Angostura, los valores más altos fueron en la época de lluvias, aunque no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$); b) mientras que en las presas El Cajón de Onapa y El Oviachic, los índices de los otolitos fueron significativamente mayores en la época de secas respecto a la época de lluvias ($p < 0.05$). Este índice en la tilapia es contrastante respecto a K, ya que relaciona solo medidas de los otolitos, y su comportamiento solo fue similar en la presa La Angostura y contrario en las otras dos presas. Dado que se deriva de un componente que explica casi el 80% del comportamiento del tamaño del otolito de las tilapias en las presas, es claro que indican que las condiciones fisicoquímicas en las presas son variables entre las épocas, presumiblemente mejores durante la época de lluvias. Considerando que los otolitos se relacionan con la edad de los especímenes, estas diferencias pueden estar también relacionadas con la historia de vida de los organismos en cada ecosistema, ya que cada embalse presenta diferencias en la condiciones fisicoquímicas pero también en los esfuerzos de pesca (menores en La Angostura, seguida de El Cajón de Onapa y mucho mayores en El Oviachic; SAGARHPA, 2016). Además, considerando que este índice proviene de medidas de los otolitos, quizás nos permitirá

correlacionarlo con las concentraciones de los metales, que permita explicar la acumulación de los mismos en el tiempo de exposición en cada ecosistema bajo cada época contrastante.

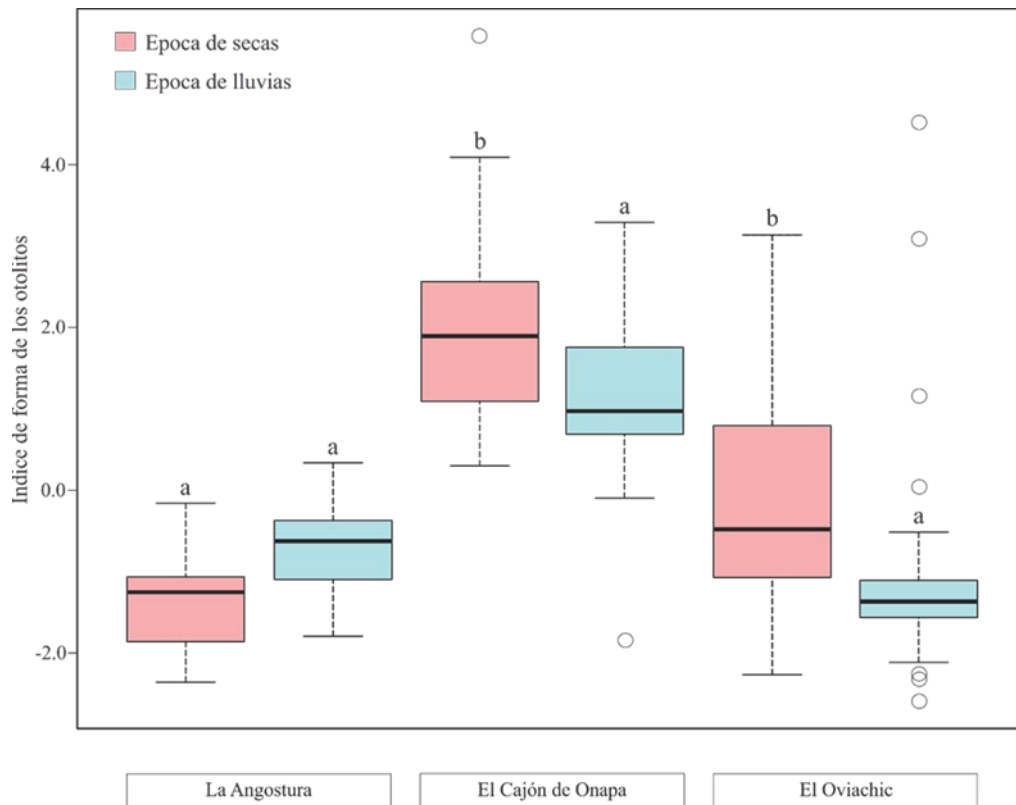


Figura 5. Índice de forma de los otolitos de las tilapias de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en las dos épocas de muestreo.

6.1.3. Concentración de Metales

En la Figura 6 se presentan las concentraciones transformadas ($\log_{10}(x)+1$) de los 5 metales analizados en los otolitos de las tilapias colectadas en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui. Las concentraciones de Cu no tuvieron variaciones ($p > 0.05$) entre presas y épocas, mientras que las concentraciones de Fe tuvieron variaciones significativas ($p < 0.05$), con las menores acumulaciones en la presa El Cajón de Onapa y las mayores en El Oviachic. Las concentraciones de Mn fueron similares en las tres presas durante la época de secas, pero disminuyeron

significativamente ($p < 0.05$) en El Oviachic durante la época de lluvias. Las concentraciones de Ni se comportaron de manera similar entre las dos épocas de muestreo en las tres presas, aunque solo durante las secas resultó una acumulación significativa ($p < 0.05$) en la presa El Cajón de Onapa. Finalmente, las concentraciones de Zn también se comportaron de manera similar durante los dos muestreos en las tres presas, con las acumulaciones significativamente ($p < 0.05$) menores en la presa El Cajón de Onapa durante las dos épocas.

La Tabla 1 muestra las concentraciones de los metales determinadas en las tilapias colectadas en los tres ecosistemas de la cuenca del Río Yaqui, donde se observan las variaciones entre ecosistemas y épocas de muestreo que previamente se describieron. Las concentraciones de Cu, Mn y Ni fueron las que menores variaciones presentaron entre los ecosistemas, mientras que Fe y Zn presentaron intervalos más amplios y con una mayor acumulación en El Oviachic. En esta Tabla 1 también se presentan datos de la acumulación de metales en otolitos de especies dulceacuícolas de peces, en estudios hechos alrededor del mundo. No se encontraron muchos datos sobre la acumulación en otolitos de la tilapia *O. niloticus*, pero se observa que los valores de metales encontrados en este estudio son similares a los reportados en algunos casos, pero significativamente menores a otros. Por ejemplo, la acumulación de Cu y Zn en los otolitos de la tenca (Adami et al., 1999), la anguila americana (Arslan y Secor, 2005) y la lota (Melancon et al., 2009) fueron menores a los encontrados en la tilapia de este estudio; pero la acumulación en los otolitos de varias especies reportadas por Saquet et al. (2002) y en la trucha de lago reportada por Halden y Friedrich (2008) son significativamente mayores a las encontradas en este estudio. Los otolitos son estructuras óseas que pueden acumular a los metales en relación a la exposición a la que está siendo expuesto el pez, por lo que reflejan las condiciones fisicoquímicas del ecosistema, con una regulación fisiológica en donde las cantidades excesivas son distribuidas en varios tejidos (Campana, 2005).

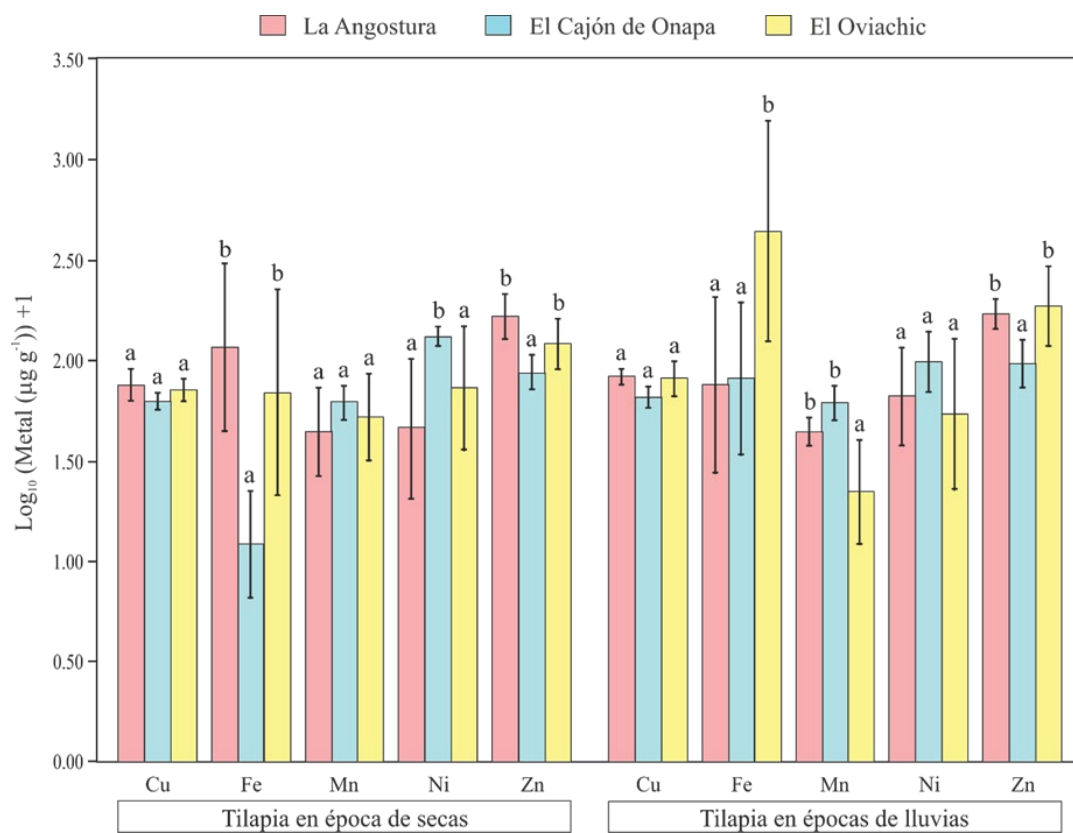


Figura 6. Concentraciones de los metales transformadas, en otolitos de tilapia de tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en dos épocas de muestreo.

