



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**“Bioacumulación tisular progresiva de metales pesados en
el ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin 1791), de la
Laguna de Mandinga, Veracruz”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

JACQUELINE TERÁN BECERRIL



**DIRECTOR DE TESIS:
Dr. GUILLERMO JAVIER HORTA-PUGA**

Los Reyes Iztacala, Estado de México, 2019.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

A Donoban por su apoyo, consejos, amor, enseñarme a no rendirme y ayudarme a lograr cada uno de mis objetivos. Eres mi ejemplo a seguir.

A mi hijo Dereck, por estar a mi lado, este logro va dedicado a ti mi amor, porque mañana seas feliz al ver mis huellas.

A mis padres Irma y Manuel, por su apoyo en todo momento, sus consejos y sus enseñanzas.

A mis hermanos Diego, Ivete, Vale, y en especial a Caro y Susa por apoyarme en todo momento, sin ustedes no lo habría logrado.

A mis suegros Armando y Virginia por apoyarnos cuando más lo necesitamos.

Al proyecto PAPIIT titulado “Fuentes puntuales de metales pesados en la zona costera y en y en el Sistema Arrecifal frente al puerto de Veracruz, Sur del Golfo de México”, ya que sin el este proyecto no sería posible.

Al Dr. Guillermo Javier Horta Puga por sus enseñanzas, consejos y apoyo para la culminación de esta tesis.

A mis asesores de tesis, Mtra. En C. Aura Aletse Morales Aranda, Biol. José Luis Tello Musi, Biol. Felipe de Jesús Cruz López, Biol. José Ángel Lara Vázquez, por sus correcciones y recomendaciones en la revisión de tesis.

A mis compañeros de la bodeguita arrecifal Gio y en especial a Jhoan por su apoyo en el laboratorio.

A las profesoras del laboratorio de Calidad del agua de la UIICSE, Esperanza, Blanca y Guadalupe por sus enseñanzas y apoyo.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
Objetivos.....	8
MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
Área de estudio	10
Recolección de las muestras.....	11
Procesamiento de los ostiones	11
Digestión ácida.....	12
Análisis de metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica	13
Calidad analítica.....	14
Relación entre la talla y la concentración de metales pesados.....	15
RESULTADOS.....	17
Relación entre el contenido tisular de metales pesados y la talla.....	19
DISCUSIÓN	22
CONCLUSIONES	33
LITERATURA CITADA	34
ANEXO	44
Características de Crassostrea virginica.....	44
Distribución geográfica y hábitat	46
Ciclo de vida.....	46

RESUMEN

En el presente estudio se determinó la concentración de los metales pesados Cd, Pb y Cu en ostiones *Crassostrea virginica*, colectados en la laguna Mandinga, Veracruz en 2017. Se estudió la posible relación entre la talla de cada organismo y el contenido tisular de metales pesados, analizando la concentración de Cd, Pb y Cu por medio de espectrofotometría de absorción atómica. Para determinar si existe una relación entre los niveles de metales pesados en el tejido y la talla, se hizo un análisis correlación lineal simple (Pearson). Los niveles promedio más altos fueron de Cu ($81.7 \pm 32.67 \mu\text{g/g}$), seguido de Cd ($1.11 \pm 0.57 \mu\text{g/g}$) y finalmente Pb ($0.23 \pm 0.15 \mu\text{g/g}$). La correlación indica que la concentración de plomo es inversamente proporcional a la talla es decir que a menor tamaño de ostiones la concentración de Pb es elevada ($r = -0.43624$, $p = 0.0015407$). La concentración de Cd y Cu respecto a la talla, resulto no ser significativa ($r = 0.14549$ $p = 0.3134$ y $r = -0.18109$ $p = 0.2082$ respectivamente), lo cual nos indica que no hay una relación entre las variables, es decir, no existe relación entre la talla individual y el contenido tisular de Pb, Cd y Cu. Los valores de Cd y Cu superan los Límites Máximos Permisibles LMP de las Normas NOM-031-SSA1-1993 y la FAO (1983), por lo que no se recomienda el consumo de los ostiones de la Laguna Mandinga y se considera que esta Laguna está contaminada por metales pesados.

Palabras clave: Ostión, bioacumulación, metales pesados, Cd, Pb, Cu, talla.

INTRODUCCIÓN

Una laguna costera es un cuerpo de agua con un eje longitudinal paralelo a la costa que tiene comunicación con el mar (a través de una boca o un canal) y limitada por algún tipo de barrera física o hidrodinámica. En su porción más interna, pueden existir desembocaduras de ríos continentales y presentan canales de marea y patrones de sedimentación determinados por las corrientes internas. En promedio, la profundidad es escasa (Lankford 1977).

Debido a la influencia de agua dulce y salada, son generalmente ambientes salobres, con un gradiente salino que disminuye de la comunicación con el mar hacia las desembocaduras internas de los ríos, y los patrones de corrientes internas crean una situación en la cual los materiales orgánicos e inorgánicos se acumulan, o sea que la relación entre exportación y permanencia de material autóctono e importación favorece a estos dos últimos procesos, con lo cual las lagunas costeras se convierten en trampas de materia y por tanto, en términos geológicos, se asolvan rápidamente (Yáñez 1978; Lara-Domínguez *et al.* 2011; Contreras-Espinoza 2006).

El origen de las lagunas costeras pueden ser elevaciones o hundimientos de las costas, creando zonas aisladas de poca profundidad, de acuerdo al origen de la depresión y las características de la barrera. Lankford (1977) las clasifica en cinco tipos: 1) de erosión diferencial, usualmente valles inundados, pero también incluye disolución de las depresiones; 2) de sedimentación terrígena, asociadas típicamente con sistemas fluvio-deltaicos; 3) de plataforma con una barrera, barreras fuera de la costa o dentro de la plataforma continental; 4) de origen orgánico, usualmente de coral, pero también incluye manglar y otros organismos; 5) de origen tectónico volcánico, asociadas directamente con fallas, plegamientos o vulcanismo.

Las lagunas costeras son importantes por la diversidad que albergan y por sus características físicas y ambientales particulares. Los organismos que las habitan son considerados como “resistentes” o adaptados a variabilidad continua de las condiciones del entorno. Por tanto, la comunidad biótica así como los factores ambientales se encuentran en un delicado balance entre el disturbio y la inestabilidad. El carácter ecotonal entre masas de agua dulce y

agua salada permite tanto la colonización de organismos de origen acuático, continental como de origen marino, como peces, camarones, jaibas, ostiones, aves entre otros (Lara-Domínguez 2005; López-Portillo *et al.* 2008; Lara-Domínguez *et al.* 2011). Por sus características, son áreas de refugio, alimentación y reproducción para muchas especies de gran importancia ecológica y comercial (Castañeda-Chávez *et al.* 2014).

Por su ubicación las lagunas costeras están expuestas a grandes cantidades de productos de desecho no tratados, no sólo por las actividades que ahí se desarrollan, sino por su interacción con zonas continentales. Destacan las descargas domésticas, agropecuarias e industriales, escurrimientos superficiales, arrastre y contaminación del suelo, la extracción petrolera, los desarrollos turísticos, emisiones atmosféricas y su fragilidad ante los impactos de los fenómenos hidrometeorológicos (tormentas, huracanes, entre otros), contribuyendo así al aumento de ciertos contaminantes; principalmente pesticidas, fertilizantes y metales pesados (MP) (Vázquez-Botello *et al.* 1996; Steer *et al.* 1997; Botello y Ponce 1993; Páez-Osuna 2005).

Los metales tienen tres vías de entrada en una laguna:

- a) Vía atmosférica: se produce debido a la sedimentación de partículas emitidas a la atmósfera por procesos naturales o antropogénicos (principalmente combustión de combustibles fósiles y procesos de fundición de metales).
- b) Vía terrestre: producto de filtraciones de vertidos, de la esorrentía superficial de terrenos contaminados (por utilización de lodos como abono, agroquímicos, lixiviación de residuos sólidos, precipitación atmosférica, etc.) y otras causas naturales.
- c) Vía directa: la entrada de metales es por consecuencia de los vertidos directos de aguas residuales y urbanas (Botello y Ponce 1993).

Los MP son de especial interés ya que son altamente persistentes, tóxicos y tienen un potencial de bioacumulación en los organismos expuestos a ellos, y se pueden biomagnificar a lo largo de la red trófica (Aguilar *et al.* 2012; Barwick y Maher 2003; Cui *et al.* 2011). Los MP son elementos químicos con

densidades iguales o mayores a 5 g cm^3 con apariencia metálica, en estado basal o puro, están unidos por enlaces de tipo metálico, entre estos se incluyen los metales de transición, alcalinos, alcalino-térreos y los metaloides (Páez-Osuna 2005; Cervantes y Moreno 1999), pueden clasificarse como esenciales o no esenciales. Sin embargo, se vuelven tóxicos para los organismos cuando están sujetos a altas concentraciones (como Zn, Cu, Co y Fe), pero otros son tóxicos incluso a bajas concentraciones (es decir, Pb, Cd, As y Hg). Producen severos daños cuando son incorporados en concentraciones mayores a los límites de tolerancia de los organismos (Aguilar-Ucán *et al.* 2014; Wong *et al.* 2000; Shaari *et al.* 2016).

El Pb es un metal gris-azulado que se encuentra naturalmente en pequeñas cantidades en la corteza terrestre, es encontrado en combinación con otros elementos formando minerales, como sulfuros, carbonatos, etc. (ATSDR 2007).

Es inodoro, insípido y no tiene valor fisiológico conocido. Se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente. La mayor parte proviene de actividades antropogénicas como la minería, manufactura industrial y de quemar combustibles fósiles. Se presenta en forma natural en las rocas, en los suelos en una proporción que varía entre 2 y 200 ppm. El mineral más rico es la galena (sulfuro de plomo) y constituye la fuente principal de producción comercial de este metal. El Pb tiene muchos usos diferentes: en la fabricación de baterías, municiones, productos de metal (soldaduras y cañerías) y en láminas de protección contra los rayos X (ATSDR 2007; Páez-Osuna 2005; Páez-Osuna 2014). Las altas concentraciones detectadas en varias lagunas costeras del Golfo de México se relacionan de manera directa con la descarga continua y a veces masiva de aguas residuales; así como de las emisiones atmosféricas provenientes de las áreas urbanas e industriales que se transportan a otras regiones del Golfo de México dependiendo del patrón de vientos (Vázquez-Botello *et al.* 2004; Valencia 1989).

El plomo es incorporado principalmente en las células epiteliales del tracto digestivo y posiblemente en otros tejidos como el manto y las branquias, en los moluscos (George *et al.* 1979). Debido a que el Pb es un metal electropositivo, tiene una alta afinidad por los grupos sulfhidrilo y enzimas que dependen de esos grupos son inhibidas en presencia del Pb. Además, como metal divalente,

es similar en algunos aspectos al Ca y puede competir en los procesos celulares tales como la respiración al nivel de las mitocondrias y algunas funciones neurológicas (Landis y Yu 1999). Por otro lado, también se sabe que el Pb actúa con los ácidos nucleicos, provocando un incremento o decremento en la síntesis proteica (Páez-Osuna 2005). La inhalación e ingestión son las rutas más comunes de exposición al Pb, acumulándose en los órganos y provocando envenenamiento, daño en tracto digestivo, riñones y sistema nervioso central en humanos (Wuana y Okieimen 2011).

El Cd es un elemento natural de la corteza terrestre. Sus propiedades físicas y químicas son muy similares a las del Zinc (Zn) con frecuencia coexiste con este metal en la naturaleza. En los minerales y las menas, la proporción de Cd y Zn suele oscilar entre 1:100 a 1:1.000. Generalmente se encuentra como mineral combinado con otros elementos tales como oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio) o azufre (sulfato de cadmio, sulfuro de cadmio). El Cd no se corroe fácilmente y tiene muchos usos tales como baterías, pigmentos, revestimiento de metales y plásticos (ATSDR, 2008). Se libera al ambiente como consecuencia de actividades humanas como la minería, el consumo de combustibles fósiles y la incineración de desechos domésticos; por actividades agrícolas con fertilizantes que contienen ciertas cantidades de cadmio que se filtran al suelo durante la aplicación en los cultivos (ATSDR, 1999).

El Cd se considera un metal no esencial para los humanos, plantas y animales, se acumula principalmente en el hígado y riñón de los organismos y se tiene conocimiento que lesiona principalmente los mecanismos de regulación de los iones más que afectar las funciones respiratorias nerviosas (Hellawell 1989). La incorporación de cadmio a través de las branquias de invertebrados marinos es inversamente proporcional a la concentración de calcio en el agua, sugiriendo que el calcio y el cadmio compiten por los sitios activos, sin embargo la mayor parte del cadmio es captado de forma pasiva, a través de difusión simple por la membrana biológica, o por adsorción desde la superficie de los epitelios (Neff 2002).

El cobre (Cu) es un metal rojizo que se encuentra naturalmente en las rocas ígneas, el agua, los sedimentos y, en niveles bajos, el aire. Su concentración

promedio en la corteza terrestre es aproximadamente 50 partes de cobre por millón de partes de suelo (ppm) (Rauch y Graedel 2007). Es considerado un elemento esencial para los organismos, a bajas concentraciones. A niveles mucho más altos puede tener efectos tóxicos (ATSDR 2004). El Cu es un cofactor esencial en varias enzimas, catalizando reacciones de óxido reducción (Rauch y Graedel 2007). En humanos, el Cu se deposita en el hígado, ocasionando alteraciones en su funcionamiento y cirrosis, también puede ocasionar alteraciones en riñones, sistema nervioso e incluso provocar la muerte (Gaetke y Chow 2003; Rauch y Graedel 2007).

