



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en CIENCIAS DEL AGUA

“BIOACUMULACIÓN DEL CADMIO Y PLOMO EN CUATRO GRUPOS DE  
ZOOPLANCTON DEL NORESTE DE QUINTANA ROO, MÉXICO”

Tesis que presenta

DANIELA PÉREZ YAÑEZ

En opción al título de

MAESTRA EN CIENCIAS DEL AGUA

Cancún, Quintana Roo, México

2020

## DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos Experimentales, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de experimentación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se registrarán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

Firma: \_\_\_\_\_



Nombre: Daniela Pérez Yañez

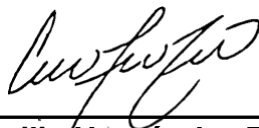
*CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA*



**RECONOCIMIENTO**

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de **Daniela Pérez Yañez** titulado **“Bioacumulación de cadmio y plomo en zooplancton en el noroeste de Quintana Roo, México”**, fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, en la línea de ecosistemas acuáticos y calidad del agua, en el laboratorio de ecotoxicología del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. bajo la dirección del Dr. Jesús Alvarado Flores, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua de este Centro.

**Atentamente**



---

**Dra. Cecilia Hernández Zepeda**  
**Directora de Docencia**

Mérida, Yucatán, México, a 03 de julio de 2020.

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Dr. Jesús Alvarado Flores, por aceptarme como estudiante, por su tiempo, dedicación y comprensión para enseñarme y compartir su conocimiento.

Al Dr. Eduardo Cejudo, Dr. Jorge Perera, Dr. Isidoro Rubio, por su tiempo y apoyo durante la realización de la tesis.

Al CONACYT por la beca otorgada para la realización de este trabajo (Número de becario: 886276)

Al laboratorio de Ecotoxicología Acuática y al laboratorio de Calidad del Agua, especialmente a la Química Daniela Ortega por enseñarme, escucharme y ayudarme a resolver todas mis dudas, por darme consejos, tiempo y su valiosa amistad. A mis compañeros Jovana, Miguel, Dilsa y Leonela, de quienes aprendí y compartí horas de trabajo, experiencias y formé gratos recuerdos.

A todos los que forman la Unidad de Ciencias del agua, por enseñarme y compartir sus conocimientos, por formar profesionistas de gran nivel sobre todo a mis compañeros de generación Vania, Evelyn y Ramón ya que juntos aprendimos diversas ramas de las Ciencias del Agua.

A mi familia y Rai, por siempre estar, darme su apoyo incondicional, animarme y ayudarme durante todo este proceso.

## **DEDICATORIA**

A mis papás Faustino y Josefina les dedico este trabajo como respuesta a todos los sacrificios que hacen por mí, por formar un gran equipo y luchar juntos para ayudarme a cumplir mis sueños, animarme y brindarme todas las herramientas necesarias. Esto es un poco de todo lo que se merecen.

A mis hermanos Eduardo, Andrea y al “Niño” ya que fueron parte y presenciaron tanto mis quejas y como alegrías. Porque quiero ser su inspiración y ejemplo de que las metas y sueños si se cumplen.

A Rai, le dedico este trabajo como muestra de todos los sacrificios realizados durante este tiempo, para tener juntos un futuro lleno de logros y éxitos, por ser parte clave, mi primordial apoyo durante todo este camino, que nunca me ha dejado sola, a todas horas y en todo momento siempre estuvo ahí, te estaré agradecida por siempre.

A mis compañeros de generación, de laboratorio y de comedor, porque con ustedes compartí lo que es ser UCIA, les dedico este trabajo porque me hicieron ver la parte divertida, por compartir conmigo su conocimiento, risas, enojos e ideas.

Al Dr. Jesús por abrirme las puertas al mundo de la investigación, por las anécdotas y experiencias adquiridas a lo largo de estos años de trabajo, por brindarme su apoyo y sobre todo su amistad.

# ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>122</b>
1.1 <i>Contaminación ambiental</i> .....	133
1.2 <i>Bioacumulación de metales</i> .....	14
1.3 <i>Factores de bioconcentración y bioacumulación</i> .....	14
1.4 <i>Biodisponibilidad</i> .....	15
1.5 <i>Cadmio (Cd)</i> .....	15
1.5.1 <i>Características generales</i> .....	15
1.5.2 <i>Cd en el ambiente</i> .....	16
1.5.3 <i>Mecanismo de toxicidad del Cd</i> .....	16
1.6 <i>Plomo (Pb)</i> .....	17
1.6.1 <i>Características generales</i> .....	17
1.6.2 <i>Pb en el medio ambiente</i> .....	17
1.6.3 <i>Mecanismo de toxicidad del Pb</i> .....	18
1.7 <i>El zooplancton como modelo biológico para estudiar la bioacumulación y la toxicidad</i> .....	18
1.7.1 <i>Rotíferos</i> .....	19
1.7.2 <i>Cladóceros</i> .....	20
1.7.3 <i>Copépodos</i> .....	21
1.7.4 <i>Ostrácodos</i> .....	22
<b>2. ANTECEDENTES .....</b>	<b>24</b>
2.1 <i>Presencia de metales en agua y biota en el acuífero de la Península de Yucatán (PY)</i> .....	24
<b>3. JUSTIFICACIÓN .....</b>	<b>34</b>
<b>4. HIPÓTESIS.....</b>	<b>35</b>
<b>5. OBJETIVO GENERAL.....</b>	<b>35</b>
<b>6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>35</b>
<b>7. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>36</b>
7.1 <i>Descripción del área de estudio</i> .....	36
7.1.1 <i>La Victoria</i> .....	37
7.1.2 <i>Verde Lucero</i> .....	37
7.1.3 <i>Las Mojarras</i> .....	38
7.2 <i>Colecta de agua</i> .....	39
7.3 <i>Colecta de zooplancton</i> .....	41
7.4 <i>Cultivo de rotíferos</i> .....	41