Cuadro 2. Intervalos de las concentraciones de metales, promedios y desviaciones ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en los otolitos de la tilapia y la lobina colectada en las tres presas de la cuenca del Río Yaqui durante las dos épocas, y en otras especies de peces dulceacuícolas reportadas en otros estudios alrededor del mundo.

Ecosistema	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	Especie	Referencia
Presa La Angostura	7.65 $\pm$ 1.34 10.77 – 4.87 8.25 $\pm$ 0.77 9.90 – 6.71	13.42 $\pm$ 7.73 60.63 – 1.17 10.06 $\pm$ 5.43 19.49 – 0.45	4.79 $\pm$ 1.36 7.68 – 0.48 4.43 $\pm$ 0.71 6.00 – 3.31	5.94 $\pm$ 3.64 12.79 – 0.87 7.43 $\pm$ 3.32 15.48 – 1.13	17.23 $\pm$ 5.59 37.74 – 12.12 17.20 $\pm$ 3.06 24.02 – 12.66	<i>Oreochromis niloticus</i>	Este estudio
Presa El Cajón de Onapa	6.28 $\pm$ 0.61 7.65 – 5.02 6.53 $\pm$ 0.96 10.91 – 5.49	1.32 $\pm$ 0.58 7.91 – 0.33 10.88 $\pm$ 6.72 35.63 – 0.77	6.32 $\pm$ 1.56 13.65 – 4.55 6.19 $\pm$ 1.28 10.73 – 4.37	13.27 $\pm$ 1.38 15.15 – 10.09 10.23 $\pm$ 2.78 14.50 – 2.89	8.86 $\pm$ 1.80 12.99 – 6.28 9.96 $\pm$ 4.00 29.58 – 6.48	<i>Oreochromis niloticus</i>	Este estudio
Presa El Oviachic	7.18 $\pm$ 0.89 9.19 – 5.77 8.22 $\pm$ 1.64 12.19 – 5.25	8.94 $\pm$ 4.34 46.69 – 0.46 46.60 $\pm$ 20.80 177.06 – 0.58	5.50 $\pm$ 2.39 30.20 – 2.38 2.72 $\pm$ 1.61 5.83 – 0.51	8.82 $\pm$ 2.40 23.51 – 1.12 7.81 $\pm$ 4.19 17.52 – 0.68	12.67 $\pm$ 4.20 26.60 – 6.94 20.26 $\pm$ 8.68 48.98 – 5.62	<i>Oreochromis niloticus</i>	Este estudio
Presa La Angostura	7.10 $\pm$ 3.69 20.64 – 4.11 8.96 $\pm$ 1.84 16.61 – 6.27	26.72 $\pm$ 11.47 254.25 – 1.22 6.07 $\pm$ 3.02 27.54 – 1.73	2.72 $\pm$ 1.94 11.01 – 0.17 1.74 $\pm$ 0.96 3.52 – 0.02	7.82 $\pm$ 5.13 18.78 – 0.96 7.54 $\pm$ 4.26 13.79 – 0.95	26.02 $\pm$ 9.67 121.95 – 11.88 31.34 $\pm$ 9.63 69.96 – 16.90	<i>Micropterus salmoides</i>	Este estudio
Presa El Cajón de Onapa	5.63 $\pm$ 0.82 6.56 – 5.00 7.19 $\pm$ 1.63 11.23 – 5.47	4.07 $\pm$ 1.32 5.11 – 2.57 5.90 $\pm$ 4.06 58.47 – 0.47	3.11 $\pm$ 1.31 7.43 – 1.88 5.49 $\pm$ 1.56 11.88 – 3.66	16.89 $\pm$ 1.37 17.68 – 15.30 12.69 $\pm$ 5.34 18.04 – 1.22	14.45 $\pm$ 4.79 19.18 – 9.60 16.29 $\pm$ 7.92 51.62 – 8.33	<i>Micropterus salmoides</i>	Este estudio
Presa El Oviachic	6.33 $\pm$ 0.64 8.42 – 5.43 7.31 $\pm$ 1.02 9.21 – 4.46	13.73 $\pm$ 9.36 47.22 – 0.94 9.24 $\pm$ 6.05 20.22 – 1.32	2.49 $\pm$ 1.21 5.11 – 0.47 5.09 $\pm$ 0.82 6.25 – 3.36	15.45 $\pm$ 9.95 44.51 – 1.56 8.14 $\pm$ 4.64 18.20 – 1.01	18.75 $\pm$ 4.29 24.63 – 6.15 20.36 $\pm$ 4.58 30.33 – 8.30	<i>Micropterus salmoides</i>	Este estudio

Canales Roggia Storta, Udine, Italia	0.07 – 2.25	–	–	–	1.48 – 10.90	<i>Tinca tinca</i>	Adami et al 1999
Lagos de la región de Sherridon, Manitoba, Canada	ND – 66.00	ND – 166.0	ND – 442.0	–	ND – 1000	<i>Esox lucius</i> , <i>Sander vitreus</i> , <i>Perca flavescens</i> , <i>Catostomus commersonii</i> , <i>Coregonus clupeaformis</i> y <i>Salvelinus namaycush</i>	Saquet et al 2002
Río Hudson, Nueva York, EUA	0.50 – 1.43	–	0.50 – 2.90	0.07 – 0.51	0.80 – 4.80	<i>Anguilla rostrata</i>	Arslan y Secor 2005
Río Otsuchi, Costa Sanriku, Japón	0.67 – 1.10	–	0.81 – 1.60	–	26.50 – 39.40	<i>Oncorhynchus keta</i>	Arai y Hirata 2006
Presa El Oviachic	6.33 ± 0.64 8.42 – 5.43 7.31 ± 1.02 9.21 – 4.46	13.73 ± 9.36 47.22 – 0.94 9.24 ± 6.05 20.22 – 1.32	2.49 ± 1.21 5.11 – 0.47 5.09 ± 0.82 6.25 – 3.36	15.45 ± 9.95 44.51 – 1.56 8.14 ± 4.64 18.20 – 1.01	18.75 ± 4.29 24.63 – 6.15 20.36 ± 4.58 30.33 – 8.30	<i>Micropterus salmoides</i>	Este estudio
Canales Roggia Storta, Udine, Italia	0.07 – 2.25	–	–	–	1.48 – 10.90	<i>Tinca tinca</i>	Adami et al 1999
Lagos de la región de Sherridon, Manitoba, Canada	ND – 66.00	ND – 166.0	ND – 442.0	–	ND – 1000	<i>Esox lucius</i> , <i>Sander vitreus</i> , <i>Perca flavescens</i> , <i>Catostomus commersonii</i> , <i>Coregonus clupeaformis</i> y <i>Salvelinus namaycush</i>	Saquet et al 2002

Río Hudson, Nueva York, EUA	0.50 – 1.43	–	0.50 – 2.90	0.07 – 0.51	0.80 – 4.80	<i>Anguilla rostrata</i>	Arslan y Secor 2005
Río Otsuchi, Costa Sanriku, Japón	0.67 – 1.10	–	0.81 – 1.60	–	26.50 – 39.40	<i>Oncorhynchus keta</i>	Arai y Hirata 2006

Considerando esto, las cantidades de metales acumuladas en las tilapias de este estudio indican que los organismos de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui están siendo expuestas a cantidades variables de metales, con niveles similares de Cu y Mn en los tres ecosistemas, cantidades altas de Fe y Zn en el Oviachic, y cantidades altas de Ni en El Cajón de Onapa.