La fuente natural del Cu en los sedimentos puede ser de tipo litogénico a partir de los minerales, que por intemperismo y erosión son arrastrados por los ríos (López y Lee 1977). Las principales fuentes antropogénicas de Cu son minería y fundición, acabado de metales, microelectrónica, tratamiento de madera, vertederos y eliminación de desechos domésticos, industria piro metalúrgica, aplicación de fertilizantes y pesticidas, desagüe de minas y descarga de aguas residuales (Forstner y Wittmann 1979; ATSDR 2004; Scherer *et al.* 2011).

Durante el transporte de los metales pesados hacia el mar, dado que generalmente están asociados a diferentes compuestos orgánicos e inorgánicos, éstos sufren diferentes transformaciones físicas y químicas: procesos de precipitación desde la columna de agua, sedimentación y adsorción en los sedimentos que los hace, eventualmente, ser disponibles para las formas de vida (Aguilar-Ucán *et al.* 2014). Según Ahumada (1994) los sedimentos marinos y estuarinos son una matriz ambiental, que por su origen, integra en el tiempo los cambios geoquímicos que ocurren en la columna de agua, de tal forma que estudios de mediano y largo plazo pueden aportar interesantes antecedentes en la historia de alteración de un área. Es por esta razón que las concentraciones de metales pesados en sedimentos generalmente son más altas que las encontradas en el agua, razón por la cual los organismos acuáticos, especialmente las especies filtradoras y organismos plantónicos están más expuestos a los metales pesados disueltos en agua o asociados a partículas, captan los metales al ingerir partículas sedimentarias y

las aguas asociadas a los poros del sedimento (Salomons *et al.* 1988; Botello *et al.* 1998; Luna *et al.* 2002).

Los moluscos bivalvos desempeñan un papel importante para la contaminación de metales pesados, ya que son altamente afectados debido a su carácter sésil y mecanismo de alimentación. Los bivalvos filtran las partículas suspendidas de las aguas circundantes, de las cuales se alimentan y son una fuente de absorción de metales pesados en su cuerpo (Conti y Cecchetti 2003; Wong *et al.* 2000). Los ostiones son de gran importancia ya que son capaces de bioacumular gran cantidad de metales pesados, son de importancia alimenticia, además, estos organismos son recomendados como alternativos a los análisis de sedimento y agua, ya que ofrecen información sobre la fracción biodisponible de metales pesados (Ávila-Pérez y Zarazúa-Ortega 1993). Como estrategia de alimentación, los ostiones filtran el agua, separando las partículas en suspensión, cuando éstas presentan metales pesados asociados, los pueden acumular en sus tejidos (Wallner-Kersanach *et al.* 2000). Las estructuras de los ostiones dónde generalmente se acumulan los metales pesados son el hepatopáncreas y los músculos (Coan *et al.* 2000). Por lo tanto, el evaluar la concentración de metales en estos tejidos en *Crassostrea* spp., nos permiten determinar la magnitud de la contaminación ambiental (Shaari *et al.* 2016).

Entre los estudios que evalúan la contaminación por metales pesados en organismos bivalvos destacan los que utilizan a los ostiones del género *Crassostrea*, ya que son organismos muy abundantes en las lagunas costeras y estuarios tropicales de nuestro país. Ponce-Vélez y Botello (1991) estudiaron los niveles de metales pesados en el ostión *Crassostrea virginica* de la Laguna de términos Campeche, encontraron que la concentración de metales pesados es elevada y está relacionada con la época del año, siendo más elevada en temporada de lluvias. González-Fierro y colaboradores (1994) determinaron la concentración de Cu, Co, Cr, Ni, Zn, Pb y Cd del ostión *Crassostrea rhizophorae* en la laguna Sontecomapan, Veracruz, indican que Zn, Cr y Cu se encuentran en elevadas concentraciones. Gold-Bouchot y colaboradores (1995) en las lagunas Carmen y Machona en Tabasco determinaron la relación

longitud de la concha con la concentración de metales pesados en ostiones *Crassostrea virginica*, no encontraron relaciones estadísticamente significativas. Aragón-López *et al.* (2009) determinaron la concentración de Al, Cd, Cu, Pb y Zn en ostiones de las lagunas de Alvarado y La Mancha, obtuvieron que el Al es el metal más abundante y su concentración está relacionada con las épocas del año y el Cd presento la menor concentración. Guzmán-García *et al.* (2009) en la laguna de Mandinga, Veracruz, determinaron los niveles de Cd, Pb y Cr en ostiones *Crassostrea virginica*, obtuvieron que los metales Cd y Pb sobrepasan los límites permisibles para consumo.

Sin embargo, hasta la fecha no se ha estudiado la relación que existe, entre la concentración de MP en tejido de ostiones, con respecto a la talla. Así, se plantearon las siguientes preguntas de investigación:

¿La concentración tisular de metales pesados aumenta con la edad/talla en *Crassostrea*?

Hipótesis: al aumentar la edad/talla del organismo también aumenta la concentración de metales pesados presentes en el tejido tisular, debido al carácter sésil y sus hábitos filtradores, al crecer el organismo, bioacumula mayor cantidad de metales pesados, por lo que los organismos juveniles presentaran concentraciones bajas, mientras que los adultos presentarán concentraciones elevadas de metales pesados.

¿Se pueden utilizar a los ostiones del género *Crassostrea* como bioindicadores ambientales de contaminación por metales pesados?

Hipótesis: Los ostiones al ser bioacumuladores no pueden utilizarse como bioindicadores ya que presentan una concentración de metales pesados mayor que la del ambiente. Pero, pueden ser utilizados, para determinar la condición sanitaria de los ostiones como fuente de alimento para el hombre.

Objetivos

1. Determinar la concentración tisular de metales pesados (Cd, Cu y Pb) en ostiones del género *Crassostrea*, de la laguna de Mandinga, Veracruz.
2. Determinar si existe una relación entre la talla individual y el contenido tisular de metales pesados.
3. Determinar si el ostión *Crassostrea* es apto para consumo humano, en lo concerniente a las concentraciones tisulares promedio de metales pesados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El sistema lagunar de Mandinga (Figura 1), se localiza en el Golfo de México, al sur del estado de Veracruz, entre los paralelos 19° 00' y 19° 06' de latitud norte y los meridianos 96° 02' y 96° 06' de longitud oeste, presenta una extensión de 3,250 Ha (De la Cruz-Agüero *et al.* 1985). La corriente principal que influye en este sistema es el Río Jamapa. Por poseer una sola boca o salida al mar, es reducida la influencia marina. Está constituido, de norte a sur, por tres cuerpos de agua; Laguna Larga, Laguna Redonda y Laguna Mandinga Grande (García 1988). Presenta un clima cálido húmedo, con lluvias en verano y un porcentaje de lluvia invernal menor que 5% anual, con una temperatura media anual de 22° a 26°C (Lara-Domínguez *et al.* 2009). Durante el año se presentan tres temporadas climáticas: secas, lluvias y nortes. La primera durante los meses de marzo-mayo, con las mínimas precipitaciones (16-40 mm) del año y las más altas temperaturas (30-36 °C); la época de lluvias abarca de junio a octubre, con septiembre como el mes con mayor precipitación (368.7 mm). La época llamada de nortes, se presenta de noviembre a febrero, se caracteriza por la gran influencia de vientos, bajas temperaturas y lluvias, la temperatura promedio para esta época es de 23°C y la precipitación de 70 mm (Raz-Guzmán *et al.* 1992; Morán *et al.* 2005).

Los efluentes de las actividades turísticas, hoteleras, industriales, petroleras y pesqueras que se realizan cerca de la Laguna Mandinga, incrementan paulatinamente la contaminación por metales pesados (Guzmán-Amaya *et al.* 2005). Otra fuente de contaminación por metales pesados es el intemperismo geológico y las emisiones atmosféricas (Páez-Osuna 2005).

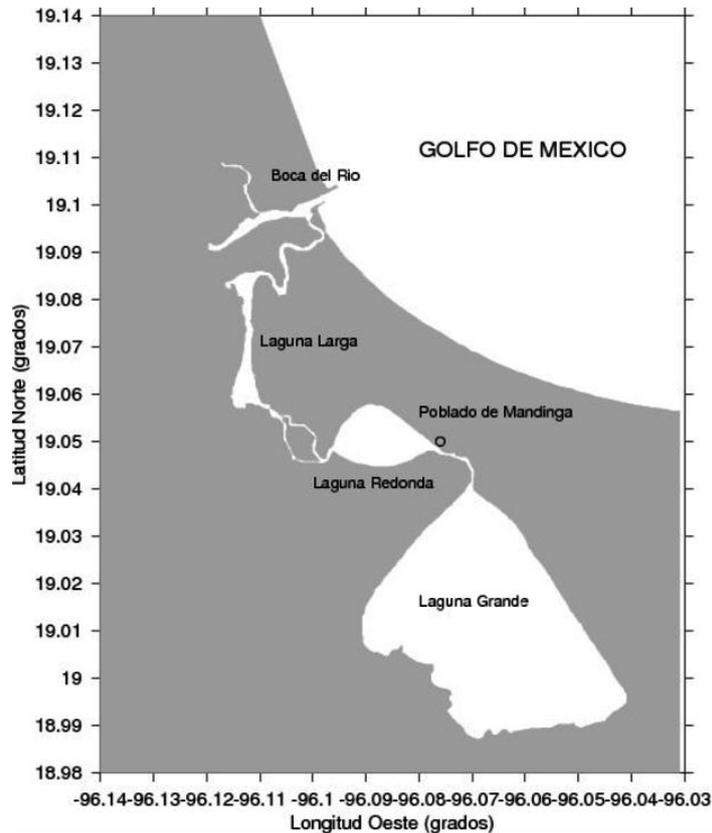


Figura 1. Localización de la Laguna Mandinga.

Recolección de las muestras

En octubre del 2017, con la ayuda de los pescadores de la laguna, se colectaron manualmente 50 ostiones de la especie *Crassostrea virginica* de diferentes tallas, para obtener todo el espectro de variación de tamaños de esta especie. Posteriormente fueron almacenados en un contenedor con hielo y transportados hasta el laboratorio de biogeoquímica (UBIPRO, FES Iztacala, UNAM), donde fueron congelados a -10 °C hasta su procesamiento.

Procesamiento de los ostiones

Todo el material utilizado para el procesamiento de las muestras fue lavado con agua y jabón, posteriormente enjuagado con agua deionizada. El material de plástico se colocó en HCl al 10% durante 72h, luego fue enjuagado con agua deionizada para evitar agentes contaminantes que interfirieran con la lectura de los MP.

En el laboratorio, los ostiones se descongelaron en una charola a temperatura ambiente con un día de anticipación. Posterior a la descongelación cada organismo se lavó en agua corriente con ayuda de un cepillo para quitar lodo y organismos encostrantes adheridos, posteriormente se lavó con agua deionizada para evitar posibles contaminantes externos. Cada organismo fue secado con papel secante, y se determinó su talla, considerando la longitud anteroposterior (cm) (Figura 2), y el peso total (g) con una balanza granataria. Posteriormente se separaron las valvas, con ayuda de un cuchillo, y separó la masa visceral, incluido el músculo aductor. El tejido se enjuagó con agua deionizada, se puso en una caja Petri, se pesó (g), se secó en horno a 60 °C por 48 h. Cada muestra de tejido seco se homogenizó usando mortero y pistilo de ágata y se colocó en un envase de HDPE, para su posterior análisis.



Figura 2. Determinación de talla región anteroposterior (cm).

Digestión ácida

Se pesaron aproximadamente 0.5 g de tejido, el cual se colocó en vasos de digestión de teflón, se adicionaron 10 ml de HNO₃ concentrado y 5 ml de agua deionizada, se sellaron las cubetas de digestión y se colocaron en el horno de microondas (CEM MDS2100), aumentando temperatura (~200 °C) y presión (~140 PSI), para romper los enlaces químicos y dejar en estado basal los metales pesados (MP) presentes en la muestra. El programa de digestión que fue utilizado se muestra en la Tabla 1. Una vez finalizada la digestión de las

muestras, se transfirieron a vasos de polietileno (50 ml), las muestras se aforaron con HNO₃ al 2% hasta llevarlas a un peso final de 25 g.

Tabla 1
Condiciones de digestión química de muestras en el horno de microondas

Condiciones	Etapa 1	Etapa 2
% de poder	100	100
Presión PSI	60	140
Rampa (min)	10	10
Tiempo(min)	10	20

PSI: Libras de presión a las que se somete la muestra

Análisis de metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica

La cuantificación de Pb y Cd se llevó a cabo en un espectrofotómetro de Absorción Atómica (Varian SpectrAA 800), por atomización electrotérmica con horno de grafito (Varian GTA 100). Está es una técnica cuantitativa de análisis químico que consiste en vaporizar la muestra a altas temperaturas y la concentración de átomos, se lleva a cabo midiendo la absorción o la emisión en su longitud de onda característica (Pb 217 nm y Cd 228.8 nm). El método se constituye de 10 pasos que se dividen en tres fases (Tabla 2):

- 1) Secado: donde se elimina por completo los solventes en los que está solubilizado el analito, en este caso H₂O y HNO₃.
- 2) Calcinado: en el cual se elimina toda la materia orgánica y otros compuestos volátiles para simplificar el análisis.
- 3) Atomizado: donde se cuantifica la concentración del metal, elevando la temperatura ligeramente por arriba del punto de ebullición del analito

La cuantificación de Cu se llevó a cabo en un espectrofotómetro de Absorción Atómica (Varian SpectrAA 800) a la flama o llama de aire acetileno, inicialmente la muestra líquida (en la cual están disueltos los componentes en forma de iones positivos y negativos) debe ser conducida al quemador para formar pequeñas gotas en forma de rocío. En las gotas que alcanzan a llegar al quemador, el solvente es vaporizado liberando los átomos metálicos en estado

basal, que es capaz de absorber radiación de longitudes de onda bien definidas (Cu 324.7 nm).