7.5 Obtención de riqueza y abundancia de especies.....	42
7.6 Digestión ácida .....	42
7.7 Cuantificación de Cd y Pb .....	43
7.8 Obtención de los factores de bioacumulación .....	43
7.9 Análisis de los datos.....	43
<b>8. RESULTADOS .....</b>	<b>44</b>
8.1 Parámetros fisicoquímicos .....	44
8.3 Abundancia .....	46
8.4 Cultivos estandarizados .....	49
8.5 Cuantificación de Cd y Pb en agua.....	49
8.6 Cuantificación de Cd y Pb en biota .....	50
8.7 Factores de bioacumulación (FBA).....	53
8.8 Correlación de FBA contra la concentración de exposición .....	54
<b>9. DISCUSIÓN .....</b>	<b>58</b>
9.1 Parámetros fisicoquímicos .....	58
9.2 Riqueza .....	59
9.3 Abundancia .....	59
9.4 Cuantificación de metales en agua .....	61
9.5 Cuantificación de metales en biota .....	65
9.6 Relación de Cd en agua y biota .....	67
9.7 Factores de bioacumulación .....	68
9.9 Implicaciones ecológicas.....	73
<b>10.CONCLUSIONES.....</b>	<b>76</b>
<b>11. REFERENCIAS.....</b>	<b>79</b>
<b>12. ANEXOS.....</b>	<b>90</b>

## LISTADO DE TABLAS

Tabla 1 Relación de metales reportados en la Península de Yucatán y pruebas de toxicidad en rotíferos .....	29
Tabla 2 Estudios de toxicidad aguda de Cd y Pb en rotíferos y ostrácodos de Quintana Roo.....	31
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos en la temporada de lluvias. Promedio $\pm$ D.E.	44
Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos en la temporada de secas. Promedio $\pm$ D.E.	44
Tabla 5. Especies encontradas en temporada de lluvias.....	45
Tabla 6. Especies encontradas en temporada de secas .....	46
Tabla 7. Abundancia general de La Victoria en lluvias .....	47
Tabla 8. Abundancia general de La Victoria en secas .....	47
Tabla 9. Abundancia general de Verde Lucero en lluvias.....	47
Tabla 10. Abundancia general de Verde Lucero en secas .....	48
Tabla 11. Abundancia general de Las Mojarras en lluvias.....	48
Tabla 12. Abundancia general de Las Mojarras en secas .....	48
Tabla 13. Especies cultivadas en laboratorio .....	49
Tabla 14. Cuantificación en agua de Cd y Pb en temporada de lluvias .....	49
Tabla 15. Cuantificación de Cd y Pb en temporada de secas .....	50
Tabla 16. Cd en biota de Verde Lucero – Lluvias .....	51
Tabla 17. Cd en biota - Secas.....	52
Tabla 18. Pb en organismos.....	53
Tabla 19. Factores de bioacumulación .....	53
Tabla 20. Factores de bioconcentración.....	54
Tabla 21. Estudios de FBA con Cd en especies dulceacuícolas.....	54
Tabla 22. Estudios de FBA con Pb en especies dulceacuícolas .....	56
Tabla 23. Valores de cadmio.....	62
Tabla 24. FBC y FBA en zooplancton con Cd y Pb.....	70



## LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Partes del rotífero.....	19
Figura 2. Partes del cladóceros .....	20
Figura 3. Partes del copépodo .....	22
Figura 5. Metales pesados reportados en la Península de Yucatán .....	25
Figura 6. Mapa de la distribución de metales pesados reportados en Quintana Roo. A) Metales reportados en Quintana Roo, B) Tipo de muestra donde se detectó el metal. ....	27
Figura 7. Área geográfica del sitio de estudio .....	36
Figura 8. La Victoria.....	37
Figura 9. Verde Lucero.....	38
Figura 10. Las Mojarras.....	39
Figura 11. Puntos de toma de muestra.....	40
Figura 12. Correlación entre los FBA contra la concentración del Cd en agua .....	56
Figura 13. Correlación entre los FBA contra la concentración del Pb en agua.....	57
Figura 14. Comparación estacional de abundancia en La Victoria.....	59
Figura 15. Comparación estacional de abundancia en Verde Lucero.....	60
Figura 16. Comparación estacional de abundancia en Las Mojarras.....	60
Figura 17. Modelo de la interacción trófica .....	66
Figura 18. Relación FBA vs concentración de metal en agua (b) Cd, (e) Pb, gráficas tomadas de DeForest, <i>et al.</i> , 2007 .....	72
Figura 19. Relación abundancia y concentración de exposición del Cd en <i>Keratella americana</i> de La Victoria .....	74
Figura 20. Relación abundancia y concentración de exposición del Cd en <i>Nauplio de copépoda</i> de La Victoria .....	75
Figura 21. Interacción del Cd en la cadena trófica .....	76

## RESUMEN

Existen reportes de la presencia de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en agua y biota de los ecosistemas acuáticos de Quintana Roo, ambos metales son muy tóxicos, persistentes, se bioacumulan y biomagnifican, ocasionando efectos desfavorables para la salud del humano y el medio ambiente, por ello son considerados prioritarios por la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. El presente trabajo tiene como finalidad estudiar los cambios temporales en las concentraciones de Cd y Pb en agua y biota de tres cenotes la Victoria, Verde Lucero y Las Mojarras de la zona noreste de Quintana Roo, empleando cuatro principales grupos de zooplancton (rotífera, cladóceras, copépodos y ostrácodos) como organismos bioindicadores de bioacumulación. En cada uno de los tres cenotes se tomaron muestras de agua y biota en la temporada de lluvias y secas y se cuantificó el Cd y Pb mediante la técnica analítica de espectroscopia de emisión por plasma. Nuestros resultados muestran que, en agua de la temporada de lluvias no hay presencia de Pb, sin embargo, si se detectó 22 µg/L de Cd en agua de la Victoria. Mientras que en biota no se detectó Pb, pero si se presentaron concentraciones de Cd en toda la biota presente en Verde Lucero. En cuanto a la temporada de secas, no se presentaron concentraciones Pb en agua, pero si 7 µg/L de Cd en La Victoria, mientras que en biota el Cd se detectó en toda la biota presente en los tres sitios de estudio y se detectó Pb en el grupo rotífera y copépodos de la Victoria. Por lo que el presente reporte resalta como primera opción utilizar el zooplancton como indicador biológico de la calidad del agua.