En la Figura 7 se presentan los resultados del Análisis de Correspondencias Canónicas, el cual se utiliza para determinar si dos conjuntos de variables son independientes uno de otro o inversamente, y determinar la magnitud de las relaciones que pueden existir entre los dos conjuntos (Badii et al. 2007); en este caso entre los índices biológicos y los niveles de metales. Los factores 1 y 2 en los dos ejes canónicos explicaron el 55.6% y 0.5% de la varianza, respectivamente. En la Figura 7A se observa una agrupación entre las tilapias de las presas La Angostura y El Oviachic en las dos épocas de muestreo (principalmente en el los valores negativos del Factor 1), mientras que la presa El Cajón de Onapa se agrupa en las dos épocas del año, en el lado positivo del Factor 1. Esto indica de que lo niveles y dinámica de los metales para las tilapias, y posiblemente las condiciones fisicoquímicas en El Cajón de Onapa, son diferentes a las otras dos presas. Se ha documentado que La Angostura puede estar impactada por la minería del cobre (Meza-Figueroa et al., 2009; de la O-Villanueva et al., 2012) ya que existen muchos jales mineros no confinados que contienen altos niveles de metales y que por las condiciones ambientales y climáticas, pueden polvos de dichos jales a distancias relativamente lejanas en sus alrededores. En cuanto a El Oviachic, es un ecosistema cercano al Valle del Yaqui, que es una región agrícola en cuyos suelos se han reportado altas concentraciones de metales (Meza-Montenegro et al., 2012) y que pudieran ser movilizados a esta presa por los vientos dominantes en ciertas épocas del año. Posiblemente las condiciones fisicoquímicas en La Angostura y El Oviachic son similares y hacen que la dinámica de los metales sea también semejante. En contraste, El Cajón de Onapa es un ecosistema considerado pristino ya que en sus alrededores solo se llevan a cabo actividades acuícolas, agrícolas y ganaderas a pequeña escala; la acumulación de metales es principalmente por el intemperismo de las áreas aledañas. Es un ecosistema pequeño que en épocas de secas tiene estrés por los niveles bajos del agua (llega a bajar hasta un 40% de su capacidad) y por temperatura (en el día temperaturas entre 36-40°C y en las noches entre 12-20°C) (CONAGUA, 2020). En la Figura 7B se observa que La Angostura y El Oviachic se relacionan con mayores concentraciones de Cu, Fe y Zn, lo que indica que en esos ecosistemas estos metales tienen dinámicas similares, ya sea en forma libre o ligados a diferentes componentes en la columna de agua y/o los sedimentos. Se ha

reportado que minerales autógenos como los carbonatos de Ca, los óxidos de Fe y Mn, y las piritas de diferentes orígenes, juegan un rol en los ciclos biogeoquímicos de Cu, Fe y Zn, y que cuando las condiciones fisicoquímicas lo permiten, convergen y son movilizados en tales minerales (Horowitz, 1991; Huerta-Díaz y Morse, 1990; Burdige, 2006).

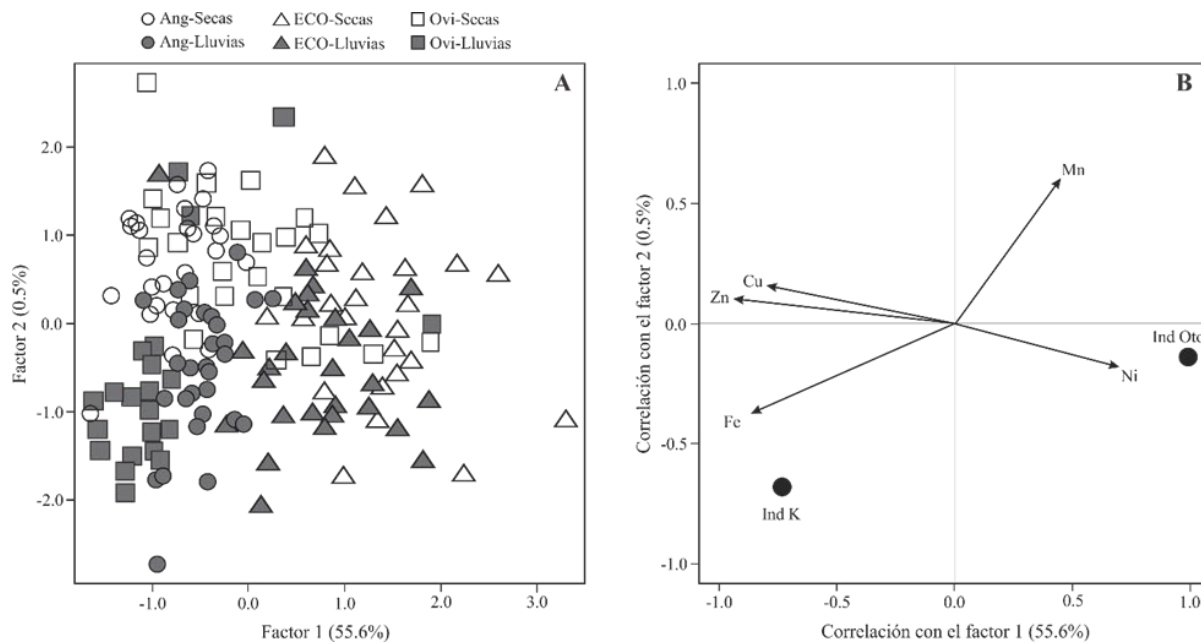


Figura 7. Análisis Correspondencias Canónicas entre los índices biológicos y las concentraciones de metales en las tilapias de tres presas de la cuenca del Río Yaqui. La Angostura (ANG), El Cajón de Onapa (ECO), El Oviachiv (OVI).

Algunos estudios en peces han demostrado que la incorporación y distribución en los tejidos de ciertos metales está asociada a los requerimientos propios del organismo y generalmente los elementos esenciales convergen en las rutas metabólicas (Wright, 1995; Paquin et al., 2002). En el caso de la presa El Cajón de Onapa, el índice de los otolitos de las tilapias se agruparon con Mn y Ni, lo que indica que estos metales convergen en la ruta de deposición de calcio en estas estructuras óseas. Se ha reportado que algunos metales son depositados y son inertes en esas estructuras, pero si el ecosistema está siendo impactado por contaminantes metálicos, la acumulación en la estructura ósea (como un exceso) será proporcional a ese impacto (Campana, 2005). Esto nos indica que los niveles relativamente altos de Mn y Ni en este ecosistema están siendo reflejados en los otolitos de las tilapias, como un exceso por la exposición continua.

6. 2. Lobina *M. salmoides*

6.2.1. Factor de Condición (K)

En la Figura 8 se muestran los valores de K en la lobina en las tres presas y las dos épocas de muestreo. Los valores de K en La Angostura y el Cajón de Onapa fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) en la época de lluvias, mientras que en El Oviachic se observa una tendencia a ser mayores en la época de lluvias, pero no resultaron con diferencias significativas ($p > 0.05$). Este índice de las lobinas fue similar al encontrado de las tilapias ya que los valores más altos fueron en la época de lluvias, lo que indica que las mejores condiciones para el desarrollo de ambas especies fueron mejores en esa época. Tanto por la mayor disponibilidad de nutrientes, como por los menores estreses de agua y de temperaturas, lo que produjo mayores valores en los índices de Fulton, y por ende mejor salud de los organismos de esos ecosistemas (Cifuentes et al., 2012).

La lobina es un pez depredador, que se moviliza en la columna de agua para capturar su alimento. En la época de lluvias hay mayor disponibilidad de alimentos por la abundancia de insectos y desarrollo de peces larvarios y juveniles, y un menor esfuerzo de movilidad de los peces para obtenerlo (Ulloa et al. 2010). Esta mayor disponibilidad de alimento durante esta temporada para las lobinas también puede deberse a que durante esa temporada están avanzados los ciclos reproductivos de sus presas como anfibios, peces e insectos (Ulloa et al. 2010). Es importante considerar que durante esta época la temperatura del agua profunda no se eleva significativamente y los niveles de oxígeno son altos en esas aguas, por lo que sus condiciones de crecimiento y desarrollo son mejores, al ser una especie que crece y se desarrolla más adecuadamente en temperaturas entre los 18 y 30 °C (Ulloa et al. 2010). Para las lobinas del Cajón de Onapa no se puede determinar con mayor certeza que la temporada de secas tuvo menor condición biológica, debido a que el tamaño de muestra correspondiente a la época de secas fue muy pequeña, aunque estadísticamente si se pudo establecer diferencias y la tendencia a tener índices K menores fue clara.