Calidad analítica

Se realizó una curva de calibración para cada metal con una solución patrón de calidad analítica reconocida de 1000 ppm, la cual fue diluida con una solución de HNO₃ al 2% para construir la curva y así poder interpolar las concentraciones elementales. Se determinaron los límites de cuantificación más bajos de cada metal, el porcentaje de recuperación y la precisión de las mediciones del espectrofotómetro (Tabla 3). En la Figura 3 se presenta el proceso sinóptico realizado en el laboratorio.

Tabla 2
Condiciones operativas del horno de grafito

Etapa	Pb			Cd		
	T (°C)	Ti (s)	F	T (°C)	Ti (s)	F
Secado	85	7	1.0	85	5	1.0
	85	40	1.0	85	40	1.0
	115	10	1.0	115	10	1.0
Calcinado	300	10	1.0	500	5	1.0
	300	20	1.0	500	20	1.0
	300	2	0	500	2	0
Atomizado	2100	1.8	0	2200	1.7	0
	2100	2	0	2200	2	0
	2500	5	1.0	2500	2	1.0
	2500	2	3.0	2500	1	3.0

T=Temperatura (°C); Ti=Tiempo (s); F= Flujo de Argón L/min

Tabla 3
Límites cuantificables y precisión.

Metal	% de recuperación	Precisión	Valor mínimo cuantificable
Pb	104.68	4.1	0.04
Cd	117.95	17.2	0.3
Cu	112.17	0.154	21

Relación entre la talla y la concentración de metales pesados

Se llevó a cabo un análisis de correlación lineal simple (Pearson), para conocer la relación entre la variable independiente (niveles de MP) y la variable dependiente (talla) y así poder determinar si en los organismos hallados existe una relación entre la talla individual y el contenido tisular de metales pesados.

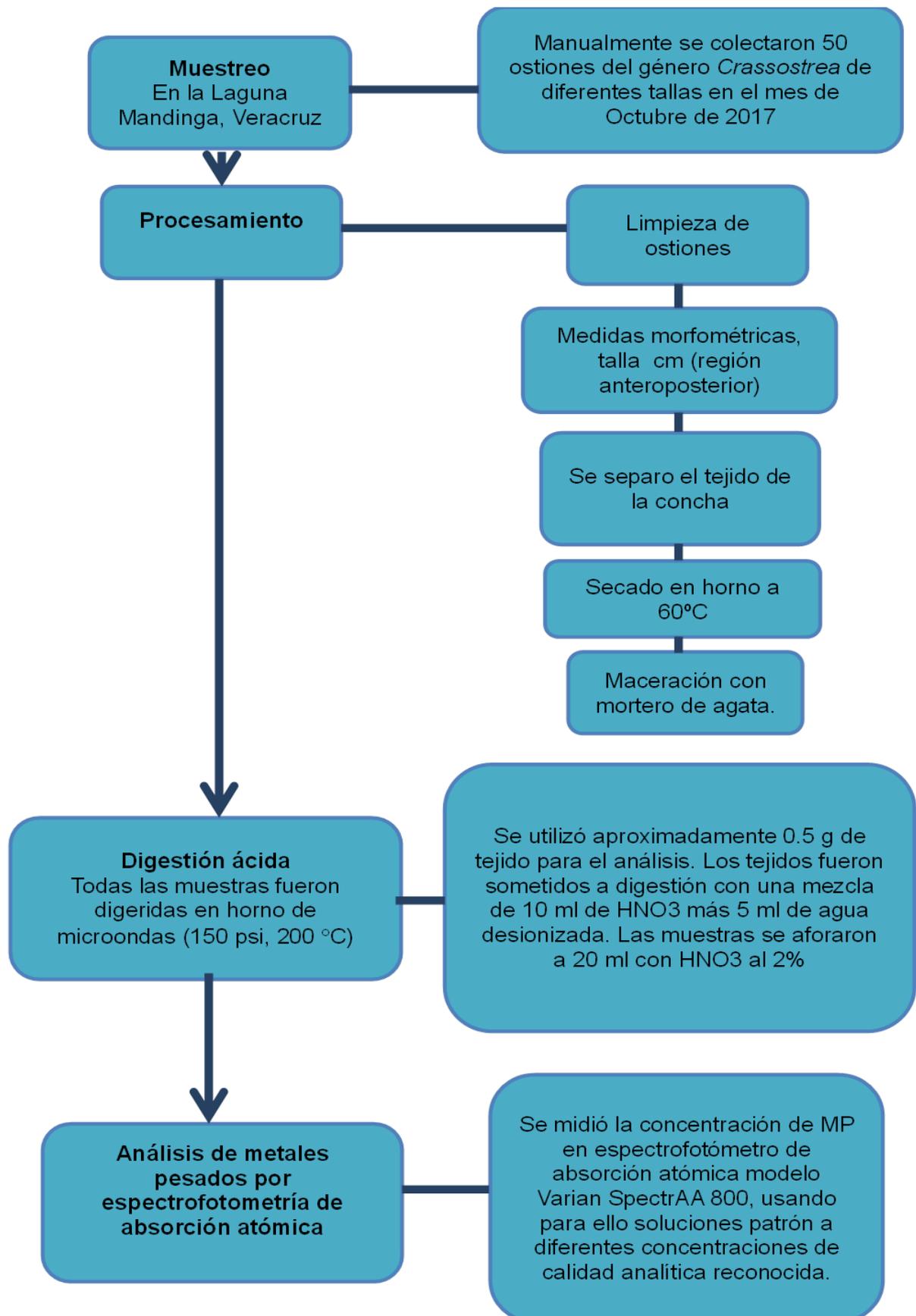


Figura 3. Diagrama de flujo del procesamiento y análisis de metales pesados.

RESULTADOS

Se colectaron un total de 50 ostiones de la especie *Crassostrea virginica* de diferentes tallas y se determinó la concentración de metales pesados (Pb, Cd y Cu) en el tejido. Las concentraciones de Pb, Cd y Cu en los ostiones se muestran en la tabla 4. Además, se muestra la Talla (cm) de la región anteroposterior y el peso (g) de cada ostión. Los niveles promedio de metales pesados en ostiones se muestran en la Tabla 4. Los niveles promedio más altos son de Cu ($81.7 \pm 32.67 \mu\text{g/g}$), seguido de Cd ($1.11 \pm 0.57 \mu\text{g/g}$) y finalmente Pb ($0.23 \pm 0.15 \mu\text{g/g}$).

Tabla 4
Niveles de metales pesados, talla y peso en ostiones *C. virginica*

#	Talla (cm)	Peso (g)	Pb (µg/g)	Cd (µg/g)	Cu (µg/g)
1	7.11	49.60	0.32	0.76	64.39
2	13.91	96.30	0.08	0.84	21.12
3	6.61	24.50	0.46	1.72	80.75
4	8.82	82.00	0.17	2.31	105.15
5	6.81	33.20	0.29	1.55	59.09
6	8.93	53.90	0.09	0.48	85.83
7	7.72	63.60	0.29	1.41	59.64
8	7.11	39.80	0.21	0.77	53.34
9	5.93	20.30	0.23	0.71	42.36
10	6.72	45.60	0.43	0.44	105.81
11	5.50	18.20	0.15	0.43	62.97
12	11.06	65.00	0.10	1.51	95.69
13	5.60	14.30	0.24	0.40	40.68
14	8.30	62.80	0.22	2.41	111.49
15	6.40	40.00	0.33	0.51	86.04
16	8.00	69.40	0.04	0.76	51.14
17	7.70	64.80	0.19	1.35	93.49
18	7.20	41.50	0.23	0.61	81.65
19	8.18	53.80	0.16	0.71	51.29
29	8.89	53.90	0.19	1.11	63.89
21	5.04	13.80	0.66	0.36	88.68
22	8.29	60.50	0.07	1.00	102.60
23	7.09	53.70	0.23	1.81	70.83
24	7.18	39.60	0.03	1.51	64.94
25	5.40	16.10	0.06	0.60	45.15
26	3.27	7.20	0.22	0.46	83.65
27	3.67	9.80	0.38	0.90	143.28
28	3.98	9.60	0.26	1.23	84.61
29	3.83	9.80	0.09	0.83	170.49
30	5.61	37.30	0.15	1.07	52.56
31	6.00	38.20	0.16	1.61	131.40
32	4.25	9.70	0.32	1.91	87.84
33	4.11	10.80	0.67	0.91	86.46
34	5.95	15.90	0.25	1.94	37.64
35	6.50	50.90	0.11	1.52	179.41
36	6.94	44.60	0.13	1.37	46.94
37	7.62	60.80	0.28	1.62	128.04
38	8.47	85.30	0.10	1.12	61.23
39	10.41	71.30	0.36	1.51	71.82
40	8.83	92.90	0.10	2.36	86.86
41	3.22	5.40	0.19	0.85	106.39
42	3.56	5.10	0.46	0.75	73.47
43	4.20	12.80	0.63	0.78	91.87
44	5.81	18.70	0.27	1.53	72.16
45	4.64	11.80	0.35	1.58	68.56
46	5.90	41.70	0.05	0.46	46.58
47	8.62	71.80	0.13	0.32	93.11
48	9.54	62.50	0.11	0.50	134.97
49	10.59	80.40	0.25	1.84	92.64
50	11.78	84.20	0.07	0.33	63.14
Promedio			0.23±0.15	1.11±0.57	81.7±32.67

Relación entre el contenido tisular de metales pesados y la talla

Para determinar si existe una relación entre los niveles de metales pesados en el tejido, con respecto a la talla, se hizo un análisis correlación lineal simple (Pearson). En los ostiones *C. virginica*, no aumenta la concentración de Cd y Cu con la talla, es decir que no están bioacumulando estos metales pesados. Únicamente en Pb se logró ver una correlación moderadamente significativa pero negativa (Tabla 5).

Tabla 5

Correlación lineal simple de Pearson (r) y significancia (p)

Metal	r	p
Pb	-0.43624	0.0015407
Cd	0.14549	0.3134
Cu	0.18109	0.2082

La concentración de Pb en los ostiones *Crassostrea virginica* (Figura 4) tiende a ser más alto en individuos de tallas pequeñas, mientras que individuos de tallas más grandes presentan concentraciones más bajas. La correlación indica que la concentración de plomo es inversamente proporcional a la talla es decir que a menor tamaño de ostiones la concentración de Pb es elevada, es importante señalar que en un análisis de correlación lineal simple este comportamiento sólo explica el 43% de los datos ($r = -0.43624$, $p = 0.0015407$). Así, es posible que existan otros factores que no conocemos y que no fueron tomados en cuenta en este estudio, que posiblemente estén influyendo para que los ostiones de tallas grandes no bioacumulen plomo.

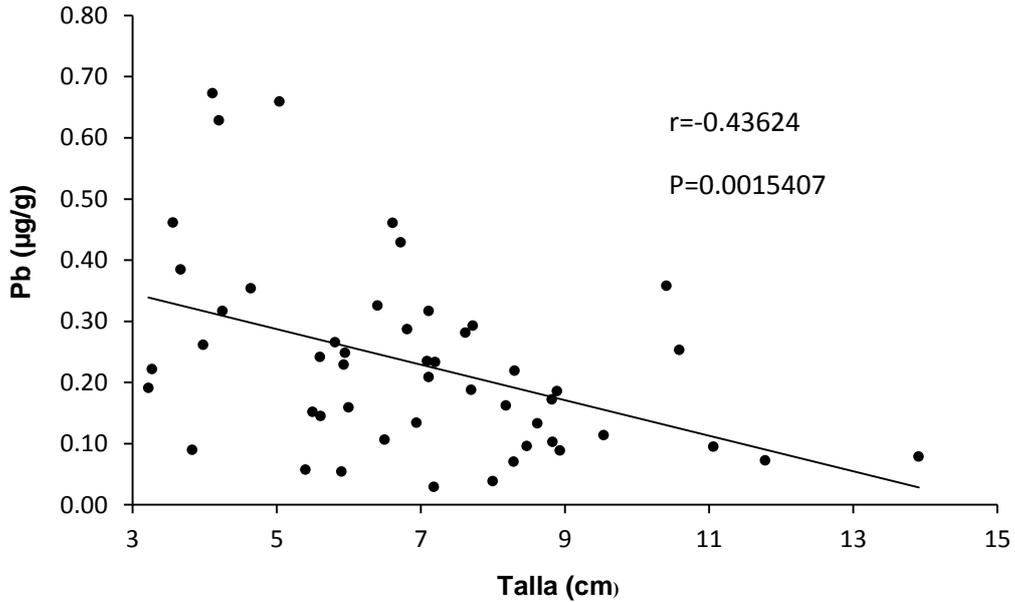


Figura 4. Correlación entre la concentración de Pb y la talla en ostiones de la especie *Crassostrea virginica*. Se informa el valor de correlación de Pearson (r).

La concentración de Cd y la talla, resultado no ser significativa ($r= 0.14549$ $p=0.3134$), lo cual nos indica que no hay una relación entre las variables, es decir, no existe relación entre la talla individual y el contenido tisular de Cd (Figura 5).