## **ABSTRACT**

There are reports of the presence of cadmium (Cd) and lead (Pb) in the water and biota of the aquatic ecosystems of Quintana Roo, both metals are toxic, persistent, they bioaccumulate and biomagnify causing unfavorable effects for human health and the environment. Cd and Pb are considered priority by the Agency for Toxic Substances and Disease Registry. The purpose of this research is to study the temporal changes in the concentrations of Cd and Pb in the water and biota of three cenotes in the northeast zone of Quintana Roo, using four main groups of zooplankton (rotifers, cladocerans, copepods, and ostracods) as bioindicators. In each of the three cenotes, water and biota samples were collected in the rain and dry seasons, Cd and Pb were quantified using the analytical technique of Inductively Coupled Plasma Spectroscopy (ICP). Our results show that, in the water of the rainy season, there is no presence of Pb, however, 22  $\mu\text{g} / \text{L}$  of Cd were detected in La Victoria water. While Pb was not detected in biota, but there were Cd concentrations in all the biota present in Verde Lucero. Regarding the dry season, we did not measure Pb in the water, but we quantified 7  $\mu\text{g} / \text{L}$  of Cd in La Victoria, while Cd was detected in all the biota present in the three study sites and Pb was detected in the group of rotifers and copepods of La Victoria. Therefore, the present work stress out the use zooplankton as first option as a biological indicator of water quality.

## 1. INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados en los ecosistemas acuáticos es cada vez mayor a nivel mundial. Los metales pesados afectan la estabilidad del medio y la biodiversidad, debido a su elevada persistencia en los ecosistemas acuáticos (Landis & Yu, 2005; Polanco Rodríguez, *et al.*, 2017); tienen también la capacidad para bioacumularse y biomagnificarse a través de la cadena trófica (Walker, *et al.*, 2006).

En la Península de Yucatán (PY) la única fuente de agua proviene de una capa de agua dulce del acuífero. El suelo de la región posee características geológicas como alta porosidad y permeabilidad (Bauer-Gottwein, *et al.* 2011) y en combinación con factores antropogénicos que se acrecientan debido a las altas tasas de crecimiento de la población local, este acuífero es vulnerable a la contaminación por diversas sustancias tóxicas (Polanco Rodríguez, *et al.*, 2017).

Existen reportes de la presencia de Cadmio (Cd) y Plomo (Pb) en agua de la Península de Yucatán, observándose concentraciones por encima de los valores máximos permisibles por las Normas Oficiales Mexicanas: NOM-127-SSA1-1994 y la NOM-001-SEMARNAT-1996. En el caso del Cd en agua, este se encuentra en un rango de 1 a 15 µg/L (Pácheo Ávila, *et al.*, 2011; Polanco Rodríguez, *et al.*, 2017) mientras que la concentración de Pb en agua se reporta en un rango de 10 µg/L a 381.5 µg/L.

Tanto el Cd y el Pb son metales que no se asocian a funciones biológicas establecidas (Tchounwou, *et al.*, 2014), y son considerados tóxicos para los organismos vivos. Por ejemplo, el Cd es uno de los metales más tóxicos que, de acuerdo a la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer y el Programa Nacional de toxicología de los Estados Unidos Americanos, es considerado como carcinógeno humano (Tchounwou, *et al.*, 2014). Esto significa que el Cd reúne las cuatro características básicas de una sustancia peligrosa: bioacumulación, persistencia, efectos desfavorables para el ambiente y la vida de los seres vivos y se transporta muy fácil mediante el agua y viento (Maldonado Vega, 2009).

Por otra parte, el Pb es un metal muy utilizado en objetos y actividades de la vida cotidiana, ya que tiene una gran abundancia e importancia en productos industriales como tuberías, pinturas, soldaduras, vidrio, esmaltes, caucho, plásticos e insecticidas. (Landis & Yu, 2018). Esto ha provocado el incremento en las concentraciones de este metal en el medio ambiente, debido a la quema de combustibles fósiles, escurrimiento de lixiviados, carencia en el tratamiento de aguas residuales y la mala disposición de residuos sólidos (Polanco Rodríguez, *et al.*, 2017).

Por lo tanto, es importante estudiar la cantidad de metales que puede acumular un grupo o una especie indicadora de un ecosistema, ya que la concentración de metal presente en los organismos expresa la relación que existe entre los contaminantes que se encuentran en el agua y la biota acuática, es decir, indican si el ecosistema estuvo o está contaminado por estos metales (Rainbow & Luoma, 2011). La bioacumulación es un indicador biológico que ayuda a entender el impacto que tienen los contaminantes en los organismos y así, poder conocer su biodisponibilidad (Rainbow & Luoma, 2011).

Debido a las razones anteriores, la cuantificación de estos metales *in situ* en cuerpos de agua y en organismos acuáticos base de la cadena trófica, como el zooplancton, tiene gran importancia en estudios de contaminación ambiental y la salud humana.

### 1.1 Contaminación ambiental

De acuerdo a Chapman (2007), la contaminación ocurre cuando existe la presencia de sustancias u otros compuestos químicos en un ambiente o sistema en concentraciones elevadas por encima de lo normal. Uno de los principales contaminantes ambientales son los metales pesados.

Se considera metales pesados a todos aquellos elementos que tienen una densidad superior a 5.0 g/cm<sup>3</sup>, poseen un aspecto lustroso y son buenos conductores de la electricidad (Walker, *et al.*, 2012, Tchounwo, *et al.*, 2014; Tirado Amador, *et al.*,

2015). En general se consideran contaminantes, pero es importante reconocer que son sustancias que se encuentran de forma natural en el ambiente a bajas concentraciones. Algunas de éstas, son esenciales para un gran número de especies u organismos acuáticos, por ejemplo, Zinc (Zn), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Cobalto (Co), Molibdeno (Mo), Manganeseo (Mn) y Vanadio (V), pero tienen un comportamiento tóxico a altas (Tirado Amador, *et al.*, 2015).

Los metales se pueden transportar a diferentes sitios en el medio ambiente (Walker, *et al.*, 2012) mediante las actividades humanas como: minería, fundición de metales, basureros a cielo abierto, quema de combustibles fósiles, mala disposición de residuos sólidos, basureros a cielo abierto y carencia en el tratamiento de aguas residuales (Tchounwou, *et al.*, 2014; Tirado Amador, *et al.*, 2015).

El impacto de la contaminación por metales en los ecosistemas acuáticos, dependerá de la cantidad y del tiempo de exposición, de factores físicos, químicos y biológicos que determinan su biodisponibilidad relativa y del transporte y la toxicidad (Pacheco Ávila *et al.* 2011; Walker *et al.*, 2012; Tchounwou *et al.*, 2014).