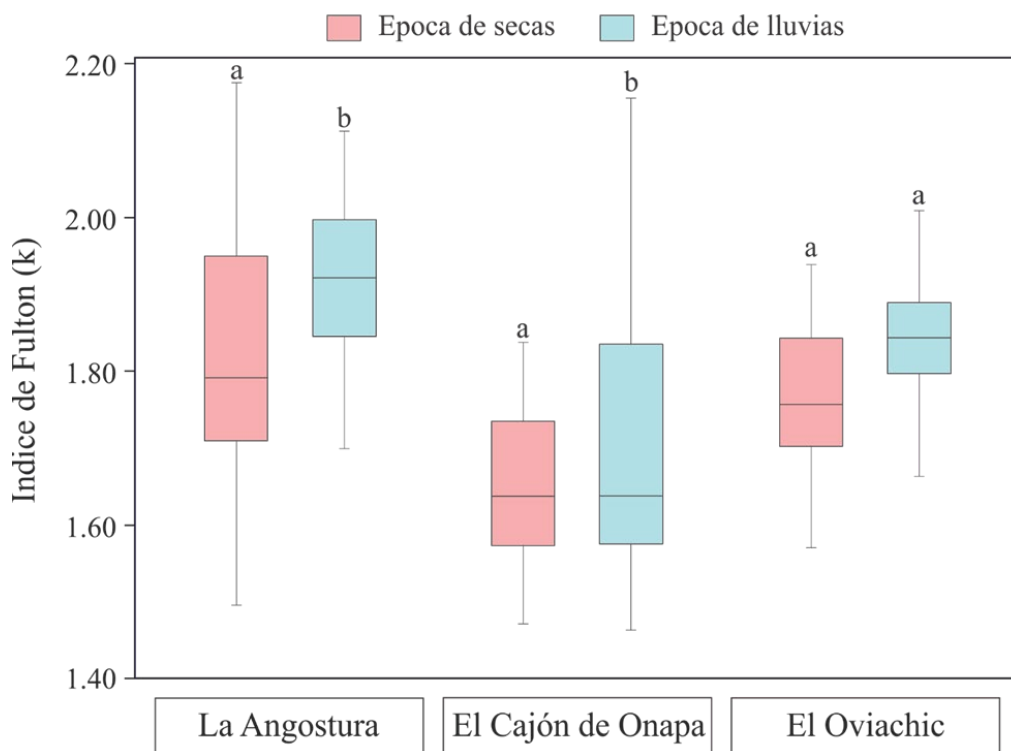


Figura 8. Factor de condición (K) de las lobinas de las tres presas de estudio, en las dos épocas de muestreo.

Los índices K de las lobinas encontrados en este estudio (intervalo de 1.38 a 2.17) son similares a los reportados por Lorenzoni et al. (2002) (intervalo de 1.41 a 1.99) en el Lago Trasimeno (Umbria, Italia), un ecosistema que reportaron como muy favorable para el cultivo de la lobina con fines de consumo humano. El intervalo del índice de condición es mayor al reportado por Goodbred et al. (2015) (de 1.17 a 1.48) en lobinas colectadas en el Lago Mead (Nevada/Arizona, EUA), donde reportaron altas concentraciones de contaminantes orgánicos y que afectaron al desarrollo óptimo de la especie, por lo que no es un ecosistema adecuado para el desarrollo de la especie. En otro estudio sobre la reproducción y desarrollo de la lobina, realizado en la presa Gustavo Díaz Ordaz, Sinaloa, se reportó un intervalo de K de 0.95 a 1.21; los bajos valores de este factor estuvieron asociados al ciclo reproductivo de la especie, pero también se relacionó con cambios fisiológicos provocados por desviaciones en la canalización de energía (ya sea por fines reproductivos y/o almacenamiento de sustancias de reservas) y a cambios en respuesta al medio ambiente o disponibilidad de alimento. Los valores de K encontrados en este estudio son menores a los reportados por Junjie y Shengjie (2019) en lobinas de entre 2-7 meses de edad (intervalo de 2.17 a 3.37) colectadas en el Río Pearl, Cantón, China; los autores concluyeron que las condiciones

fisicoquímicas del ecosistema son muy buenas para el desarrollo de la especie, sobre todo por la disponibilidad de nutrientes y las condiciones fisicoquímicas del agua, por lo que las tallas comerciales se logran en 6 meses y la madurez sexual en un año. Es importante señalar que no hubo un patrón definido en cuanto al estado reproductivo de los especímenes de lobina colectados en los tres ecosistemas de la cuenca del Río Yaqui, ya que en las dos épocas hubo organismos maduros e inmaduros. Considerando lo reportado en la literatura respecto al índice K en la lobina, las mejores condiciones fisicoquímicas del agua, de disponibilidad de nutrientes y los niveles de contaminantes en las tres presas, para el desarrollo de la especie ocurren en la época de lluvias, aunque los posibles efectos de las concentraciones de contaminantes no solo ocurren en este índice sino a diferentes niveles de organización en el organismo (Connell et al., 1999).

En la Tabla 3 se presentan las edades de la lobina, determinadas por la longitud y el peso de los peces. Las edades significativamente mayores ($p<0.05$) en esta especie fueron determinadas en El Cajón de Onapa, que aunque es un embalse pequeño, tiene un esfuerzo de pesca intermedio respecto a los otros dos ecosistemas. La pesca que se desarrolla en este ecosistema es de tilapia, que se comercializa a Chihuahua en dos periodos (SAGARHPA, 2016), por lo que la pesca de la lobina es circunstancial (cuando llegan a quedar atrapadas en las redes) y ocasional usando curricanes (comunicación personal de los pescadores). Al crecer y desarrollarse libremente, sus tallas son grandes y por ende sus edades. El hecho de que las lobinas colectadas en la época de lluvias fueron menores que las colectadas en la época de secas, pudo deberse a que durante las lluvias el embalse se llenó y la superficie de distribución aumentó, disminuyendo su densidad en todo el embalse y por ende fue más difícil colectar organismos grandes. Sin embargo, hay que señalar que durante la época de secas solo se pudieron colectar 5 especímenes pero fueron de gran tamaño.

Cuadro 3. Edades promedio de la lobina *M. salmoides* determinadas por la talla y el peso¹.

Ecosistema	Epoca	Edad promedio (meses)
La Angostura	Secas	20 ^b
	Lluvias	18 ^{ab}
El Cajón de Onapa	Secas	36 ^d
	Lluvias	28 ^c
El Oviachic	Secas	17 ^{ab}
	Lluvias	15 ^a

1. Diferente letra en el superíndice significa diferencia significativa ($p<0.05$).

Las lobinas de la presa La Angostura presentaron edades similares ($p > 0.05$) en las dos épocas de muestreo, que fueron intermedias respecto a los otros dos ecosistemas. En esta presa solo hay 6 pescadores, que se dedican principalmente a la pesca de tilapia, por lo que la pesca de la lobina es circunstancial para ellos. Sin embargo, frecuentemente hay visitantes que van a pescar a la lobina de forma recreativa, y aunado a los torneos de pesca deportiva para la lobina que se organizan hasta dos veces al año (SAGARHPA, 2016), el esfuerzo de pesca para este especie es relativamente alta. Las edades significativamente menores ($p < 0.05$) fueron determinadas en las lobinas colectadas en El Oviachic, un embalse grande pero que tiene el mayor número de pescadores registrados, que no solo se dedican a la pesca de la tilapia, sino también de la lobina (su consumo es amplio en Cd. Obregón, Sonora) y del bagre. Además, son frecuentes los torneos de pesca deportiva de lobina, que llegan a realizarse hasta 4 veces al año (SAGARHPA, 2016).

6.2.2. Índice de los Otolitos

En la Figura 9 se muestran los valores del índice de forma de los otolitos, que como se mencionó previamente, se estimaron de un Análisis de Componentes Principales dónde las medidas de los otolitos de las lobinas se correlacionaron y se tomó el factor que explicó el mayor porcentaje de la varianza (aproximadamente 78.03%). Los índices de los otolitos en las lobinas no tuvieron variaciones significativas ($p > 0.05$) entre las épocas de muestreo en cada presa, aunque la tendencia en los tres ecosistemas fue la misma. Al comparar los valores de este índice por ecosistemas, se observa que los valores fueron similares ($p > 0.05$) en La Angostura y El Oviachic, que fueron significativamente ($p < 0.05$) menores a los determinados en El Cajón de Onapa. Esto puede ser indicativo de que los organismos tienen mejores condiciones de desarrollo durante la época de lluvias, ya que las condiciones generales son mejores, desde las condiciones fisicoquímicas hasta la disponibilidad de alimentos, como fue discutido previamente.