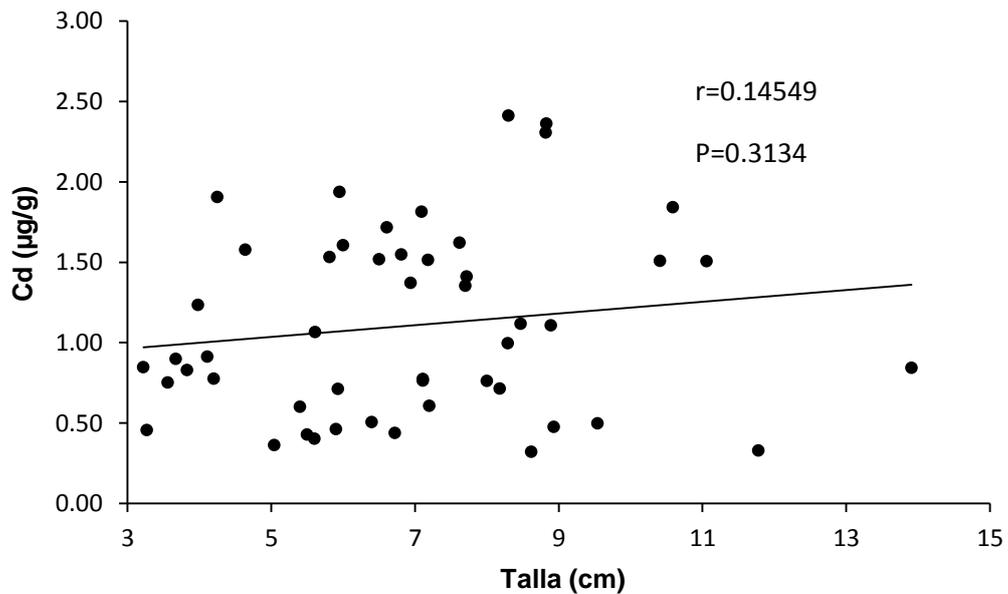


Figura 5. Correlación entre la concentración de Cd y la talla en ostiones de la especie *Crassostrea virginica*. Se informa el valor de correlación de Pearson (r).

La concentración de Cu en los ostiones de la especie *Crassostrea virginica* (Figura 6) resulto no ser significativa ($r=-0.18109$ $p=0.2082$), lo cual nos indica que no hay una relación entre las variables, es decir, no existe relación entre la talla individual y el contenido tisular de Cu.

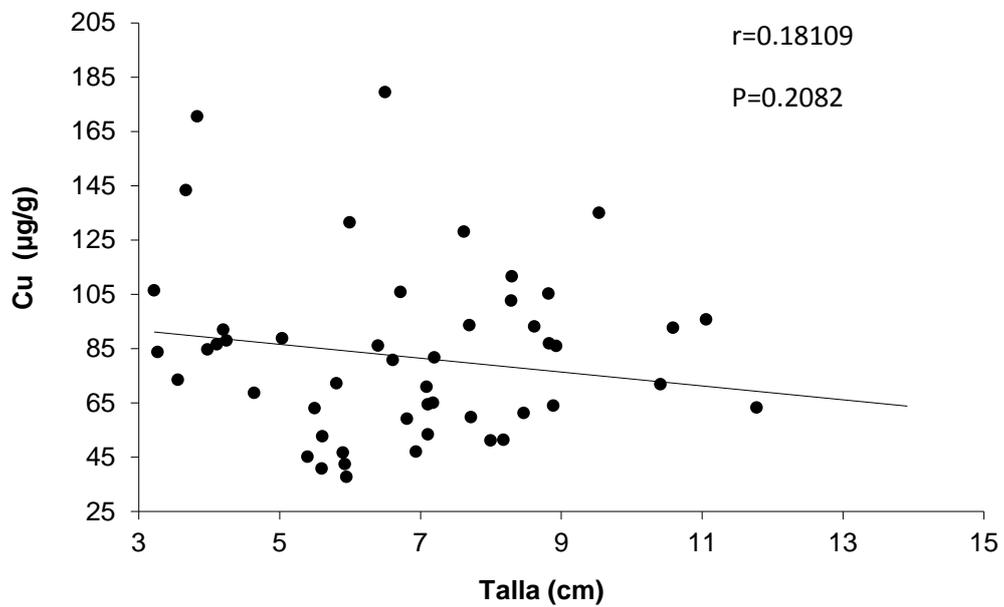


Figura 6. Correlación entre la concentración de Cu y la talla en ostiones de la especie *Crassostrea virginica*. Se informa el valor de correlación de Pearson (r).

DISCUSIÓN

La concentración de Pb y la talla estuvieron relacionadas inversamente ($r = -0.43624$, $p = 0.0015407$), el metal presentó la mayor concentración en las tallas más pequeñas, suscitándose el fenómeno conocido como dilución biológica, en el que el crecimiento del tejido del bivalvo es más rápido que la incorporación del metal (Geffard *et al.* 2002), donde los moluscos más jóvenes retienen mayor cantidad de los metales (Tobar *et al.* 2017), mientras que los mayores al entrar en la fase de maduración sexual liberan los metales (Lucero *et al.* 2012). Balaji y Rao (2000) encontraron una relación similar en mejillones *Mytilopsis sallei* de igual forma Tobar *et al.* 2017 encontró un resultado similar en *Anadara tuberculosa*, en ambos estudios el contenido de Pb disminuía al aumentar la talla de los bivalvos. Latouche y Mix (1981) señalan que la talla del organismo puede afectar la concentración de metales pesados en moluscos, por lo que una relación inversa entre la concentración del metal y la talla se manifiesta cuando existe un balance entre la tasa de incorporación y de excreción en los bivalvos (Usero *et al.* 1996). Es decir que los organismos más pequeños al no tener un balance entre la tasa de incorporación y de excreción, incorporan más de lo que excretan.

La correlación indica que la concentración de Cd en el tejido y la talla del ostión *Crassostrea virginica*, no es significativa ($r = 0.14549$, $p = 0.3134$), no existe relación entre la talla individual y el contenido tisular de Cd, esto concuerda con lo reportado por Gutiérrez-Galindo *et al.* (1999) en mejillones *Modiolus* sp. Los cuales no mostraron una tendencia clara con respecto a la talla de los organismos. En contraste Lacerda *et al.* (1983) encontraron que la concentración de Cd aumenta con el tamaño de la almeja *Mytella guyanensis*, esto mismo reportan Acosta y Lodeiros (2004) en *Tivela mactroides*. Este contraste puede deberse a que los diferentes grupos taxonómicos tienen diferentes características de acumulación (Peake *et al.*, 2010).

El Cu presenta niveles promedio de $81.7 \pm 32.67 \mu\text{g/g}$, estos niveles son independientes de la talla ($r = -0.18109$, $p = 0.2082$). Esto concuerda con lo reportado por Gutiérrez-Galindo *et al.* 1999 en el mejillón *Modiolus capax* donde las concentraciones de Cu son independientes de la talla. En contraste Balaji y Rao (2000) mencionan que la concentración de Cu en los tejidos

disminuye a medida que aumenta el tamaño en mejillones *Mytilopsis sallei*. Acosta y Lodeiros (2004) mencionan que la concentración de Cu en los tejidos aumenta a medida que aumenta el tamaño en *Tivela mactroides*.

En general los bivalvos tienen estrategias de para tolerar el exceso de los MP y para bioacumularlos tanto entre especies como entre los diferentes tejidos, por ejemplo, Roesijadi (1986) y Steinert y Pickwell (1988) mencionan la presencia de metalotioneinas (MT) en el tejido de ostiones, que tienen la capacidad de unirse a MP actuando como agentes de enlace y modificando la naturaleza y contenido de proteínas en los tejidos. En general, se piensa que estas moléculas desempeñan un papel en la homeostasis de los metales esenciales zinc (Zn) y cobre (Cu) y participan en la desintoxicación de elementos traza no esenciales como la plata (Ag), el cadmio (Cd) y mercurio (Hg) (Geffard *et al.* 2001). Se sabe que la metalotioneína forma complejos con metales pesados, tales como Cu (George y Olsson 1994) lo que hace que este elemento sea de los más abundantes en el tejido del ostión. Además, Roesijadi (1996) ha descrito que la MT en *C. virginica* está relacionada con el metabolismo del Cu. Dado que la MT es capaz de unir altas concentraciones del metal, sugieren que la función de la MT también es proteger a los bivalvos de la toxicidad por metales (Fisher *et al.* 2000). Sin embargo, se ha demostrado que estos metales esenciales podrían ser desplazados en los sitios de unión al azufre por metales tóxicos y la tasa de tal desplazamiento por Cd es más alta que otros metales, lo que hace que el Cd sea el tercer metal más abundante en el tejido de bivalvos (Robinson *et al.* 1997; Geret y Cosson 1999).

Otra estrategia es la presencia de células cafés, Zaroogian y Yevich (1994) y Engel (1999), han señalado que la actividad de las células cafés de *C. virginica* se relaciona con el proceso de incorporación, acumulación, desintoxicación y degradación de material extraño de la hemolinfa y que aparecen conjuntamente con amebocitos, los cuales fagocitan partículas y envuelven solutos, mientras que las células cafés embeben solutos eficientemente como un mecanismo de defensa. El intestino y los túbulos de la glándula digestiva forman parte de una de las principales vías de incorporación de tóxicos, por lo que, se considera que la activación de células cafés podría ser un mecanismo primario de

defensa en estos órganos (Guzmán-García *et al.* 2007). Zaroogian y Yevich (1994) han demostrado que, en las llamadas células cafés existen algunas más pequeñas que son más activas en la acumulación de metales, que las células cafés grandes, las células pequeñas contienen vesículas con lisosomas llamados “jóvenes” y las células cafés más grandes presentan forma de vesículas con grandes lisosomas “viejos”, menos activos o cuerpos residuales. Los hemocitos actúan como un mecanismo de defensa en los órganos internos análogo al de las células cafés (Guzmán-García *et al.* 2007).

Otros autores han reportado un incremento en la densidad de hemocitos en el ostión *C. virginica* por exposición a Cd, estos hemocitos pueden captar iones de Cd de la hemolinfa que rodea los tejidos y transportarlo al lecho epitelial para ser eliminado del organismo (Fisher *et al.*, 2000). Existen reportes que señalan el bloqueo de los canales de calcio por la acumulación de Cd en la branquia de *C. virginica* (Roesijadi y Unger 1993), esto implicaría que existe un límite fisiológico de captación de iones, que puede generar lesión y respuesta humoral. Es posible que en los tejidos internos los iones de Cd se unan estrechamente a los grupos sulfhidrilo en láminas del mucus, en tanto que los tejidos externos se encuentran con el agua marina por lo que la depuración pasiva puede verse favorecida. La respuesta en los tejidos internos sugiere que su principal función es el almacén y, posteriormente la eliminación de metales traza a través de las células cafés, los hemocitos y el mucus (Guzmán-García 2007).

Los procesos de bioacumulación, de acuerdo con Rainbow *et al.* (1990) están regidos por algunos factores fisicoquímicos y fisiológicos, que regulan su incorporación y excreción, sin embargo, el posible efecto tóxico que pueda sufrir el ostión por la presencia de esos metales pesados en sus tejidos, depende en gran medida, de la forma química en la cual se encuentra el metal en el medio, así como del proceso de biotransformación que sufra en el organismo (Berman 1980, Barron 1990, Rainbow *et al.* 1990). Ciertas formas químicas de los metales son más o menos favorables para la bioacumulación en los bivalvos dependiendo del tipo de compuesto al que esté unido, estos pueden favorecer en algunos casos su incorporación a los organismos

(Martincié *et al.* 1984). Diversos autores han descrito una aparente competencia entre varios metales en el metabolismo de los bivalvos, lo cual indica que éstos, dependiendo de su fisiología individual, tienen un número dado de sitios disponibles para la fijación de los metales, tales como sustitución de iones por competencia (George y Pine 1980) y sitios proteicos (George y Pine 1980, George y Frazier 1982). Algunos contaminantes se incorporan a los ciclos metabólicos causando daños fisiológicos y morfológicos en los organismos, otros se tratan con estrategias fisiológicas modificadas. Se ha demostrado que la acumulación de los metales en los moluscos depende, además del nivel de los elementos en el ambiente que los rodea, de otros factores como: la talla, la edad, sexo (Sokolowski *et al.* 2002), capacidad para adquirir alimentos (Saavedra, *et al.*, 2004), estado del desarrollo de las gónadas (Bryan *et al.*, 1980) y relación talla-peso (Phillips, 1976; Riget, *et al.*, 1996).

Se sabe que los moluscos bivalvos, como organismos filtradores, son capaces de concentrar en sus tejidos distintos contaminantes del ambiente que los rodea debido al proceso de bioacumulación (Zuykov *et al.* 2013). Sin embargo en los ostiones de la laguna de Mandinga de este estudio el proceso de bioacumulación no se está presentando, ya que al hacer un análisis de correlación entre la talla y la concentración de Pb, Cd y Cu los resultados no son significativos. Esto puede deberse a los mecanismos de detoxificación que hay en los bivalvos y a otros factores como el nivel de los elementos en el ambiente que los rodea y la biodisponibilidad de los mismos.