Por consiguiente, un metal pesado es tóxico cuando su concentración excede el valor límite en un compartimento ambiental particular (Rainbow & Luoma, 2011). Y el individuo puede seguir realizando sus actividades normales con el metal en su organismo a bajas concentraciones; pero una vez que se excede este límite el organismo se intoxica y muere.

## 1.2 Bioacumulación de metales

La bioacumulación se define como la ingesta y retención de una sustancia química en un organismo respecto al medio donde vive por todas las rutas de captación (DeForest, *et al.*, 2007; Rainbow & Luoma, 2011). Como se mencionó, la bioacumulación en los organismos depende de factores físicos, químicos y biológicos en los que la biodisponibilidad y la excreción son importantes (DeForest, *et al.*, 2007; Rainbow & Luoma, 2011; Walker, *et al.*, 2012).

## 1.3 Factores de bioconcentración y bioacumulación

Algunos metales son asimilados por organismos en mayor medida que otros, debido a que siguen las rutas metabólicas de los metales que son microelementos y por esta razón se acumulan o bioconcentran en la biomasa. Esto se refleja en el factor de bioconcentración, que se puede expresar mediante la siguiente relación:

$$FBC = \frac{\text{Concentración del metal en el organismo}}{\text{Concentración del metal en el medio}}$$

Los factores de bioconcentración (FBC) se definen como la relación de una concentración química en un organismo respecto a la concentración en el agua, determinada en estudios de laboratorio (DeForest, *et al.*, 2007; Walker, *et al.*, 2012). Por otra parte, los factores de bioacumulación (FBA) expresan la concentración química del compuesto tóxico en el organismo acuático como resultado de todas las posibles vías de exposición: absorción dietética y transporte a través de la superficie respiratoria (DeForest, *et al.*, 2007), estos son evaluados en estudios de campo.

#### 1.4 Biodisponibilidad

Algunos metales pesados pueden ser incorporados en el organismo, dependiendo de la disponibilidad que tengan, pueden causar un efecto tóxico o se puede almacenar en él (Walker, *et al.*, 2012). El metal ingresa al cuerpo del organismo desde cualquier vía de absorción, donde se encontrará disponible para ser metabolizado o almacenado, pero necesitará ser excretado pronto para evitar ser tóxico. La toxicidad ocurre cuando la tasa de absorción de un metal excede las tasas combinadas de excreción y desintoxicación, ya que permanece más tiempo en el organismo alcanzando el límite máximo de asimilación, provocando efectos tóxicos y perjudiciales (Rainbow & Luoma, 2011). Una vez que el metal es bioacumulado se puede clasificar como metal no tóxico o metal disponible para desempeñar un papel en el metabolismo, pero también un producto potencialmente tóxico (Rainbow & Luoma, 2011).

#### 1.5 Cadmio (Cd)

##### 1.5.1 Características generales

El Cd es un metal azulado poco abundante, blando, dúctil, y maleable (Tchounwou, *et al.*, 2014). Forma parte del grupo 12 de la tabla periódica junto con el Zn y Hg, características similares entre ellos. El Zn y Cd presentan una similitud mayor en cuanto a sus propiedades, estado de oxidación, formación de compuestos, punto de fusión y ebullición, entre otras (Guevara, 2012). Tiene un peso atómico de 112.41g/mol; la forma iónica del Cd ( $Cd_{2+}$ ) está combinada con formas iónicas del oxígeno (óxido de cadmio  $CdO_2$ ), cloruro (cloruro de cadmio,  $CdCl_2$ ) o sulfato (sulfato de cadmio  $CdSO_4$ ). Ocupa el lugar número seis de la lista de contaminantes prioritarios de la agencia de sustancias tóxicas y el registro de enfermedades (ATSDR, 2016).

### 1.5.2 Cd en el ambiente

Este metal se encuentra distribuido en la corteza terrestre, no obstante, debido a su disposición química como catión divalente, se encuentra asociado a otros compuestos. Se obtiene mediante la purificación del Zn o Pb (Tirado Amador, *et al.*, 2015).

El Cd llega al ambiente acuático por vías antropogénicas, destacando la mala disposición de residuos sólidos y el escurrimiento de lixiviados (Pacheco Ávila, *et al.*, 2011; Tchounwou, *et al.*, 2014). En ecosistemas acuáticos, el Cd puede estar como ion libre o ion asociado; se encuentra de manera soluble en la columna del agua e insoluble en los sedimentos.

### 1.5.3 Mecanismo de toxicidad del Cd

El Cd posee afinidad por radicales en los grupos sulfhídricos, hidroxilos, carboxilo, fosfatil, cisteinil e histidil provocando la acción tóxica en el organismo (Ramírez, 2002; Tchounwou, *et al.*, 2014).

Es un potente inhibidor enzimático con características de antimetabolitos (sustancia que reemplaza, inhibe o compite con un metabolito específico), afectando las actividades de las enzimas debido a la fuerte unión a los grupos sulfhídrico de las proteínas intracelulares. Además, mantiene una acción competitiva con elementos esenciales como el Zn, Cu, Fe y Ca (Landis & Yu, 2018).



El Cd compite con el Zn y lo desplaza de las metalotioneínas, las cuales son proteínas que tienen como función proteger el sistema enzimático celular (Landis & Yu, 2018). Una vez que se forma el complejo Cd-metalotioneína resulta ser más tóxico que el ión Cd libre, y complejo, permite que el metal se encuentre más tiempo en las células y se bioacumule (Ramírez, 2002).

## 1.6 Plomo (Pb)

### 1.6.1 Características generales

El Pb es un metal pesado, gris y blando, ampliamente distribuido en la corteza terrestre (Maldonado Vega, 2009). Este elemento se encuentra en el grupo 14 de la tabla periódica en la familia del carbono o carbonoides, junto al C, Si, Ge y Sb, ya que poseen características similares en su configuración electrónica: con cuatro electrones en su capa exterior, lo que pudiera explicar el comportamiento similar entre ellos. Con un peso atómico de 207.2 g/mol, es de color gris azulado, combinado con dos o más elementos para formar minerales de Pb porque es un anfótero, es decir, puede actuar como una base o ácido según la sustancia con la que reacciona. Debido a estas propiedades, tienen la capacidad de formar muchas sales, óxidos y compuestos organometálicos (Landis & Yu, 2018).