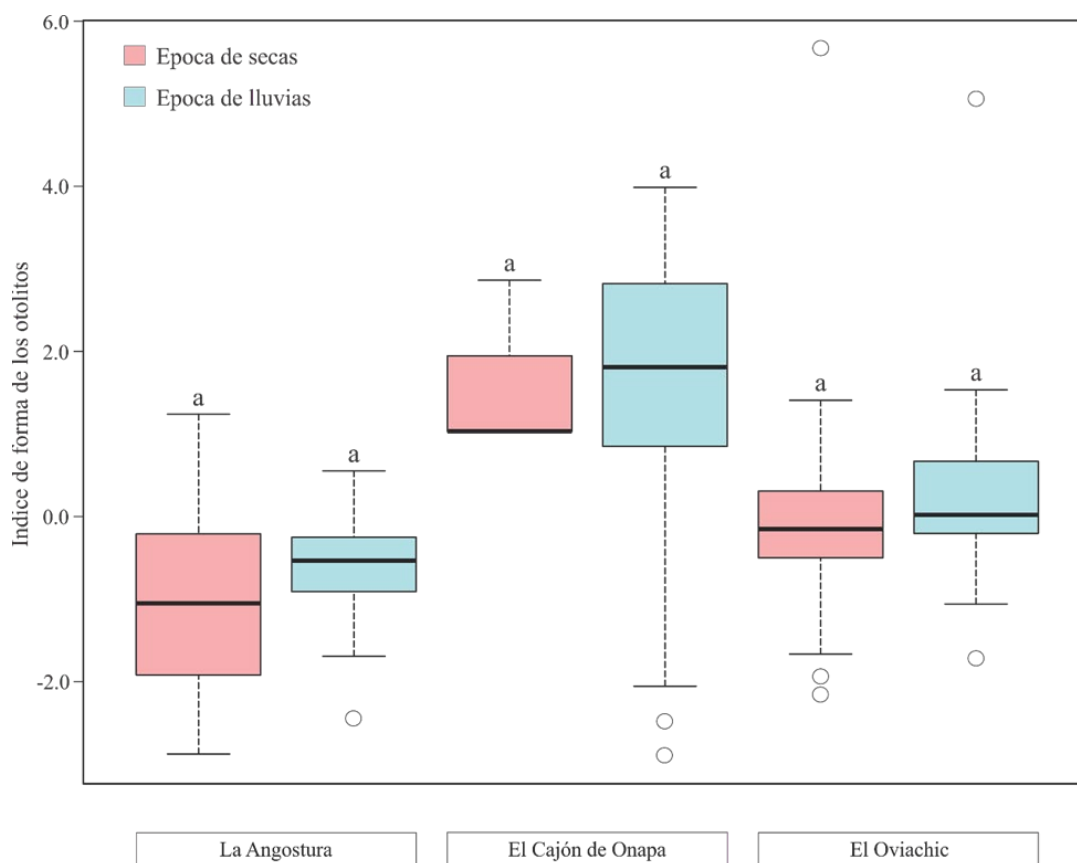


Figura 9. Índice de forma de los otolitos de las lobinas de las tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en las dos épocas de muestreo.

6.2.3. Concentración de Metales

Las concentraciones de metales en los otolitos de las lobinas se presentan en la Figura 10. Las concentraciones de Cu fueron similares tanto entre los ecosistemas como entre las dos épocas de muestreo; mientras que los niveles de Fe tuvieron variaciones espaciales significativas ($p < 0.05$), con una distribución en las acumulaciones de La Angostura > El Oviachic > El Cajón de Onapa, y las concentraciones en la época de lluvias fueron mayores en El Oviachic ($p < 0.05$). Las concentraciones de Mn en los otolitos de lobina no tuvieron diferencias significativas ($p > 0.05$). En cuanto a las concentraciones de Ni, hubo variaciones espaciales y temporales, con las menores acumulaciones en La Angostura y las mayores en el Cajón de Onapa en las dos épocas de muestreo, mientras que El Oviachic tuvo las concentraciones significativamente mayores ($p < 0.05$) en el

muestreo de secas. Finalmente, las concentraciones de Zn tuvieron el mismo comportamiento durante los dos muestreos, con los niveles más altos en La Angostura aunque solo resultaron significativos durante el muestreo de lluvias, y con niveles similares ($p > 0.05$) en El Cajón de Onapa y El Oviachic.

El comportamiento de las concentraciones de los metales en los otolitos de las lobinas en las tres presas de la Cuenca del Río Yaqui también se pueden observar en la Tabla 1. Las concentraciones de Cu fueron similares ($p > 0.05$) en La Angostura (intervalo de 7.10 a 8.97 $\mu\text{g g}^{-1}$) y El Oviachic (intervalo de 6.33 a 7.32 $\mu\text{g g}^{-1}$) y ligeramente menores en El Cajón de Onapa (intervalo de 3.69 a 7.19 $\mu\text{g g}^{-1}$), a pesar de que la primera está cerca de la zona minera de Cu de Nacozari de García y dónde se ha reportado la dispersión de polvos con altos contenidos de metales provenientes de jales no confinados (Meza-Figueroa et al., 2009; De la O-Villanueva et al., 2012). Sin embargo, la acumulación y transferencia de metales en los organismos depende de varios factores tanto abióticos como bióticos por lo que no todos los organismos reflejan la acumulación en todos los tejidos. En el caso de los otolitos, Campana (2005) consideró que los metales en estas estructuras óseas se acumulan cuando hay una excesiva exposición y los elementos que menos se acumulan son los que tienen más altas tasas de requerimiento (por ejemplo, Cu, Fe y Zn). Las concentraciones de Fe fueron mayores en La Angostura (intervalo de 6.07 a 26.72 $\mu\text{g g}^{-1}$) respecto a El Cajón de Onapa (intervalo de 5.90 a 11.47 $\mu\text{g g}^{-1}$) y El Oviachic (intervalo de 9.24 a 13.73 $\mu\text{g g}^{-1}$); la acumulación de Fe puede estar asociada a las diversas presas que tienen las lobinas y a las funciones fisiológicas en las que este elemento participa, y una parte de los excesos son depositados en los otolitos (Tzadik et al., 2017), dado que es un metal ampliamente distribuido y que es acumulado desde especies químicas disueltas y asociadas a minerales (principalmente piritas) abundantes en los sedimentos y en la columna de agua (Horowitz, 1991; Huerta-Díaz y Morse, 1990).

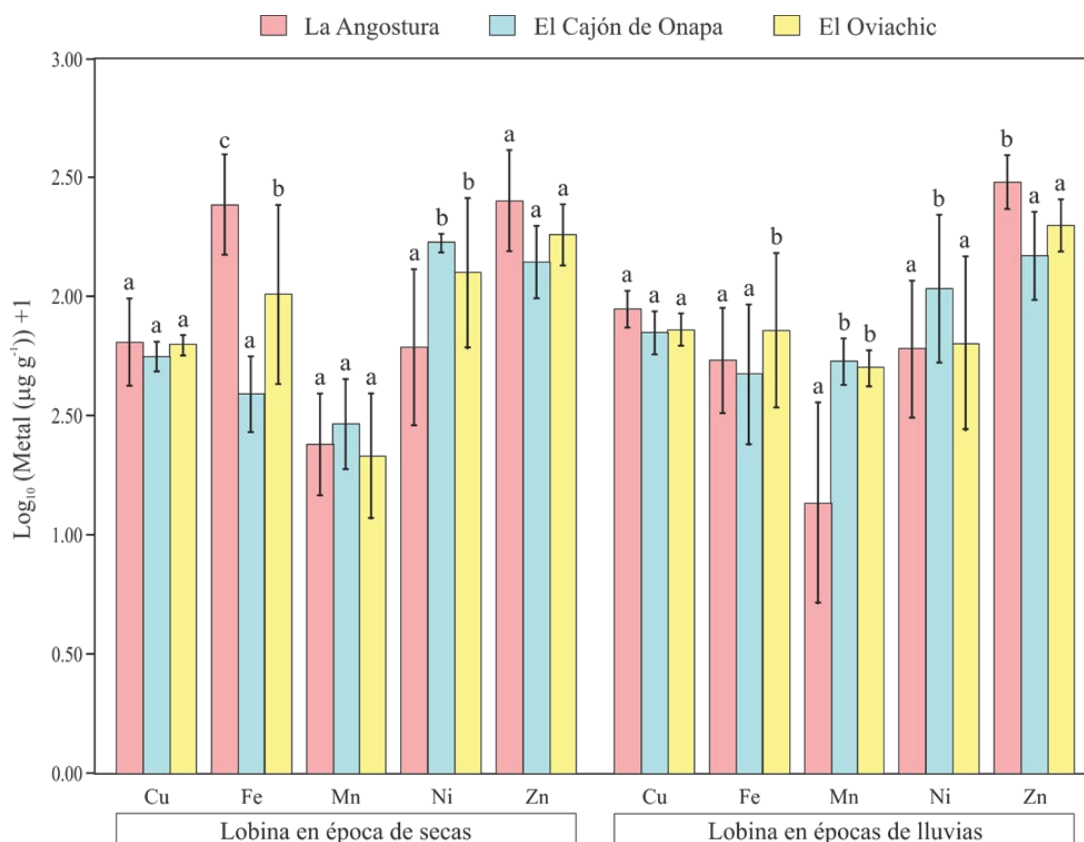


Figura 10. Concentraciones de los metales transformadas, en otolitos de lobina de tres presas de la cuenca del Río Yaqui, en dos épocas de muestreo.