Los niveles de Pb (0.23 ± 0.15) determinados en este estudio, fueron muy bajos en comparación con los niveles encontrados por Guzmán-García *et al.* (2009) y Guzmán-Amaya *et al.* (2005) quienes reportan una concentración promedio de Pb de 5.84 y 13.17 $\mu\text{g/g}$ respectivamente, en ostiones de la misma laguna. Esto mismo sucede en las lagunas de La Mancha con 5.17 ± 3.03 $\mu\text{g/g}$ de Pb (Galaviz y Lango-Reynoso 2013), de Alvarado 9.05 $\mu\text{g/g}$ (Guzmán-Amaya *et al.* 2005), de Tampamachoco 0.16 ± 0.08 y 1.86 ± 0.95 $\mu\text{g/g}$ (Rosas y Belmont 1983), Tamiahua con concentraciones de Pb de 21.42 $\mu\text{g/g}$ y 0.77 (Guzmán-Amaya *et al.* 2005; Lango-Reynoso *et al.* 2010). (Tabla 6) y Bahía de Delaware,

Chesapeake, Puerto de Charleston, Bahía de Mobile, EUA con concentraciones de 0.11 a 75 µg/g.

La concentración de Cd (1.11 ± 0.57 µg/g), es baja en comparación con otros estudios, Galaviz (2003) informó una concentración promedio de 5.86 µg/g de Cd de la laguna de La Mancha, Guzmán-Amaya *et al.* (2005) informaron concentraciones promedio de 2.94 y 4.61 µg/g de las lagunas Mandinga y Alvarado, Guzmán-García *et al.* (2009) reportan una concentración promedio de 2.23 µg/g en la laguna Mandinga, Apeti *et al.* (2005) encontraron una concentración de 2.88 a 3.81 µg/g en la bahía Apalachicola, Florida; Aguilar *et al.* (2012) reportaron una concentración de 2.05 µg/g en ostiones de la Laguna de Términos, Campeche, Huanxin *et al.* 2000 informan una concentración de 4 a 6 µg/g de Cd en bahías y estuarios de EUA, Shiel *et al.* (2012) reportan una concentración de 2.1 a 16 µg/g en bahías de EUA y Li y Gao (2014) informan una concentración promedio de 1.60 ± 0.67 en las Costas de China (Tabla 6).

El cobre fue el metal pesado predominante en el tejido de los ostiones, con una concentración promedio de 81.7 ± 32.67 µg/g, es superior a los encontrado por Botello 1988 de 38-59 µg/g en la Laguna del Ostión, en *Crassostrea rhizophorae* de la laguna Sontecomapan González-Fierro *et al.* (1994) reportan 25.72 µg/g de Cu, Li y Gao (2014) reportan una concentración de 69.2 ± 24 µg/g en costas de China. En contraste con los estudios de Apeti *et al.* 2005 que reportan concentraciones de 108 µg/g para Cu, Aguilar *et al.* 2012 reportan concentraciones de 115.55 µg/gen la Laguna de Términos y Guzmán-Amaya *et al.* 2005 obtuvieron concentraciones de 278.00 ± 264.3 , 165.75 ± 133.7 y 202.43 ± 61.6 µg/g en tres lagunas del Golfo de México (Tabla 6).

De manera general en la Laguna de Mandinga, los niveles de MP (Pb, Cd y Cu) en ostiones son más bajos que en otros sitios del Golfo de México y otras costas del mundo.

Tabla 6**Niveles de Pb, Cd y Cu en ostiones en diferentes estudios**

Sitio	Pb	Cd	Cu	Autores
Otras regiones del mundo				
Bahía Apalachicola, Florida		2.88-3.81	108	Apeti <i>et al.</i> 2005
Bahía de Delaware, Chesapeake, Puerto de Charleston, Bahía de Mobile, EUA.	0.11-75	2.1-16		Shiel <i>et al.</i> 2012
Bahías y estuarios del Golfo de México de EUA		4 a 6		Huanxin <i>et al.</i> 2000
Costas de China	0.16±0.041	1.60±0.67	69.2±24	Li y Gao 2014
México				
Laguna de Alvarado	9.05±6.84	4.61	202.43±61.6	Guzmán-Amaya <i>et al.</i> 2005
Laguna La Mancha		5.86		Galaviz 2003
Laguna La Mancha	5.17±3.03			Galaviz y Lango-Reynoso 2013
Laguna de Mandinga	13.17±1.92	2.94	278.00±264.3	Guzmán-Amaya <i>et al.</i> 2005
Laguna de Mandinga	5.84 ± 3.10	2.23±2.18		Guzmán-García <i>et al.</i> 2009
Laguna del Ostión			38-59	Botello <i>et al.</i> 1988
Laguna Sontecomapan			25.72	González-Fierro <i>et al.</i> 1994
Laguna Tamiahua	21.42±6.05	165.75±133	165.75±133.7	Guzmán-Amaya <i>et al.</i> 2005
Laguna Tamiahua	0.77			Lango-Reynoso <i>et al.</i> 2010
Laguna de Tampamachoco	1.86±0.95			Rosas y Belmont 1983
Laguna de Términos		2.05	115.55	Aguilar <i>et al.</i> 2012
Laguna de Mandinga	0.23+0.15	1.11±0.57	81.7+32.67	Este estudio

Valores reportados en µg/g

Los valores promedio ($0.23 \pm 0.15 \mu\text{g/g}$), máximo ($0.67 \mu\text{g/g}$) y mínimo ($0.03 \mu\text{g/g}$) de Pb en el tejido de los ostiones de la especie *Crassostrea virginica* se encuentran por debajo del límite máximo permisible ($1 \mu\text{g/g}$) establecido en la NOM-031-SSA1-1993, para moluscos de consumo humano (Figura 7). En la Figura 8 y Tabla 7, se hace una comparación de la concentración de Pb obtenida en este estudio y los LMP en diferentes países, ciertamente hay variabilidades de límites de metal para diferentes propósitos en diferentes países, sin embargo la concentración encontrada en este estudio no sobrepasa los límites establecidos en los distintos países.

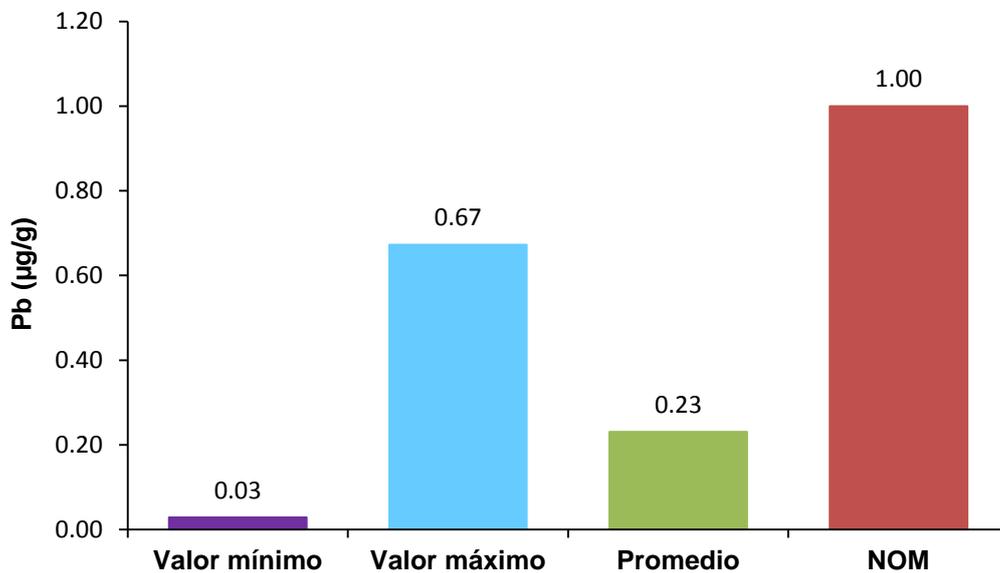


Figura 7. Concentración de Pb en ostiones de la especie *Crassostrea virginica* comparados con los límites máximos permisibles de la NOM-031-SSA1-1993.

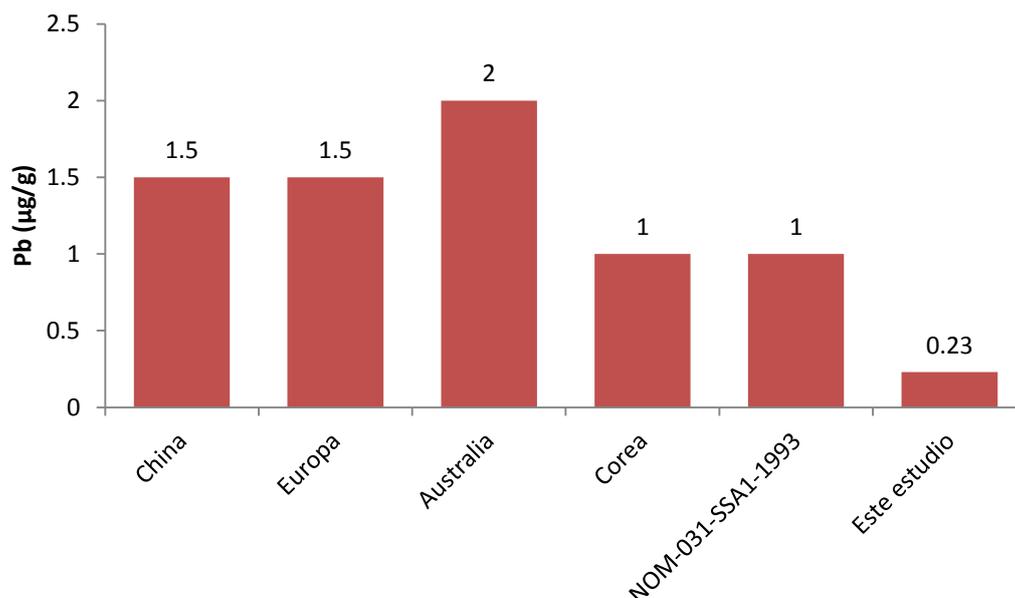


Figura 8. Límites Máximos Permisibles de Pb para bivalvos de consumo humano establecidos en diferentes países.

La concentración promedio de Cd ($1.11 \pm 0.57 \mu\text{g/g}$) y el valor máximo ($2.41 \mu\text{g/g}$) están por encima del Límite Máximo Permissible por la NOM-031-SSA1-1993 de $0.5 \mu\text{g/g}$ en moluscos (Figura 9), mientras que el valor mínimo ($0.32 \mu\text{g/g}$) se encuentra dentro del límite. El 80% de los ostiones de este estudio, sobrepasan los LMP de Cd. Es importante señalar que los valores de Cd sobrepasan los LMP establecidos en Europa y Corea, pero se encuentran dentro del límite establecido por China y Australia (Figura 10 y Tabla 7).

Vázquez-Botello *et al.*, 2004 señalan que las concentraciones de Cd están directamente relacionados con los desechos industriales, descargas urbanas, las características sedimentológicas y el contenido de materia orgánica del sedimento que forma complejos orgánicos con el Cd.

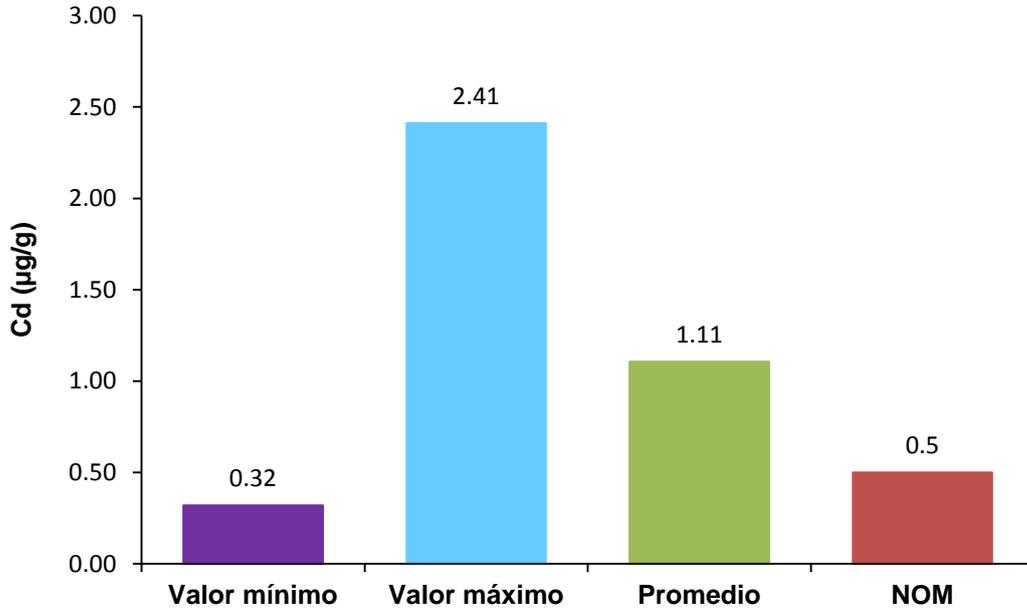


Figura 9. Concentración de Cd en ostiones de la especie *Crassostrea virginica* comparados con los límites máximos permisibles de la NOM-031-SSA1-1993.