### 1.6.2 Pb en el medio ambiente

Los niveles ambientales de Pb se han incrementado más de 1,000 veces en los últimos tres siglos como resultado de la actividad humana (Nava Ruiz, *et al.*, 2011). El Pb posee alta densidad, ductilidad y poca reactividad química, es fácil de extraer y de bajo costo, por lo cual, lo han hecho materia prima o componente fundamental en muchos procesos tecnológicos como la elaboración de medicinas, pinturas, cerámicas, aleaciones para soldaduras, almacenaje de reactivos, baterías eléctricas, entre otras (Garza, 2005).

El Pb se presenta en dos estados de oxidación:  $Pb_{+2}$  y  $Pb_{+4}$ , el primero es el que predomina en el ambiente acuático. Aumentan su concentración en sitios donde hay descargas de lodos de plantas de tratamiento, dragado de puertos y canales de navegación o por el derrame de desechos industriales a ríos, estuarios y lagunas

costeras y la quema de combustibles fósiles (Tchounwou, *et al.*, 2014; Tirado Amador, *et al.*, 2015; Landis & Yu, 2018).

### 1.6.3 Mecanismo de toxicidad del Pb

Este metal trastorna los procesos bioquímicos de todas las células y los sistemas del organismo. Es un metal electropositivo, es decir, es un elemento que tiende a ceder electrones, lo que hace que tenga alta afinidad por los grupos sulfhídrico (Landis & Yu, 2018). Por ejemplo, con enzimas que dependen del grupo sulfhídrico como sitio activo, cuando es inhibida por el Pb, se forma una mercáptide, la cual es una sal metálica caracterizada por la sustitución de un metal en el sitio del hidrógeno del radical SH, provocando una interrupción o alteración en la función metabólica.

Este metal se une a las proteínas con grupos sulfhídrico, y también compite con otros metales por sitios activos. Posee características similares al Ca y Zn, y compite con estos en los procesos biológicos como la respiración mitocondrial, funciones neurológicas y por entrar en el receptor pre-sináptico. Asimismo, la similitud química entre Pb y Ca podría explicar que el 90% de la carga corporal total de Pb se encuentra en el exoesqueleto de invertebrados (Walker, *et al.*, 2012; Rico Martínez, 2016; Landis & Yu, 2018).

### 1.7 El zooplancton como modelo biológico para estudiar la bioacumulación y la toxicidad

El zooplancton está conformado por todos los organismos capaces de nadar en la columna de agua, comprendido por tres grupos principales: rotíferos, cladóceros y copépodos. No obstante, existen otros grupos que también integran esta comunidad como los ostrácodos (Elías Gutiérrez & Montes Ortiz, 2018). Los invertebrados juegan un papel cada vez más importante en la evaluación de los efectos de los contaminantes ambientales en los ecosistemas acuáticos (Rico Martínez, 2016), ya que tienen un papel central en los ecosistemas acuáticos y son fáciles de cultivar, proporcionando puntos finales cuantitativos con protocolos estandarizados (Won, E-J., *et al.*, 2017).

### 1.7.1 Rotíferos

Los rotíferos son invertebrados microscópicos acuáticos con cerca de 2030 especies (Segers, 2008). El tamaño de rotíferos oscila desde 50 hasta 2000  $\mu\text{m}$  en longitud. Se caracterizan por presentar una corona, un mástax, son de simetría bilateral, son pseudocelomados sin ser segmentados, poseen cuerpo elongado transparente y se reconocen tres regiones funcionales (Figura 1): la cabeza, el tronco y la parte terminal o pie (Ricci & Balsamo, 2000).

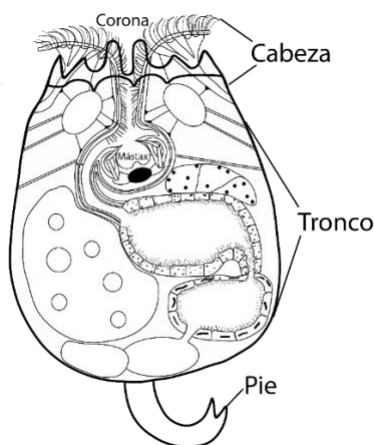


Figura 1. Fisonomía del rotífero. Elaboración propia utilizando el software Adobe Ilustrador versión 22.1

La mayoría de las especies son nadadores libres, pero algunas especies se fijan a algún sustrato, además que habitan en ambientes marinos y de agua dulce (Rico Martínez, 2016). Los rotíferos son filtradores no selectivos que se alimentan de algas unicelulares, bacterias y materia orgánica suspendida (detritus), constituyéndose en consumidores primarios y sustento de otras especies. Las hembras son partenogénéticas o amícticas, las cuales producen huevos de desarrollo inmediato de los cuales se producen hembras similares a las primeras (Elías Gutiérrez, 2008).

En las últimas décadas se ha incrementado la investigación con rotíferos, con énfasis en ecología y genómica, donde se ha estudiado su comportamiento, aspectos fisiológicos, bioquímicos y moleculares, ante la exposición de sustancias

químicas y otros factores (Dahms, *et al.*, 2011). Los rotíferos muestran un coeficiente de variación elevado en pruebas agudas en las cuales se evalúan los efectos letales ante diversos contaminantes, en exposiciones de corta duración (24 a 48 h), así como en pruebas crónicas, en las cuales se evalúan los efectos subletales a tiempos de exposición comparables al ciclo de vida de estos organismos (Snell, *et al.*, 1991).

### 1.7.2 Cladóceros

Los cladóceros son un grupo de crustáceos pequeños menores a un mm de longitud, que se encuentran en agua dulce y en todos los sistemas epicontinentales. El nombre común en México es de pulgas de aguas debido a la forma de nadar con pequeños saltos hacia atrás. Pertenecen al grupo de los branquiópodos y presentan un apéndice torácico denominado toracópodo (Figura 2), con funciones respiratorias filtradoras que les permiten fijarse y raspar el sustrato para alimentarse. Este apéndice se encuentra cubierto por un caparazón bivalvo que protege el tórax y abdomen (Elías Gutiérrez, *et al.*, 2008).