No se encontraron reportes de acumulación de metales en otolitos de lobina, pero sí de otras especies dulceacuícolas con hábitos alimenticios carnívoros. Al comparar las concentraciones de metales encontradas en los otolitos de la lobina de este estudio con los reportados en otros estudios de varias especies carnívoras dulceacuícolas en ecosistemas alrededor del mundo (Tabla 1), se observa que la mayoría de los datos de acumulación son menores (para Cu, Mn y Ni) y/o similares (Mn y Zn). Sin embargo, las concentraciones de Cu y Zn fueron menores a las reportadas en la trucha de lago reportadas por Halden y Friedrich (2008) en lagos de Canadá contaminados con efluentes de la minería de varios metales. También las concentraciones de Cu, Fe, Mn y Zn fueron menores a las reportadas por Saquet et al. (2002) en varias especies carnívoras colectadas en lagos de Canadá impactados con efluentes de la minería del Cu y Zn. Esto indica que los otolitos de las lobinas son indicadores de los impactos de la contaminación con metales que los ecosistemas y que los ecosistemas de la Cuenca del Río Yaqui tienen diferentes grados de impactos; La Angostura está siendo impactada con Fe y Zn, y El Cajón de Onapa y El Oviachic con Ni y Zn. Aunque las

tres presas están bajo diferente estrés antrópico, estos no se reflejaron de manera proporcional, ya que se esperaban altos niveles de Cu en La Angostura dada su cercanía con jales no confinados en la región de Nacozari, mientras que los niveles de Fe no se reflejaron ni en El Cajón de Onapa ni en El Oviachic, a pesar de ser un elemento ampliamente distribuido. Destacan los altos niveles de la acumulación de Ni y Zn en el Cajón de Onapa; de acuerdo al sistema Geológico Mexicano (SGM, 2014), las concentraciones naturales de Zn en suelos de zonas aledañas a la presa varían entre 66 y 248 $\mu\text{g g}^{-1}$, que posiblemente por el intemperismo este metal está siendo depositado en este reservorio. Aunque no hay datos sobre los niveles basales de Ni en esta zona, es probable que sus niveles también sean altos y que el por intemperismo esté siendo depositado en este ecosistema. En la Figura 11 se presentan los resultados del Análisis de Correspondencias Canónicas entre los índices biológicos y los niveles de metales de la lobina. El primer factor del eje canónico explica el 30.2% de la varianza, mientras que el segundo factor del eje canónico explica solo el 2.2% de la varianza. En la Figura 11A no se observan separaciones entre las variables de cada ecosistema, pero se observa la asociación entre las presas La Angostura y El Oviachic en el factor 1 para los dos muestreos, mientras que la agregación de las lobinas del Cajón de Onapa ocurre en ambos factores en las dos épocas de muestreo. Estas asociaciones pueden indicar que las condiciones fisicoquímicas y la dinámica de los metales para las lobinas son similares entre los ecosistemas agrupados, sin muchas variaciones entre las épocas de muestreo. Sin embargo, los resultados previamente descritos indicaron que las mejores condiciones para el crecimiento y desarrollo de los organismos fueron durante la época de lluvias, por lo que se debe considerar que los porcentajes que explican la varianza de estos datos es baja (32.4% entre los dos factores). Ahora bien, en la Figura 11B se observa que Fe y Zn están asociados al índice de Fulton en ambos ejes canónicos, lo que puede ser indicativo que estos dos metales convergen en procesos fisiológicos de la lobina al ser elementos que tienen roles en varias enzimas (Wood, 2011). En cambio, se observa que Cu, Mn y Ni se asociaron al índice de los otolitos de las lobinas también en los dos ejes canónicos, lo que puede ser indicativo que hay una exposición mayor a estos elementos y una parte de los excesos están siendo depositados en esta estructura (Campana, 2005), dado que también Mn y Ni correlacionaron con este índice en las tilapias.

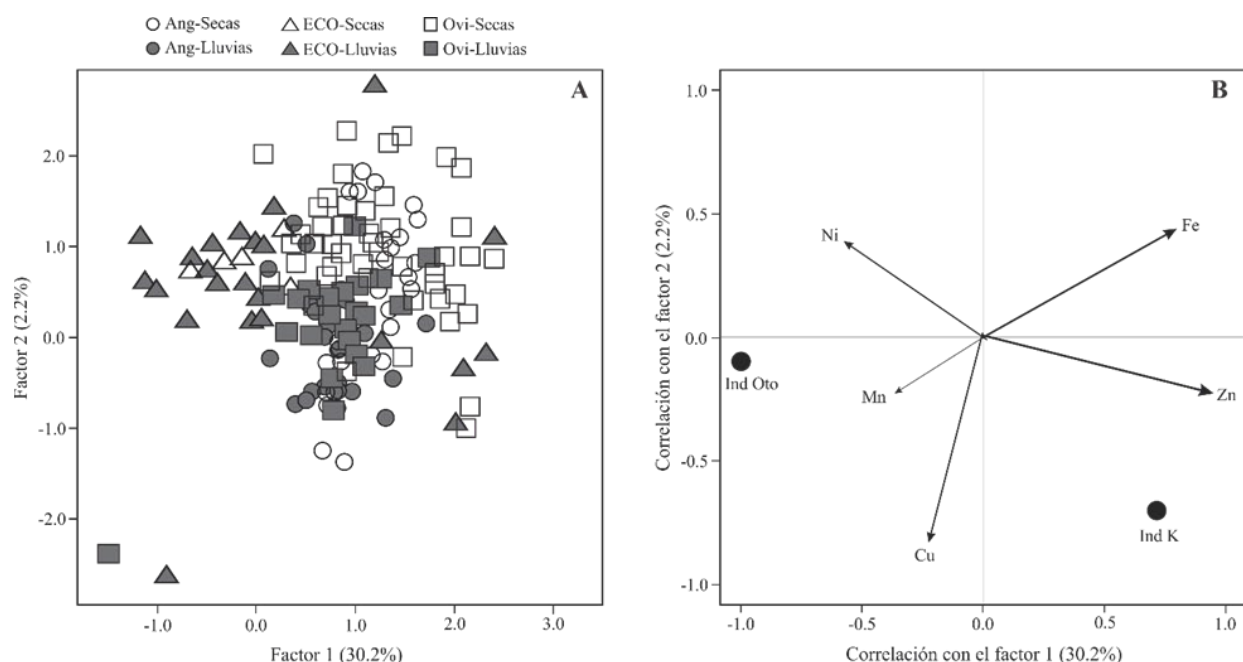


Figura 11. Análisis de Correspondencias Canónicas entre los índices biológicos y los niveles de metales en las lobinas de tres presas de la cuenca del Río Yaquí. La Angostura (ANG), El Cajón de Onapa (ECO), El Oviachiv (OVI).

La acumulación de metales en los otolitos fue diferente en cada especie y en cada ecosistema (Tabla 1). La acumulación de Cu en las dos especies fue similar entre las dos especies tanto por épocas y como por ecosistemas, mientras que la acumulación de Fe fue variable entre especies, épocas y ecosistemas. Las concentraciones de Mn en los otolitos de tilapia tuvo ligeras variaciones entre épocas y ecosistemas, pero su acumulación en los otolitos de las lobinas fueron en general menores, con variaciones estacionales. La acumulación de Ni en las dos especies fue similar (ligeras variaciones) por épocas y por ecosistemas, mientras que los niveles de Zn en los otolitos de las lobinas fueron, en general, mayores a las concentraciones determinadas en la tilapia de los tres ecosistemas. Estas variaciones en las concentraciones de los metales estudiados son indicativas de que los organismos responden de manera diferencial a la exposición de estos metales, en relación a los niveles que hay en los ecosistemas en cada época del año. Es por ellos que ambas especies pueden ser utilizadas como biomonitonas y los otolitos son muy importantes para elucidar los niveles de exposición. Lo ideal es utilizar a las dos especies en programas de biomonitorio, pero dada la facilidad de colecta y su mayor población de la tilapia en los tres ecosistemas (es sembrada para su comercialización), podría ser la mejor opción en programas de biomonitorio futuros sobre la contaminación con metales.