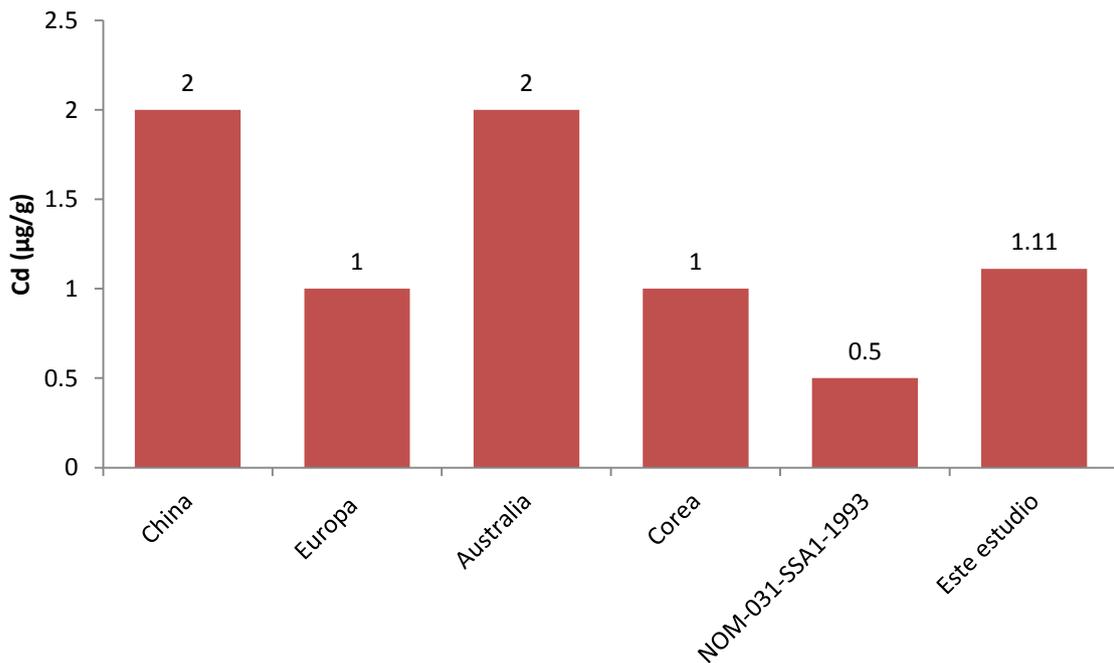


Figura 10. Límites Máximos Permisibles de Cd para bivalvos de consumo humano establecidos en diferentes países.

Los niveles promedio (81.7 $\mu\text{g/g}$) y el valor máximo (179.4 $\mu\text{g/g}$) de Cu sobrepasan los límites permisibles establecidos por la FAO (1983) (32.5 $\mu\text{g/g}$) (Figura 6). Solo el valor mínimo (21.1 $\mu\text{g/g}$) está dentro del límite. El 98% de los ostiones de este estudio sobrepasan los LMP de Cu.

Debido a que el Cu es un micronutriente esencial, no hay un límite impuesto en muchos países, los niveles de Cu encontrados en este estudio sobrepasan los LMP establecidos por China y FAO (Figura 12 y Tabla 7).

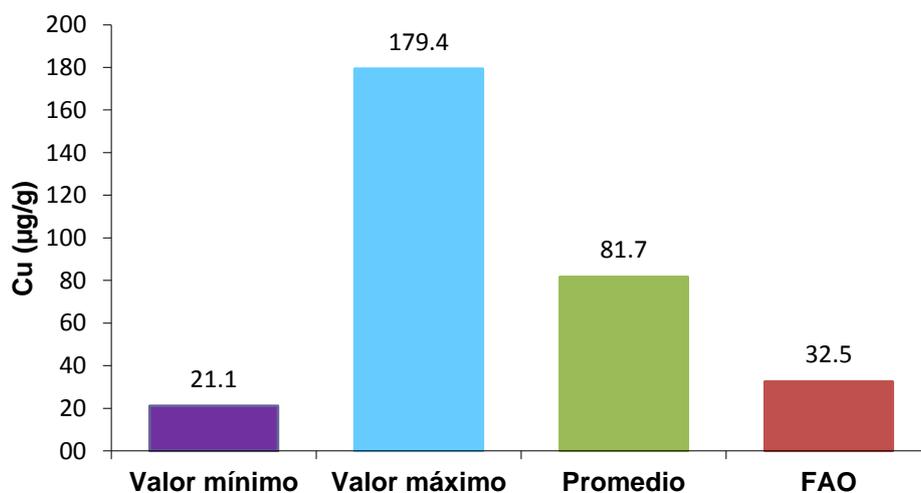


Figura 11. Concentración de cobre en ostiones de la especie *Crassostrea virginica* comparados con los límites máximos permisibles de la FAO.

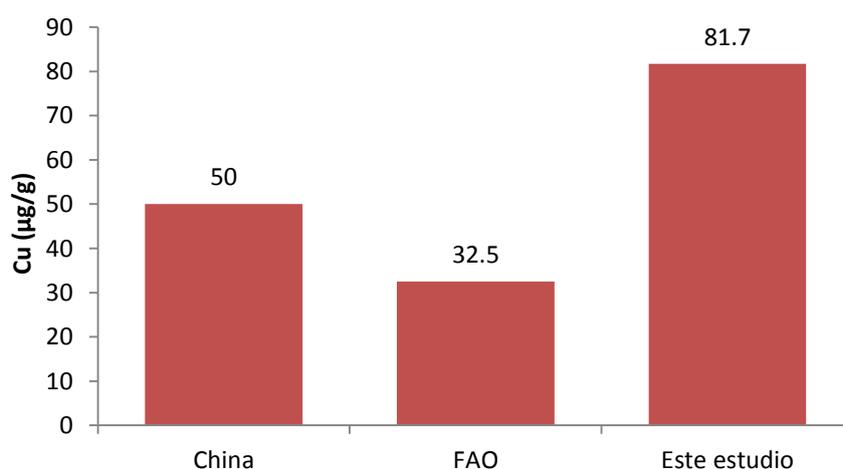


Figura 12. Límites Máximos Permisibles de Cd para bivalvos de consumo humano establecidos en diferentes países.

Tabla 7
Límites máximos permisibles de metales pesados en bivalvos de consumo humano

	Número	Pb	Cd	Cu
Australia	1.4.1/2008	2	2	/
China	GB 2762-2017	1.5	2	50
Europa	EC No.1881/2006	1.5	1	/
FAO	CODEX-STAN, 2010	/	/	32.5
México	NOM-031-SSA1-1993	1	0.5	/
Corea	Límites de contaminación de mariscos importados de corea	1	1	/

Valores en µg/g

El consumo de la especie *Crassostrea virginica* de la laguna de Mandinga, Veracruz podría ser un riesgo para la salud por su contenido en Cd y Cu.

El consumo de moluscos constituye un aporte de metales potencialmente tóxicos a la dieta humana. Aunque es muy poco probable un envenenamiento agudo por su ingesta, sí pueden constituir un riesgo de intoxicación crónica, especialmente para los habitantes de las zonas costeras (Regoli y Orlando, 1994; Guzmán-Amaya, 2004). Este hecho es importante debido a que existen reportes de daños graves a la salud por la ingesta de mariscos contaminados con metales. Un ejemplo de esto, fue el caso de la enfermedad de Minamata en Japón, donde se presentaron alteraciones nerviosas entre los pescadores que fueron atribuidas a las altas concentraciones de mercurio presentes en mariscos. Otro caso fue el síndrome de itai-itai causado por el consumo de cereales y mariscos contaminados con cadmio (Moore, 1991).

CONCLUSIONES

1. Se determinaron los niveles de Pb, Cd y Cu, en ostiones *Crassostrea virginica* de la Laguna de Mandinga, Veracruz, los niveles promedio más altos son de Cu ($81.7 \pm 32.67 \mu\text{g/g}$), seguido de Cd ($1.11 \pm 0.57 \mu\text{g/g}$) y finalmente Pb ($0.23 \pm 0.15 \mu\text{g/g}$).
2. No existe una correlación entre la talla y el contenido tisular de metales pesados (Pb $r = -0.43624$, $p = 0.0015407$; Cd $r = 14549$ $p = 0.3134$; Cu $r = -0.18109$ $p = 0.2082$) en los ostiones *Crassostrea virginica* de la Laguna de Mandinga, Veracruz.
3. Los ostiones *Crassostrea virginica* de la Laguna de Mandinga, Veracruz no están bioacumulando Pb, Cd y Cu.
4. Los niveles promedio de Pb, Cd y Cu son bajos en comparación con otras lagunas y estuarios de México.
5. Los niveles promedio de Cd y Cu sobrepasan los LMP establecidos por las normas, por lo que no se recomienda el consumo de ostiones *Crassostrea virginica* de la Laguna de Mandinga, Veracruz.

LITERATURA CITADA

Acosta, V., y Lodeiros, C. 2004. Metales pesados en la almeja *Tivela mactroides* Born, 1778 (Bivalvia: Veneridae) en localidades costeras con diferentes grados de contaminación en Venezuela. *Ciencias marinas*, 30(2), 323-333.

Aguilar, C. A., Montalvo, C., Rodríguez, L., Cerón, J. G., y Cerón, R. M. 2012. American oyster (*Crassostrea virginica*) and sediments as a coastal zone pollution monitor by heavy metals. *Int. J. Environmental Science & Technology* 9(4): 579-586.

Aguilar-Ucán, C. A., Montalvo-Romero, C., Cerón-Bretón, J. G., y Anguebes-Franchesch, F. 2014. Niveles de Metales pesados en especies marinas: Ostión (*Crassostrea virginica*), Jaiba (*Callinectes sapidus*) y Camarón (*Litopenaeus setiferus*), de Ciudad del Carmen, Campeche, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 10 (1): 9-17.

Ahumada, R. 1994. Nivel de Concentración e Índice de Bioacumulación para Metales Pesados (Cd, Cr, Hg, Cu, Pb y Zn) en Tejidos de Invertebrados Bentónicos de Bahía San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, Valparaíso, 29 (1): 77 – 87.

Aldana. A. D., Patiño. V., Rodríguez. H., Baqueiro. E. 2004. Pesquería artesanal del ostión americano *Crassostrea virginica* y su estructura poblacional en diferentes lagunas costeras de Tabasco en el Golfo de México. 15p.

Apeti, D. A., Robinson, L., y Johnson, E. 2005. Relationships between Heavy Metal Concentrations in the American Oyster (*Crassostrea virginica*) and Metal Levels in the Water Column and Sediment in Apalachicola Bay, Florida. *American Journal of Environmental Sciences*, 1(3):179-186.

Aragón-López, Lango-Reynoso y Castañeda-Chávez. 2009. Concentración de metales pesados en Ostión (*Crassostrea virginica*) y sedimentos en dos sistemas lagunares del estado de Veracruz. 3-12 pp. En: *Avances en la Investigación Agrícola, Pecuaria, Forestal y Acuícola en el Trópico Mexicano*. Libro Científico No. 6. Veracruz, México. 416 p.

ATSDR. 1999. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (Reseña Toxicológica del Mercurio. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 661 pp.

ATSDR. 2004. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Reseña Toxicológica del Cobre. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 262 pp.. 79

ATSDR. 2007. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Reseña Toxicológica del Plomo. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 523 pp.

ATSDR. 2008. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (Reseña Toxicológica del Cromo. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 616 pp.

ATSDR. 2008. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Reseña Toxicológica del Cadmio. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, 449 pp.

Ávila Pérez, P., y Zarazúa Ortega, G. 1993. Concentración de metales pesados en ostiones (*Crassostrea virginica* Gmelin), del canal El Chijol, Veracruz, México. Revista internacional de contaminación ambiental 9(2): 53-64.

Balaji, M., y Rao, K. S. 2000. Size dependent bioaccumulation of heavy metals by *Mytilopsis sallei* (Recluz) at Visakhapatnam harbour. Indina Journal of Experimental Biology (30): 405-407.

Baqueiro-Cárdenas E. R., Borabe L., Goldaracena-Islas C. G. and Rodríguez-Navarro J. 2007. Los moluscos y la contaminación. Una revisión. Revista Mexicana de Biodiversidad. 78, 1-7.

Barron, M. G. 1990. Bioconcentración. Environmental Science & Technology, 11: 1612-1618.

Barwick, M. and Maher, W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. Marine Environmental Research, 56(4), 471–502.

Beaty R. D., y Kerber, J.D. 2003. Concepts, Instrumentation and Techniques in Atomic Absorption Spectrophotometry. 1ªEd. PerkinElmer™ Instruments, Connecticut, Estados Unidos.

Beliaeff, B., O'Connor, T.P. y Claisse, D. 1998. Comparison of chemical concentrations in mussels and oysters from the United States and France. Environmental Monitoring Assessment 49: 87-95.

Beninger, P.G. y, St-jean, S.D. 1997. The role of mucus in particle processing by suspension-feeding marine bivalves: unifying principles. Marine Biology 129: 389- 297.

Berman, E. 1980. Toxic Metals and their analysis. LC Thomas Ed. Heyden. Londres, 293 p.

Botello, V.A y Ponce, V.G. 1993. Contaminación de Lagunas costeras. In. Figueroa, TG; Álvarez, A.S; Ezequiel, H. A. y E. M. Ponce. Físicoquímica y Biología de las Lagunas costeras Mexicanas. UAM-I Div. CBS. Serie grandes temas de Hidrobiología I.103-111 p.

Botello, A.V., S. Villanueva y F. Páez- Osuna. 1988. Evaluación de algunos metales pesados en organismos del Río Coatzacoalcos y de la laguna del Ostión, Ver., México. Contaminación Ambiental. 4:19-31.