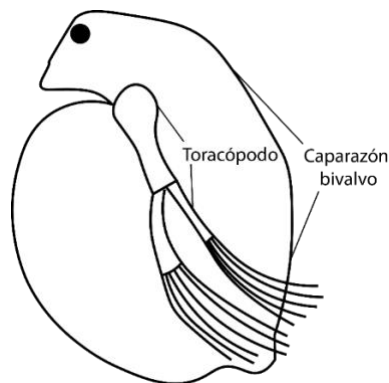


Figura 2. Fisonomía del cladóceros. *Elaboración propia utilizando el software Adobe Ilustrador versión 22.1*

El ciclo de vida se encuentra dominado por hembras que se reproducen mediante reproducción asexual (partenogénesis) originando más hembras. Ante estímulos ambientales (cambios en las condiciones ambientales o de alimentación) las hembras pueden producir huevos que, ante la ausencia de fecundación, pueden

producir machos. Si los huevos se fecundan, generarán una estructura de resistencia con la que pueden permanecer en los sedimentos hasta que se presenten condiciones óptimas de eclosión (Elías Gutiérrez, *et al.*, 2008).

Los cladóceros destacan por su valor como bioindicadores biológicos, razón por la que son muy utilizados en estudios de toxicidad. El ejemplo más reconocido es el de *Daphnia magna* utilizada en la Norma Oficial Mexicana (NMX-AA-087-1995-SCFI). Al igual que los rotíferos, los cladóceros son filtradores no selectivos alimentándose de algas unicelulares, bacterias y detritus (Elías Gutiérrez, 2008).

### 1.7.3 Copépodos

Los copépodos son crustáceos que, con 11,500 especies, se encuentran ampliamente distribuidos en los ambientes epicontinentales (lagos, estanques, pantanos, ríos, arroyos), los océanos (sedimentos y columna de agua), estuarios e incluso los ambientes semi-terrestres (humus, musgos, hojarasca y bromelias (Reid, 1986).

Presenta una variedad diversa de formas y configuraciones, como pueden ser: cuerpos alargados, fusiformes, de formas cilíndricas u ovals. Están conformados por dos regiones: cefalotórax o prosoma y abdomen o anillo quitinoso rígido (Figura 3) el cual se une mediante una membrana permitiéndoles movimientos más amplios. En el cefalotórax, se encuentra el cefalón, que tiene seis pares de apéndices en cada somita ancestral, los cuales incluyen las anténulas, las antenas, las mandíbulas, las maxílulas y las maxilas, donde estas dos últimas participan en el proceso de alimentación. Las anténulas y antenas poseen funciones locomotoras y sensoriales (Elías Gutiérrez, *et al.*, 2008).

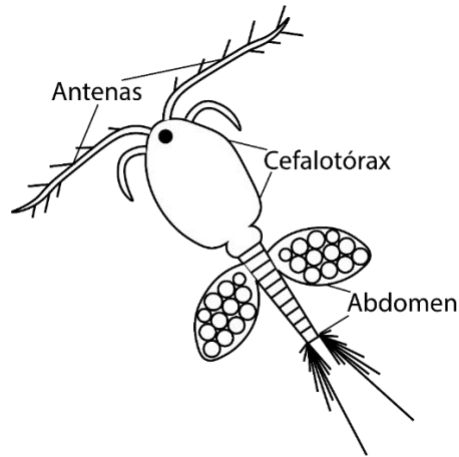


Figura 3. Fisonomía del copépodo. Elaboración propia utilizando el software Adobe Ilustrador versión 22.1

Los copépodos conforman de 50-75% de la biomasa del zooplancton (Elías Gutiérrez, et al., 2008). En términos de producción, su tasa de renovación es más lenta que la de los cladóceros además de que poseen ciclos de vida más largos que estos últimos. Estos organismos se alimentan de varias fuentes como pueden ser algas, polen, detritus, bacterias, rotíferos, crustáceos, quironómidos y a veces larvas de pez, encontrando especies detritívoras, herbívoras, omnívoras y carnívoras ocupando diferentes nichos tróficos en los ambientes continentales (Elías Gutiérrez, et al., 2008). Son considerados indicadores de las condiciones generales de la biota local, permitiendo reconocer alteraciones en la estructura poblacional, perturbaciones en los ecosistemas acuáticos, y detectara el efecto de la liberación de tóxicos en aguas naturales (Rico-Martínez, et al., 1998).

#### 1.7.4 Ostrácodos

Los ostrácodos son microcrustáceos de 0.15-2.0 mm, que poseen valvas de calcita recubierta externamente por una capa de quitina. En la actualidad viven en casi todos los medios acuáticos: medios marinos profundos, someros, salinos, hipersalinos e humedales de ciertas plantas (Vives & Shmeleva, 2007).

El cuerpo se encuentra dentro de unas valvas por medio de músculos abductores, cuentan con un sistema nervioso centralizado y poseen un solo ojo, que no sale al exterior del caparazón, marcado por una foseta transparente (Figura 4). Su ciclo de

vida es menor que un año, y pueden llegar a ser adultas en un mes. Su reproducción es ovípara, además, producen huevos muy resistentes a la desecación o al frío, que son trasladados en las patas de otros organismos, permitiéndoles colonizar nuevos ecosistemas (Vives & Shmeleva, 2007). La alimentación de estos organismos es considerada suspensívora, porque se alimentan exclusivamente de materia orgánica (detritus) que se encuentra en el fondo o suspendida en la columna de agua (Palacios Fest, *et al.*, 2003).

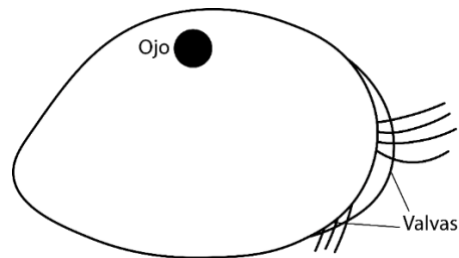


Figura 4. Fisonomía del ostrácodo. Elaboración propia utilizando el software Adobe Ilustrador versión 22.1

Los individuos juveniles crecen de manera discontinua mediante mudas, cambiando de caparazón hasta ocho veces hasta alcanzar la madurez, favoreciendo la presencia de valvas en sedimentos. A mayor tamaño del ostrácodo, las valvas son más gruesas y calcificadas (Vives & Shmeleva, 2007). El caparazón calcáreo que poseen, puede ser analizado cuantitativamente para determinar elementos traza, incluyendo metales pesados que pueden ser absorbidos, permitiendo con facilidad su datación geológica (Palacios Fest, *et al.*, 2003).