7. CONCLUSIONES

- Los otolitos tanto de las tilapias como de las lobinas son adecuados para el biomonitoreo de la contaminación de metales debido a que los acumulan en cantidades que se relacionan con su exposición.
- Las dos especies mostraron patrones de acumulación de metales diferentes en los tres ecosistemas, relacionado con sus hábitos alimenticios y los niveles de exposición.
- Las tilapias acumularon más altos niveles de Fe y las lobinas de Ni, mientras que el resto de metales tuvieron acumulaciones similares en las dos especies.
- La presa La Angostura mostró variaciones estacionales de los metales, con las mayores acumulaciones de Fe, Ni y Zn.
- La presa El Cajón de Onapa mostró variaciones estacionales de los metales, con las mayores acumulaciones de Ni y Zn.
- La presa El Oviachic mostró variaciones estacionales de los metales, con las mayores acumulaciones de Fe y Zn.
- El Análisis de Correspondencias Canónicas mostró una correlación entre el Ni y el índice del otolito en ambas especies, de los tres ecosistemas.
- El Análisis de Correspondencias Canónicas mostró una relación entre Fe, Zn y Cu con el índice K de las tilapias de los tres ecosistemas, lo que puede indicar rutas metabólicas similares.
- El Análisis de Correspondencias Canónicas mostró una relación entre Fe y Zn con el índice K en las lobinas de los tres ecosistemas, lo que puede indicar rutas metabólicas similares de los dos metales en esta especie.

RECOMENDACIONES

- Realizar biomonitoreos a lo largo de un ciclo anual, que incluya frías-secas y frías-lluvias, para determinar las variaciones en tales épocas.
- Realizar el biomonitoreo también con organismos juveniles, para determinar patrones de variación más precisos con la edad de las especies.

REFERENCIAS

- Cruz-Acevedo E. y Aguirre-Villaseñor H. 2020. Distribution of grenadiers (Pisces: Macrouridae) in the continental slope of the tropical Eastern Pacific off Mexico. *Regional Studies in Marine Science*. 39:101442. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101442>
- Adami G., Miletic M., Barbieri P., Bona F., Pisellia S. y Reisenhofer E. 1999. Trace metal voltammetric determination of otoliths of tench *Tinca tinca* (L.): its possible uses in monitoring the quality of fresh waters. *Chemistry and Ecology*. 16:257-261.
- Adeogun A.O. y Chukwuka A.V. 2010. Differential sensitivity of sagittal otolith growth and somatic growth in *Oreochromis niloticus* exposed to textile industry effluent. *Life Science Journal* 7(2):35-40.
- Agilent. 2018. User's guide: Agilent 240/280 Series AA. Agilent Technologies, Inc. Mulgrave, Victoria 3170, Australia. 64 p.
- Appenroth K. J. 2010. What are "heavy metals" in Plant Sciences? *Acta Physiol Plant*. 32: 615-619.
- Arai T. y Hirata T. 2006. Determination of trace elements in otoliths of chum salmon *Oncorhynchus keta* by laser ablation-ICP-mass spectrometry. *Fisheries Science*. 72: 977–984.
- Arslan Z. y Secor D.H. 2005. Analysis of trace transition elements and heavy metals in fish otoliths as tracers of habitat use by american eels in the Hudson River Estuary. *Estuaries*. 28(3):382–393.
- Atkis P. y Jones, L. 2007. Principios de química: los cambios del descubrimiento. 3ª ed. Ed. Médica Panamericana S. A. 21pp.
- Beltrán-Álvarez R., Sánchez-Palacios J., Farías-Sánchez A. y Ramírez-Lozano J.P. 2012. Aspectos reproductivos de la lobina negra (*Micropterus salmoides*) en la presa José López-Portillo, El Comedero, Sinaloa, México. *Ciencia Pesquera*. 20(1):65-75.
- Beltrán Alvarez R., Sánchez Palacios J., Ramírez Lozano J.P. y Ortega Salas A.A. 2013. Reproducción de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), en el embalse Gustavo Díaz Ordaz, Sinaloa, México. *Revista de Biología Tropical*. 61(3):1313-1325.
- Burdige, D.J. 2006. Biogeochemical processes in continental margins sediments II. Sulfur, methane, and trace metal cycling. En *Geochemistry of Marine Sediments*. Princeton University Press. New Jersey. pp 478-508.
- Campana S.E. 2005. Otolith elemental composition as a natural marker of fish stocks. En *Stock Identification Methods Applications in Fishery Science*, pp.227-245. Cadrin S.X., Friedland K.D., Waldman J.R. (Eds.). Elsevier Academic Press, Amsterdam, Netherlands.
- Cañizares-Villanueva, R. O. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*. 42:131-143
- Chatterjee M., Ghosh P., Ramdas L., y Chakrabarti R. 2015. Isotopic and geochemical characterization of invader tilapia fishes from water bodies of West Bengal and Karnataka,

- India. Environ Monit Assess. 187: 712-724. DOI 10.1007/s10661-015-4929-0
- Cifuentes, R. González, J. Montoya, G. Jara, A. Ortiz, N. Piedra, P. Habit, E. 2012. Relación longitud-peso y factor de condición de los peces nativos del río San Pedro (cuenca del río Valdivia, Chile). Gayana 76: 101-110.
- CONABIO. (2012). Acuicultura comercial: Tilapia. Instituto Nacional de Pesca. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Recuperado de <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y-programas/acuicultura-tilapia>
- CONAGUA. 2020. Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. Normales Climatológicas por Estado. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RECURSOS/Mensuales/son/00026068.TXT>. Accesado en junio de 2020.
- Connell, D. Lam, P. Richardson, B. y Wu, R. 1999. Introduction to ecotoxicology. Blackwell Publishing.
- Covarrubias, S. A. y Peña-Cabriales, J. J. 2017. Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 33 (Especial Biotecnología e ingeniería ambiental) 7-21.
- Eugercios-Silva, A. R., Álvarez-Cobelas, M. y Montero González, E. 2017. Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. Ecosistemas, 26(1), 37-44.
- Friedrich L.A. 2009. Otolith microchemistry: the geochemical link between environment and biomineralization in fish. Tesis de Doctorado. Facultad de Estudios de Graduados. Universidad de Manitoba, Canadá. pp 567.
- Glasby G.P. y Szefer P. 1998. Marine pollution in Gdansk Bay, Puck Bay and the Vistula Lagoon, Poland: An overview. The Science of the Total Environment. 212:49-57.
- Goodbred S.L., Patiño R., Torres L., Echols K.R., Jenkins J.A., Rosen M.R., Orsak E. 2015. Are endocrine and reproductive biomarkers altered in contaminant-exposed wild male Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) of Lake Mead, Nevada/Arizona, USA? General and Comparative Endocrinology. 219(1):125-135.
- Grammer G.L., Slack W.T., Peterson M.S. y Dug M.A. 2012. Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) establishment in temperate Mississippi, USA: multi-year survival confirmed by otolith ages. Aquatic Invasions. 7(3):367-376.
- Granado-Lorencio, C. 2002. Ecología de peces. Secretariado de publicaciones Universidad de Sevilla
- Halden N. y Friedrich L. 2008. Trace-element distributions in fish otoliths: Natural markers of life histories, environmental conditions and exposure to tailings effluence. Mineralogical Magazine - MINER MAG. 72:593-605.
- Hickman. C. P. Jr. Roberts, L. S. Parson, A. Ober, W.C. y Garrison, C. 2000. Zoología. Principios integrales. 10ª ed. Ed. McGraw-Hill. Madrid, España.
- Horowitz, A.J. 1991. A primer on sediment trace element chemistry. Lewis Publishers, USA.
- Huerta-Díaz, M.A. y Morse, J.W. 1990. A quantitative method for determination of trace metal concentrations in sedimentary pyrite. Marine Chemistry. 29:119-144.
- INAPESCA. 2011. Instituto Nacional de la Pesca. Acuicultura comercial. Recuperado de <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y-programas/acuicultura-tilapia>.