- Bryan W.C., Langston W.J., Hummerstone L.G., 1980. The use of biological indicators of heavy metal contamination in estuaries with especial reference to assessment of biological availability of metals in estuarine sediments from South – West. British Marine Biological Association. UK; Occasional publication, 1:73.
- Castañeda-Chavez, M. del R., Navarrete-Rodriguez, G., Lango-Reynoso, F., Galviz-Villa, I., y Landeros- Sanchez, C. 2014. Heavy Metals in Oysters, Shrimps and Crabs from Lagoon Systems in the Southern Gulf of México. *Journal of Agricultural Science* 6 (3): 108-117.
- Cervantes, C., y Moreno R. 1999. Contaminación ambiental por metales pesados. Impacto en los seres vivos. AGT Editor, S. A. 39 pp.
- Cheng, T.C. 1996. Hemocytes: Forms and Functions, p.299 - 364. In Kennedy, S.V., Newell, R.I. eds.) *The Eastern Oysters Crassostrea virginica*. Maryland Sea Grant Book, Maryland, USA.
- Coan, E. V., Scott P. V. y Bernard F. R. 2000. Bivalve seashells of Western North America. Santa Barbara Museum of Natural History Monographs. California. 764 pp.
- Conti, M. E., y Cecchetti, G. 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research* 93(1), 99-112
- Contreras Espinosa, F., 2006, “Las lagunas costeras de Veracruz”, en: P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosay C. Travieso (eds.), *Estrategia para el Manejo Costero Integral*, Instituto de Ecología/Gobierno del estado de Veracruz-La Llave, vol. 1: 478 pp.
- Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X. and Zhang, H. 2011. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution*, 159(5), 1297–1306.
- De la Cruz-Agüero, G., Franco-López, J. y Abarranca-Arenas, L. G. 1985. Características ictiofaunísticas de las lagunas del estado de Veracruz. *Memorias VIII Congreso Nacional de Zoología*. 175-187.
- Eble, F.A., Scro, R. 1996. General Anatomy, p.19 - 71. In Kennedy, S.V., Newell, R.I. eds.) *The Eastern Oyster Crassostrea virginica*. Maryland Sea Grant Book, Maryland, USA.
- Engel, W.E. 1999. Accumulation and cytosolic partitioning of metals in the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Environmental Research* 47: 89-102.
- FAO. (1983). *Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products*. FAO Fishery Circular No. 464, Roma, Italia. 100 pp.
- Fisher, W.S., Oliver, L.M., Winstead, J.T., Long, E.R. 2000. A survey of oysters *Crassostrea virginica* from Tampa Bay, Florida: associations of internal defense measurements with contaminant burdens. *Aquatic Toxicology* 51: 115-38.

Forstner, U., y Wittmann, G. T. W 1979. Metal pollution in the Aquatic Environment. *Journal of Basic Microbiology*, 21(7), 38-41.

Gaetke, L. M., y Chow, C. K. 2003. Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. *Toxicology*, 189(1-2), 147-163.

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen (para adaptarlo a las condiciones de la República mexicana). 4ª ed. México. D.F. 220 p.

Galaviz V.I. 2003. Estudio de la calidad sanitaria del ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) de los sistemas lagunares de Alvarado y La Mancha, Veracruz; mediante el método de análisis de riesgos, identificación y control de puntos críticos (ARICPC o HACCP). Ms. Sc. Tesis. Instituto Tecnológico del Mar 01. Boca del Río, Veracruz, México. 101 pp.

Galaviz V.I., Lango-Reynoso, F., y Castañeda, Ch. M. R. 2013. Estudio de la calidad sanitaria del Ostión del Golfo de México Mediante el método de análisis de riesgos, identificación y control de puntos críticos (ARICPC o HACCP). Editorial académica Española.

Geffard, A., Amiard-Triquet, C., Amiard, J. C., & Mouneyrac, C. 2001. Temporal variations of metallothionein and metal concentrations in the digestive gland of oysters (*Crassostrea gigas*) from a clean and a metalrich site. *Biomarkers*, 6(2), 91-107.

Geffard, A., Amiard, J. C., & Amiard-Triquet, C. 2002. Use of metallothionein in gills from oysters (*Crassostrea gigas*) as a biomarker: seasonal and intersite fluctuations. *Biomarkers*, 7(2):123-137.

George, S.G., Carpena, E., Coombs, T.L., Overnell, J., Youngson, A. 1979. Characterisation of cadmium-binding proteins from mussels, *Mytilus edulis* (L), exposed to cadmium. *Biochim Biophys Acta* 580: 225-33.

George S. G. y Frazier J. M. 1982. Some aspects of the relationship between tolerance to heavy metal pollution and metabolism of Cd, Cu and Zn in oyster. *Thalassia Yugosl.* 18, 203-219.

George, S.G. y Olsson, P.E. 1994. Metallothioneins as indicators of trace metal pollution. In: K.I.M. Kramer (ed.), *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*. CRC Press, Boca Raton, pp. 151-171.

George S. G. y Pine B. J. S. 1980. Metabolism of zinc in the mussel *Mytilus edulis* (L): a combined ultra structural and biochemical study. *J. Marine Biology Ass.* 60, 575-590.

Geret, F. and R.P. Cosson, 1999. Utilisation des metallothioneines comme biomarqueur de la contamination métallique: Variabilité entre sites et organes chez l'huitre *Crassostrea gigas*. *Oceanologica Acta*, 23: 261-271.

Gold-Bouchot, G., Sima-Alvarez, R., Zapata-Perez, O., y Güemez-Ricalde, J. 1995. Histopathological effects of petroleum hydrocarbons and heavy metals on

the American oyster (*Crassostrea virginica*) from Tabasco, Mexico. Marine Pollution Bulletin, 31(4-12): 439-445.

Goldberg, E. D. 1984. The mussel watch concept. Environmental Monitoring and Assessment, 7(1), 91-103.

González-Fierro, A., Vázquez-Botello, A., Villanueva-Fragoso, S. y Ponce-Vélez, G. 1994. Presencia de metales en sedimentos recientes y organismos de la laguna Sontecomapan, Veracruz, México. Hidrobiológica, 35-43.

Gutiérrez-Galindo, E. A., Villaescusa Celaya, J. A., y Arreola Chimal, A. 1999. Bioacumulación de metales en mejillones de cuatro sitios selectos de la región costera de Baja California. Ciencias Marinas, 25(4).

Guzmán-Amaya, P. 2004. Contaminación por metales en ostión de las lagunas de Alvarado, Mandinga y Tamiahua Ver. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología) Facultad de Ciencias UNAM. México, 122 p.

Guzmán-Amaya, P., S. Villanueva F., y A.V. Botello, 2005. Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz, p. 361-372. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. AgrazHernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Guzmán-García, X., Martínez-López, A., Rodríguez-Medina, L., González-Márquez, H., & Vázquez-Botello, A. 2007. Cambios tisulares en el ostión *Crassostrea virginica* por exposición y depuración al cadmio. Hidrobiológica, 17, 41-48.

Guzmán-García, X., Botello, A. V., Martinez-Tabche, L., y González-Márquez, H. 2009. Effects of heavy metals on the oyster (*Crassostrea virginica*) at Mandinga Lagoon, Veracruz, Mexico. Revista de biología tropical, 57(4), 955-962.

Hellawell, J.M., 1989. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science, London, 546 p.

Huanxin, W., Lejun, Z., & Presley, B. J. 2000. Bioaccumulation of heavy metals in oyster (*Crassostrea virginica*) tissue and shell. Environmental Geology, 39(11), 1216-1226.

Kennedy, V. S., R. I. E. Newell y A. F. Eble (Eds.). 1996. The Eastern Oyster *Crassostrea virginica*. Maryland Sea Grant College, Maryland. 734 p.

Kingston, y Waswell, S.J. 1997. Microwave-Enhanced Chemistry: Fundamentals sample preparations and applications . Washington, DC: American Chemical Society.

Landis, W.G., y M.H. Yu, 1999. Introduction to Environmental Toxicology. Lewis Publishers, New York. 390 p.

Lango-Reynoso, F., Landeros-Sánchez, C. y Castañeda-Chávez, M. R. 2010. Bioaccumulation of Cadmium (Cd), Lead (Pb) and Arsenic (As) in *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791), from Tamiahua Lagoon System, Veracruz, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 26(3):201-210.

Lacerda, L. D., Neuza, R. W., Lima, W. C., Pfeiffer, C. y Fiszman Marlene. 1983. Size and metal concentration in the mangrove mussel *Mytella guyanensis* (Mollusca: Bivalva) from Baía de Sepetiba, Brazil. *Revista de Biología Tropical*. 31 (2): 333-335.

Lankford, R. R. 1977. "Coastal Lagoons of Mexico, their origin and classification", en Cornin, L. E., Eds., "Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Material in the Estuary", Academic Press, New York, 2, p. 182.

Lara-Domínguez, A.L, 2005, Pastos marinos, en: P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa y A.C. Travieso Bello (eds.), Manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal, Instituto de Ecología/Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Xalapa, Ver. México, 1 266 pp.

Lara-Domínguez, A. L., Contreras-Espinosa, F., Castañeda-López, O., Barba-Macías, E., & Pérez-Hernández, M. A. 2011. Lagunas costeras y estuarios. La biodiversidad en Veracruz: Estudio de caso. Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana (UV), Instituto de Ecología AC (INECOL), 301-317.

Lara-Domínguez, A., López, P.R., Martínez, G.A., Vázquez, L. 2009. Caracterización del sitio de manglar Mandinga, en Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, CONABIO.

Latouche Y. y M. Mix. 1981. Seasonal variation in soft tissue weights and trace metal burdens in the Bay Mussel, *Mytilus edulis*. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology*., 27: 821-828.

Li, P., y Gao, X., 2014. Trace elements in major marketed marine bivalves from six northern coastal cities of China: concentrations and risk assessment for human health. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 109, 1-9.

López-Portillo J., V.M. Vásquez Reyes, L.R. Gómez Aguilar, 2008, Atlas de los manglares de Veracruz distribución, estructura, cartografía e implicaciones para su manejo. Informe Técnico del Proyecto: Sistema costero del Estado de Veracruz: fisiografía, geomorfología, riesgos y ecología de manglares y dunas costeras: implicaciones para su manejo, SEMARNAT-2002-CO1-0126, 62 pp.

Lopez, J. M., & Lee, G. F. (1977). Environmental chemistry of copper in Torch Lake, Michigan. *Water, Air, and Soil Pollution*, 8(4), 373-385.

Lucero, C., Cantera, J., & Neira, R. 2012. Pesquería y crecimiento de la piangua (Arcoidea: Arcidae) *Anadara tuberculosa* en la Bahía de Málaga del Pacífico colombiano, 2005-2007. *Revista de Biología Tropical*, 60(1).

Luna J.M., J. Rendón-von O. y Alpuche, L. 2002. Presencia de plomo en agua y ostión en las lagunas de Alvarado y la Mancha. p. 145-154. In: La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. Instituto Nacional de la Pesca y Universidad Veracruzana

Martincié, D., Nürnberg, H. W., Stoepler, M., & Branica, M. 1984. Bioaccumulation of heavy metals by bivalves from Lim Fjord (North Adriatic Sea). *Marine biology*, 81(2), 177-188.

Moore, J.W. 1991. *Inorganic Contaminants of Surface Water*. Springer-Verlag. New York, 334 p.

Morán-Silva, Á., Martínez Franco, L. A., Chávez-López, R., Franco-López, J., Bedia-Sánchez, C. M., Espinosa, F. C. y Peterson, M. S. 2005. Seasonal and Spatial Patterns in Salinity, Nutrients, and Chlorophyll α in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17(1):133-143.

Neff, M.J. 2002. *Bioaccumulations in marine organisms*. Elseviers Science, Oxford, UK.

NOM-031-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos Frescos, refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias.

Páez-Osuna, F., 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Páez-Osuna, F., 2014. Metales y metaloides: origen, movilidad y ciclos biogeoquímicos. p. 505-520. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold-Bouchot (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV Unidad Mérida. 1176 p. ISBN 978-607-7887-71-3.

Páez-Osuna, P., Frías-Espéricueta, M.G. & Osuna-López, J.I. 1995. Trace metal concentrations in relation to season and gonadal maturation in the oyster *Crassostrea iridescens*. *Marine Environmental Research* 40: 19-31.

Palacios Fest, M., Vargas Rangel, R. 2002. Pesquería de ostión, p.96 – 111. In Guzmán, A.P., Quiroga, B.C., Díaz, L.C., Fuentes, C.D., Contreras, M.C., Silva López, G. eds.) *La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. SAGARPA-UV.

Peake, B. M., Marsden, I. D., Ashoka, S. y Bremner, G. 2010. Interspecific and geographical variation in trace metal concentrations of New Zealand scallops. *Journal of shellfish research*. 29 (2): 387-394.

Phillips D., 1976. The common mussel, *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Marine Biology* 38: 59- 69.

Ponce-Vélez, G. y Botello A. V. 1991. Aspectos geoquímicos y de contaminación por metales pesados en la laguna de Términos, Campeche. *Hidrobiológica*. 1 (2): 1- 10 pp.

Rainbow P.S., Phillips D.J. and Depledge M.H. 1990. The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*. 7, 321-324.

Rand, G. y Petrocelli, S. 1985. *Fundamentals of Aquatic toxicology*. Hemisphere publishing Corporation, USA.

Rauch, J. N., & Graedel, T. E. (2007). Earth's anthropogeochemical copper cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(2).

Raz-Guzmán, A., De la Lanza, G. y Soto, L.A. 1992. Caracterización ambiental y del sedimento, detrito y vegetación del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, 40(2): 215-225.

Regoli, F. y E. Orlando. 1994. Bioavailability of biologically detoxified lead: Risks arising from consumption of polluted mussels *Environmental Health Perspectives* 102 (3): 335-340.

Riget F., Johanson P., Asmund G., 1996. Influence of length on element concentrations in Blue mussels (*Mytilus edulis*) *Marine Pollution Bulletin* 32 (10): 745-751.