Las características biológicas y la composición química del caparazón pueden ser utilizadas para conocer los efectos de contaminantes en sistemas acuáticos.

#### 1.8 Importancia del zooplancton como indicadores biológicos

Estos grupos de zooplancton poseen una serie de características que los hacen buenos bioindicadores de la toxicidad y de la calidad del agua. Cumplen con características de facilidad de cultivo debido a su corto tiempo de generación y su tamaño permite el manejo de volúmenes pequeños con fin de reproducirlos y crecerlos, tienen alta sensibilidad a diferentes concentraciones de tóxicos, son ampliamente distribuidos en ambientes acuáticos y son de gran importancia en las

cadena trófica acuática para evaluar la toxicidad en ambientes afectados (Rico Martínez, 2016).

De acuerdo a Rico Martínez (2009), para poder realizar pruebas para evaluar la toxicidad se necesita de un organismo de prueba estandarizado, disponible en todo momento y que se puedan obtener mediante cultivos controlados de laboratorio o de fuentes confiables. Las respuestas susceptibles de ser evaluadas deben de ser bien definidas, para registrarlas de manera precisa y sin ambigüedades o confusión, y los procedimientos seleccionados deben de ser de amplia aplicación para emplearlos sin restricciones bajo condiciones diferentes, a fin de evaluar cualquier material potencial o con potencial tóxico.

Es por eso que estos los grupos mencionados de zooplancton son ideales como bioindicadores para estudiar la bioacumulación de metales y evaluar la calidad en ambientes acuáticos, y en especial en cuerpos de agua del acuífero kárstico del noreste de Quintana Roo.

## **2. ANTECEDENTES**

### **2.1 Presencia de metales en agua y biota en el acuífero de la Península de Yucatán (PY)**

De acuerdo a las características geológicas del suelo de la región (Bauer-Gottwein, *et al.* 2011) y en combinación con factores antropogénicos la contaminación por metales pesados en la PY se acrecienta. De acuerdo a una recopilación de información, se reportan 26 metales pesados, donde el Cd (16%) y Pb (14%) son los que predominan (Figura 5). Las concentraciones registradas para el Cd son de 1 a 15 µg/L y para el Pb de 1 a 0.66 µg/L





Figura 5. Metales pesados reportados en la Península de Yucatán. Elaboración propia utilizando el software QGIS versión 2.18

Uno de los estudios más completos es el de Pacheco Ávila *et al.* (2004), en el cual se reportó que el 72% de muestras obtenidas rebaso para el Cd la NOM-127-SSA1-1994, de salud ambiental para agua de uso y consumo humano. En 2011 los mismos autores reportaron que el 29% de las muestras rebasaron la NOM-127-SSA1-1994. Sin embargo, estas concentraciones de acuerdo a los autores fueron favorecidas gracias a el paso del huracán Isidore en 2004, mismo que causo una gran entrada de agua al acuífero, concluyendo que la naturaleza kárstica de la Península de Yucatán favorece la contaminación pues proporciona rutas directas a las aguas subterráneas, razón por la cual las concentraciones de Cd siguen aumentando.

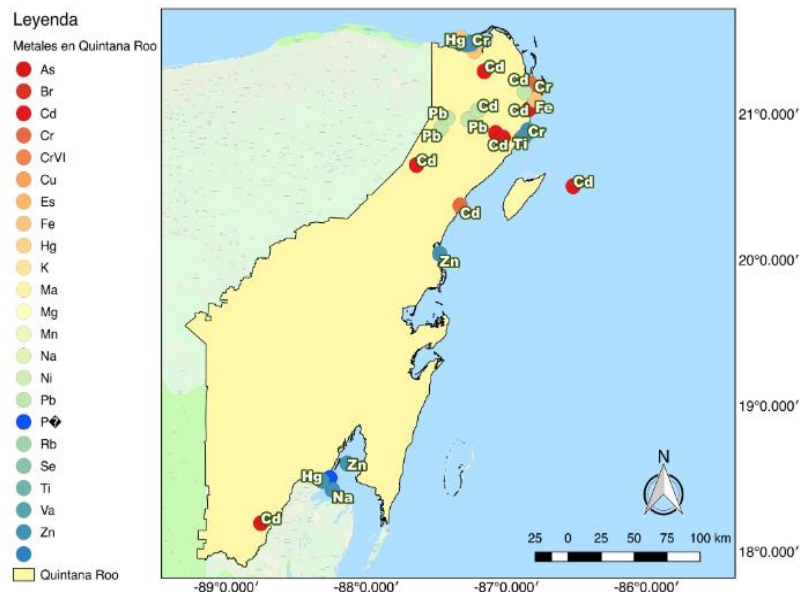
Otro estudio realizado en la región es el de Árcega-Cabrera *et al.*, (2015), donde se registró una variación temporal de metales pesados en la laguna de Chelem (Yucatán). Donde el Cd presento concentraciones bajas en la temporada de lluvias,

las cuales aumentaron en las temporadas de post-lluvia y secas. En el caso del Pb la concentración más alta fue en la temporada de lluvias disminuyendo en secas.

De acuerdo a los autores el comportamiento del Pb puede relacionarse con la entrada de agua al acuífero y su posterior deposición química en forma de  $PbCl_2$ ,  $PbCO_3$  o  $Pb(OH)_2$ . Mientras que, en la temporada de post-lluvia y secas, la concentración de Pb disminuyó porque el transporte se llevaba desde los bordes extremos de la laguna a la parte central, pues es un sitio de alta deposición.

Por otra parte, Polanco Rodríguez, *et al.*, (2017), menciona que el Cd es un metal que se encuentra de forma permanente en el sistema hídrico y sus variaciones y distribución se deben al comportamiento de los flujos subterráneos, los cuales a escala regional van del interior de la península a las zonas costeras. En el caso de la zona costera de Quintana Roo se ha detectado Cd en un intervalo de 0.01  $\mu g/L$  a 4.6  $\mu g/L$  (Alvarado-Flores & Rubio-Franchini, datos no publicados).

De acuerdo a una recopilación de datos publicados realizada por Alvarado-Flores (datos sin publicar), existen 412 registros de 19 metales pesados reportados en Quintana Roo entre 1987 y 2018 (Figura 6), de los cuales el 12% de los datos corresponden a 39 reportes para Cd y el 14% de los datos corresponden a 53 reportes de Pb.