- INEGI. 2017. Anuario estadístico y geográfico de Sonora 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 672 p.
- Jara-Marini M.E., Tapia-Alcaraz J.N., Dumer-Gutiérrez J.A., García-Rico L., García-Hernández J. y Páez-Osuna F. 2013. Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the central-east Gulf of California). *Environmental Monitoring and Assessment*. 185:1071-1085.
- Junjie B. y Shengjie L. 2019. The genetic parameters of growth traits and breeding value estimation in largemouth bass *Micropterus salmoides*. Academic Press, Elsevier. Chennai, India. pp 315.
- Kocovsky P.M., Adams J.V. y Bronte C.R. 2009. The effect of sample size on the stability of Principal Components Analysis of truss-based fish morphometrics. *Transactions of the American Fisheries Society*. 138:487-496.
- Lorenzoni M., Martin Dörr A.J., Erra R., Giovinnazzo G., Mearelli M., Selvi S. 2002. Growth and reproduction of largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802) in Lake Trasimeno (Umbria, Italy). *Fisheries Research*. 56(1):89-95.
- Melancon S., Fryer B.J., Gagnon J.E. y Ludsins S.A. 2008. Mineralogical approaches to the study of biomineralization in fish otoliths. *Mineralogical Magazine*. 72(2):627-637.
- Melancon S., Fryer B.J. y Markham J.L. 2009. Chemical analysis of endolymph and the growing otolith: fractionation of metals in freshwater fish species. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28(6):1279-1287.
- Mancera-Rodríguez, y N. J. Álvarez-León, R. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. 11:3-23.
- Meza-Figueroa D, Maier RM, de la O-Villanueva M, Gómez-Alvarez A, Moreno-Zazueta A, Rivera J, Campillo A, Grandlic CJ, Anaya R, 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* 77:140-7.
- Meza-Montenegro MM, Gandolfi AJ, Santana-Alcantar ME, Klimecki WT, Aguilar-Apodaca MG, Del Río-Salas R, De la O-Villanueva M, Gómez-Alvarez A, Mendivil-Quijada H, Valencia M, 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.
- De la O-Villanueva M, Meza-Figueroa D, Maier RM, Moreno D, Gómez-Alvarez A, Del Río-Salas R, Mendivil H, Montijo A (2013) Erosive processes in the Presa I mine dam at Nacozari de Garcia, Sonora, and their effect in the dispersion of pollutants. *Bol Soc Geol Mex* 65: 27-38.
- Páez-Osuna, F. 2001. Camaronicultura y medio ambiente. Capítulo 13. Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos. Ed. Universidad Nacional Autónoma de México. 245-270 pp.
- Páez-Osuna F., Álvarez-Borrego S., Ruiz-Fernández A.C., García-Hernández J., Jara-Marini M.E., M.E. Bergés-Tiznado, Piñón-Gimate A., Alonso-Rodríguez R., Soto-Jiménez M.F., Frías-Espéricueta M.G., Ruelas-Inzunza J.R., Green-Ruiz C., Osuna-Martínez C.C., y Sanchez-Cabeza J.A. 2017. Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews* 166:181-205.
- Paquin, P.R., Gorsuch, J.W., Apte, S., Batley, G.E., Bowles, K.C., Campbell, P.G.C., Delos, C.G.,

- Di Toro, D.M., Dwyer, R.L., Galvez, F., Gensemer, R.W., Goss, G.G., Hogstrand, C., Janssen, C.R., McGeer, J.C., Naddy, R.B., Playle, R.C., Santore, R.C., Schneider, U., Stubblefield, W.A., Wood, C.M. y Wu, K.B. 2002. The biotic ligand model: a historical overview. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*. 133:3-35.
- Picado, A. B. y Álvarez, M. 2008. *Química I: Introducción al estudio de la materia*. Ed. Universidad estatal a distancia. San José, Costa Rica.
- Prieto-Méndez, J. González-Ramírez, C. A. Román-Gutiérrez, A.D. y Prieto-García, F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Revista Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10:29-44.
- Rainbow P.S. 2007. Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity. *Environment International*. 33(4):576-582.
- Ranaldi M. y Gagnon M. 2008. Trace metal incorporation in otoliths of black bream (*Acanthopagrus butcheri* Munro), an indicator of exposure to metal contamination. *Water Air and Soil Pollution*. 194:31-43.
- Rush-Miller, R. Minckley, W.L. Mark-Norris, y S. Hall-Gach, M. 2009. Peces dulceacuícolas de México. Publicado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- SAGARHPA. (2016). Programa de Mediano Plazo Desarrollo Pesquero y Acuícola 2016-2021. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Recursos Hidráulicos, Pesca y Acuicultura. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Gobierno del Estado de Sonora. Hermosillo, Sonora. 43 pp.
- Sánchez Duarte, N., y Jara Marini, M. E. 2017. Evaluación de impacto ambiental por metales y metaloides. *Biotecnia*, 19(1), 10-16.
- Santoyo Telles F., Mariscal Romero J., Gómez Galindo C. y Gutiérrez Pulido H. Relaciones talla-peso y factor de condición de la tilapia *Oreochromis niloticus* en cinco cuerpos de agua del estado de Jalisco, México. *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*. 10(19):
- Saquet M., Halden N.M., Babaluk J., Campbell J.L. y Nejedly Z. 2002. Micro-PIXE analysis of trace element variation in otoliths from fish collected near acid mine tailings: Potential for monitoring contaminant dispersal. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. 189:196–201.
- Sarimin A.S. y Mohamed C.A.R. 2012. Elements content in otolith as pollution indicator for cultured sea bass (*Lates calcarifer*) of Malaysia. *Journal of Environmental Protection*. 3:1689-1703.
- Seese, W. S. y Daub, G. W. 2005. *Química*. 8ª Ed. Ed. Pearson Educación. 78 pp.
- SGM. (2014). Cartas geoquímicas de metales de áreas de Sonora. Servicio Geológico Mexicano. Panorama Minero del Estado de Sonora. Secretaria de Economía. México DF. 95 pp.
- SIAP. (2017). Lobina: pez carnívoro de agua dulce. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Recuperado de <https://www.gob.mx/siap/articulos/lobina-pezu-carnivoro-de-agua-dulce?idiom=es>
- Singh, A. K. Hasnain, y S. I. Banerjee, D. K. 1999. Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River, a tributary of the lower Ganga, India,

- Environmental Geology 39(1): 90-98.
- Smith, D. R. y Nordberg, M. 2015. Handbook on the Toxicology of Metals. Capítulo 2. General Chemistry, Sampling, Analytical Methods, and Speciation*. 4ª ed. Ed Academic Press. 15-44 pp.
- Sponaugle, S. 2010. Otolith microstructure reveals ecological and oceanographic processes important to ecosystem-based management. *Environmental Biology of Fishes*, 89, 3-4: 221-238.
- Springer, M. 2010. Capítulo 3: Biomonitoring acuático. *Revista de Biología Tropical*, 58: 53-59.
- Taylor S.R. y McLennan S.M. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*. 33(2):241-265.
- Tesfaye G. y Tadesse Z. 2008. Length and weight relationships, Fulton's condition factor and size at first maturity of tilapia, *Oreochromis niloticus* L., in lakes Koka, Ziway and Langan (Ethiopian Rift Valley). *Ethiopian Journal of Biological Sciences*. 7(2):139-157.
- Tessema A., Getahun A., Mengistou S., Fetahi T. y Dejen E. 2019. Length -weight relationship, condition factor and some reproductive aspects of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Lake Hayq, Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 7(5): 555-561.
- Torres, M. A., M. P. Barros, S. C. G. Campos, E. Pinto, S. Rajamani, R. T. Sayre & P. Colepicolo. 2008. Biochemical biomarkers in algae and marine pollution: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71: 1-15.
- Traina A., Oliveri E., Salvagio Manta D., Barra M., Mazzola S. y Cuttitta A. 2015. Metals content in otoliths of *Dicentrarchus labrax* from two fish farms of Sicily. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187:360.
- Tzadik O.E., Curtis J.S., Granneman J.E., Kurth B.N., Pusack T.J., Wallace A.A., Hollander D.J., Peebles E.B. y Stallings C.D. 2017. Chemical archives in fishes beyond otoliths: A review on the use of other body parts as chronological recorders of microchemical constituents for expanding interpretations of environmental, ecological, and life-history changes. *Limnology and Oceanography Methods*. 15:238-263.
- Wood C.M. 2011. An introduction to metals in fish physiology and toxicology: basic principles. pp 1–51. En *Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*, Wood C., Farrell A. y Brauner C. (Eds.). Academic Press, Waltham, MA, USA. p 495.
- Ulloa-Ibarra, J. T. Benítez-Valle, A. Rodríguez-Chávez, G. 2010. Modelos de crecimiento en la lobina negra *Micropterus Salmoides* (Lacépède, 1802). *Acta Pesquera* 3:25-35.
- Varela-Romero, A. 1995. Perspectivas de recuperación y cultivo de peces nativos en el Noroeste de México. *Publicaciones CICTUS* 3, 1-6.
- Wang, W.X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*. 243: 295–309.
- Wright, D.A. 1995. Trace metals and major ion interactions in aquatic animals. *Marine Pollution Bulletin*. 31(1-3):8-18.