Robinson, W.E., D.K. Ryan, P.A. Sullivan and C.C. Boggs, 1997. Cadmium binding in the blood plasma of two marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 1195-1202.

Rocha, C. 2000. *Principios básicos de espectroscopia*. Editorial UACH. México

Rosas, I., Báez, A., y Belmont, R. 1983. Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metal pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 20(2):127-135.

Roesijadi, G. 1986. Mercury-binding proteins from the marine mussel, *Mytilus edulis*. *Environmental Health Perspectives*, 65, 45.

Roesijadi, G. 1996. Metallothionein and its role in toxic metal regulation. *Comparative biochemistry and physiology part c: Pharmacology, toxicology and endocrinology*, 113(2), 117-123.

Roesijadi, G., Brubacher, L.L., Unger, M.E., Anderson, R.S. 1997. Metallothionein mRNA induction and generation of reactive oxygen species in molluscan hemocytes exposed to cadmium in vitro. *Comparative Biochemistry & Physiology Pharmacol Toxicol Endocrinol* 118: 171-6.

Roesijadi, G. y Unger, M. E. 1993. Cadmium uptake in gills of the mollusk *Crassostrea virginica* and inhibition by calcium channels blockers. *Aquatic Toxicology* 24: 195-206.

Ruppert, E. E., & Barnes, R. D. (1996). *Zoología de los invertebrados* (No. QL 362. B3718 1996).

Saavedra Y., González A., Fernandez P., Blanco J. (2004) The effect of size on trace metal concentrations in raft cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Science Total Environment* 318: 115-124.

Salomons, W., Kerdiijk, H., Van Pagee, H., Klomp, R. and Schreur, A. (1988) Behaviour and Impact Assessment of Heavy Metals in Estuarine and Coastal Zones. En: U. Seeliger, L. De Lacerda, S. Patchineelam (Eds) *Metals in Coastal Environments of Latin America*. Srynger – Verlag: 157 – 198.

Scherer, U., Sagemann, S., & Stephan, F. (2011). Emission via erosion and retention of heavy metals in river basins of Germany. In *Geophysical Research Abstracts* (Vol. 13, p. 4769).

Shaari, H., Raven, B., Sultan, K., Mohammad, Y., & Yunus, K. 2016. Status of heavy metals concentrations in oysters (*Crassostrea* sp.) from Setiu Wetlands, Terengganu, Malaysia. *Sains Malaysiana* 45(3), 417-424.

Shiel, A.E., Weis, D., Orians, K.J., 2012. Tracing cadmium, zinc and lead sources in bivalves from the coasts of western Canada and the USA using isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 76, 175e190.

Skoog, D.A., y Holler F.J. 1998. *Principios de análisis instrumental*, 5° ed.; Ed. McGraw-Hill.

Skoog, F. J., y Holler, T. A. 2001. *Principios de Análisis Instrumental* págs. Mc. Graw Hill, Madrid, España.

Sokolowski, A., Fichet, D., Garcí'a-Meunier, P., Rafenac, G., Wolowicz, M., y Blanchard, G., 2002. The relationship between metal concentrations and phenotypes in the Baltic clam *Macoma balthica* (L.) from the Gulf of Gdansk, southern Baltic. *Chemosphere* 47, 475–484.

Steer, R., Arias-Isaza F., Ramos A., Sierra-Correa P., Alonso D., Ocampo P. 1997. Documento base para la elaboración de la Política Nacional de Ordenamiento Integrado de las Zonas Costeras Colombianas, Documento de consultor para el Ministerio del Medio Ambiente. Serie publicaciones especiales, 6 413 pp.

Steinert, S. A., y Pickwell, G. V. 1988. Expression of heat shock proteins and metallothionein in mussels exposed to heat stress and metal ion challenge. *Marine Environmental Research*, 24(1-4), 211-214.

Tobar, J., Ramírez-Muñoz, M., Fermín, I., & Senior, W. 2017. Concentración de Metales Pesados en Bivalvos *Anadara tuberculosa* y *A. similis* del Estero Huaylá, Provincia de El Oro, Ecuador. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 51(2), 97-116.

Usero J., E. González-Regalado y I. Gracia. 1996. Trace metals in the bivalve molluscs *Chamelea gallina* from the Atlantic coast of southern Spain. *Marine Pollution Bulletin.*, 32, 305–310.

Valencia, J. J. L. 1989. Registro sedimentario de metales pesados en la laguna de las Ilusiones, Villahermosa. Tabasco. Tesis Profesional. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Básicas-Biología. Unidad Sierra, 100 pp.

Vázquez-Botello, A., J.L. Rojas G., J.A. Benítez y D. Zarate L. 1996. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 1ª edición, Universidad Autónoma de Campeche Programa EPOMEX, Serie Científica, 5, 666 pp.

Vázquez-Botello, A. Villanueva-Fragoso S. y Rosales Hoz, L. 2004. Distribución y contaminación de metales pesados en el Golfo de México. En: Caso, M, Pisanty I y Excurra E (compls). 2004. Diagnóstico ambiental del Golfo de México.

Wallner-Kersanash, M., Theede, H., Eversberg, U. & Lobo, S. 2000. Accumulation and elimination of trace metals in transplanted experiment with *Crassostrea rhizophorae*. *Environmental Contamination and Toxicology* 38: 40-45.

Wong, C.K., Cheung, R.Y.H. & Wong, M.H. 2000. Heavy metal concentrations in green-lipped mussels collected from Tolo Harbour and markets in Hong Kong and Shenzhen. *Environmental Pollution* 109: 165-171.

Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, 2011.

Yáñez Arancibia, A., 1978, "Taxonomía, Ecología y Estructura de las Comunidades de Peces en Lagunas Costeras con Bocas Efímeras del Pacífico de México", Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UANM., Publ. Esp., 2, pp. 1-306.

Zarogian, G. E. y Yevich, P. 1994. The nature and function of the brown cell in *Crassostrea virginica*. *Marine Environmental Research* 37: 355-373.

Zuykov, M., Pelletier, E., & Harper, D. a T. (2013). Bivalve mollusks in metal pollution studies: From bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere*, 93(2), 201–208.

ANEXO

Características de *Crassostrea virginica*

Reino: Animalia

Filo: Mollusca

Clase: Bivalvia

Orden: Ostreida

Familia: Ostreidae

Género: *Crassostrea*

Especie: *C. virginica* (Gmelin 1971).

El ostión presenta dos estructuras calcáreas (valvas), controladas por un músculo abductor (Roesijadi *et al.* 1997). Los órganos internos del ostión están cubiertos por el manto el cual está compuesto por tejido conectivo, vasos sanguíneos, fibras musculares y nervios. El manto se encuentra unido a las valvas, y es el responsable de la formación de la concha y del musculo aductor (Eble y Scro 1996). El sistema digestivo está formado por boca, esófago, estómago, glándula digestiva, intestino, recto y ano. Las branquias se extienden desde la boca hasta la proximidad del ano y tienen doble función, al encargarse de la alimentación y del intercambio gaseoso en el proceso de respiración (Roesijadi *et al.* 1997, Palacios-Fest y Vargas-Rangel 2002; Eble y Scro, 1996).

En el sistema circulatorio la hemolinfa circula a través de la masa visceral y posteriormente por las branquias antes de retornar al corazón. El sistema es abierto, es decir el suero y los hemocitos no están en el interior del corazón y vasos, sino que se encuentran en senos y tejidos. Las funciones de los hemocitos son; reparación de la concha, digestión, transporte, excreción y mecanismos de defensa. Los hemocitos pueden diferenciarse dependiendo de las necesidades en granulocitos basófilos, acidófilos, fibroblastos, mioblastos y células pigmentadas; los granulocitos basófilos y las células pigmentadas, se relacionan con los mecanismos de defensa. Los cuales en ostión se han clasificado en dos tipos; respuestas celular mediada (fagocitosis y encapsulación) y factores humorales (enzimas) (Cheng, 1996, Eble y Scro 1996). 4 Su alimentación por filtración de agua es favorecida por secreciones mucoides del manto cuya composición depende del tipo de partícula a transportar (Beninger y St-jean, 1997), este hábito alimenticio permite concentrar metales y otros agentes xenobióticos en los tejidos blandos (Rand y Petrocelli, 1985).

La anatomía interna de los ostiones se muestra en la Figura 14.

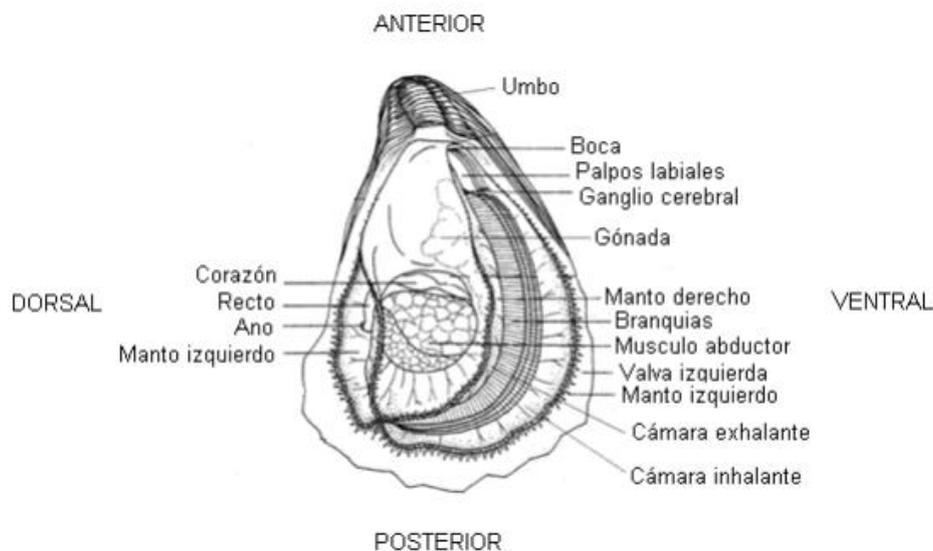


Figura 14. Anatomía de *Crassostrea virginica*

Distribución geográfica y hábitat

Actualmente esta especie se distribuye desde el Golfo de San Lorenzo (Canadá), Océano Atlántico, Golfo de México, hasta Caribe (Antillas), generalmente en las zonas tropicales y templadas (Figura 15). Es una especie característica de aguas salobres, someras, protegidas, sin azolvamiento continuo, presente en sistemas lagunares y esteros, formando parte de la epifauna cementante, generalmente a salinidades de 10 a 32 UPS y temperaturas de 18° C a 27° C (Aldana *et al.*, 2004). *C. virginica* en general habita tanto en el mar como en zonas litorales donde se mezclan las aguas saladas y dulces, ya sean esteros, desembocaduras de ríos o lagunas costeras (Aldana *et al.*, 2004).



Figura 15. Mapa de los principales países productores de *C. virginica* (FAO 2006).

Ciclo de vida

Los ostiones por lo general tienen sexos separados y son considerados como hermafroditas protándricos. Los ostiones son machos funcionales durante su primer desove, mientras que la mitad de ellos permanecen como machos para

su segundo desove (Rupert y Barnes 1996). Los organismos adultos desovan en el agua, por lo que presentan fecundación externa. Posteriormente, el huevo fecundado comienza a dividirse para formar el primer estadio larval. La larva trocófora es ciliada de vida libre. Después se desarrolla la larva llamada véliger, que posee una concha y posteriormente, la larva pedivéliger, la cual se fija al sustrato dando lugar al estadio de semilla. La semilla crece hasta desarrollarse en un ostión juvenil y finalmente en un organismo adulto (Figura 16) (Kennedy *et al.*1996).

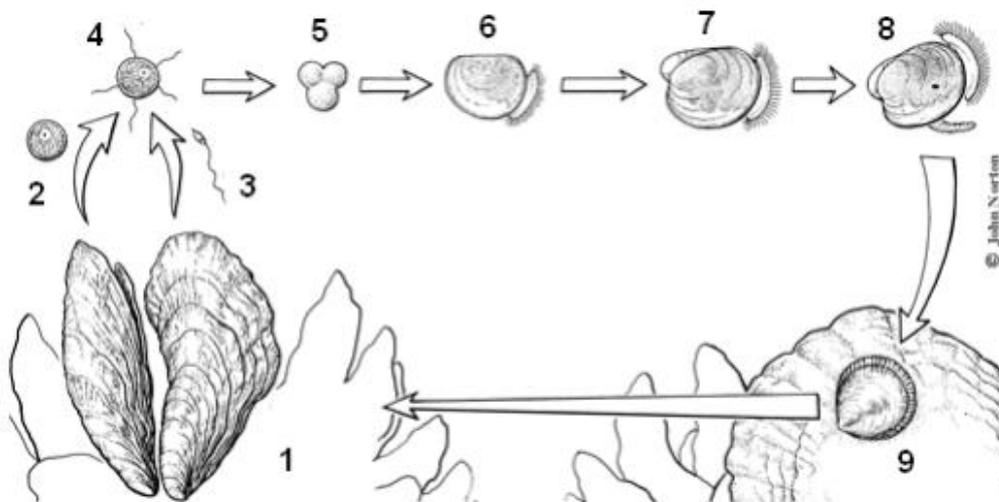


Figura 16. Ciclo de vida de los ostiones. 1) adultos macho y hembra, 2) ovocito libre, 3) espermatozoide, 4) huevo fertilizado, 5) desarrollo larval, 6) larva trocófora, 7) larva véliger, 8) larva pedivéliger, 9) semilla. Tomado de Goldsborough y Meritt, 2001.