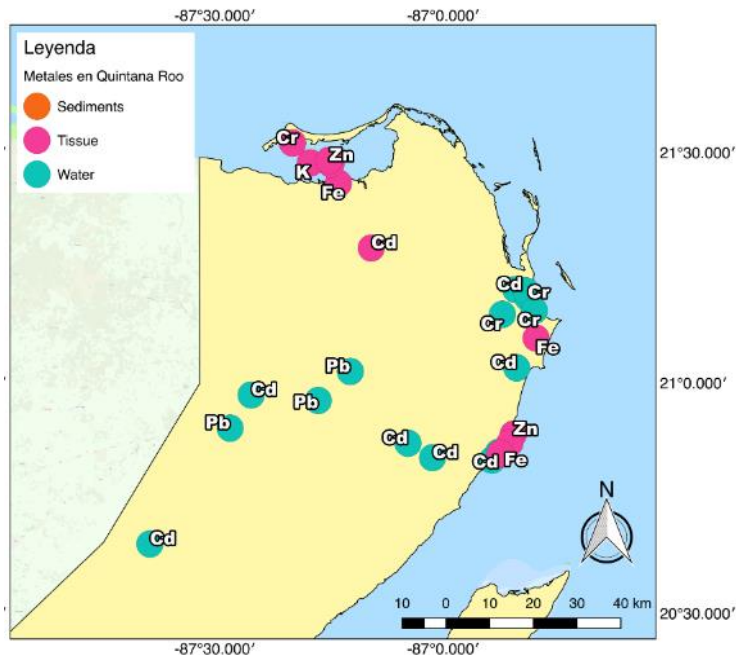


Figura 6. Mapa de la distribución de metales pesados reportados en Quintana Roo. A) Metales reportados en Quintana Roo, B) Tipo de muestra donde se detectó el metal. Elaboración propia utilizando el software QGIS versión 2.18

De igual forma, se han realizado estudios de bioconcentración de metales en organismos zooplanctónicos en México.

Rubio Franchini *et al.* (2008), encontraron presencia de Pb en agua y sedimentos a concentraciones mayores de 30  $\mu\text{g/L}$  y 32.81 mg/kg respectivamente. Además, se encontró su presencia en biota zooplanctónica, reportándose el primer caso de bioconcentración en el rotífero *Asplanchna brighwelli*. De igual forma, se encontró que los rotíferos depredadores presentaban concentraciones cuatro veces mayor comparado con las especies *Daphnia similis* y *Moina micrura*, las cuales constituyen su principal alimento, sugiriendo biomagnificación a este nivel trófico en este sistema de agua dulce.

Rubio Franchini & Rico Martínez (2011), obtuvieron datos de bioconcentración y bioacumulación con Pb, donde se reportan altas concentraciones en depredadores como *Acanthocyclops robustus* (copépoda), *Asplanchna brighwellii* (rotífera), *Culex sp.* (larvas de mosquito) y *Hyaella azteca* (crustácea), comparadas con *Moina*

*micrura* (cladóceros) y *Simocephalus vetulus* (cladóceros) las cuales se alimentan de microalgas, bacterias y detritus.

También se reporta la biomagnificación de Pb en la especie *A. brightwellii*, al ser alimentada con neonatos de *M. micrura* expuestos a dosis elevadas de Pb, obteniéndose concentraciones 13.31 veces más altas que las obtenidas en estudios de bioconcentración. Los resultados de dos especies de peces no mostraron biomagnificación de Pb, lo que sugiere que la biomagnificación de este elemento, podría estar restringida a depredadores de invertebrados (Rubio Franchini, *et al.*, 2011).

Alvarado-Flores, *et al.* (2012), realizaron un estudio para obtener el FBC de Pb en la especie *Brachionus calyciflorus* y conocer la principal ruta de captación en este organismo, la cual se lleva a cabo en el sistema digestivo las primeras 24 h y posteriormente se mueve a gránulos de grasa en mástax y vitelario. Obtuvieron un FBC de 115, siendo menor que el valor reportado (FBC=490) para *A. brightwellii* por Rubio-Franchini *et al.* (2011). Las diferencias obtenidas se deben a la morfología y estilo de vida de ésta última especie, la cual es depredadora, a diferencia del *B. calyciflorus*, que se alimenta de microalgas.

Por otra parte, Rubio-Franchini *et al.* (2016) mostraron los niveles de concentración de cinco metales pesados: As, Cd, Cr, Pb y Zn en sedimentos, agua, zooplancton y tilapia en la cuenca del río Tula. Las bioconcentraciones de As, Cd y Pb encontradas en zooplancton, fueron mayores en especies depredadoras que en especies herbívoras, además de estar relacionadas con las concentraciones encontradas en los músculos de las tilapias. No obstante, los valores de concentración de As y Cd encontrados para estos peces, se encontraban por debajo de los límites permitidos por la normatividad vigente, sin embargo, el Pb excedía los niveles recomendados para el consumo de esta especie.

En 2017, Alvarado-Flores & Rico Martínez realizaron estudios de biocumulación en el rotífero *Lecane quadridentata*, y los compararon con la bioacumulación en *Brachionus calyciflorus*. Se reportó una mayor tolerancia al Pb en este último género

debido a que posee mecanismos de desintoxicación más eficientes que los organismos del género *Lecane*. Además, este último sufre descalcificación de la cutícula debida a este metal, lo cual se ve reflejado con un aumento en la concentración de silicio en el agua.

En la Península de Yucatán, los estudios de toxicidad y biacumulación de metales pesados, utilizando grupos de zooplancton son escasos. Debido a esto, se realizó una recopilación bibliográfica de los valores de concentraciones letales CL<sub>50</sub> (concentración a la cual fallece el 50% de la población de una especie) de diferentes especies de zooplancton cuando son expuestas a diferentes metales pesados, y se compararon con las concentraciones reportadas en la PY. Véase Tabla 1.

En esta comparación se puede inferir los posibles efectos que tendrían diversos metales pesados sobre las poblaciones de estas especies.

Tabla 1 Relación de metales reportados en la Península de Yucatán y pruebas de toxicidad en rotíferos

Metales	Concentración en la PY	Rotíferos	Prueba	Rango de sensibilidad	Referencia
Cadmio	0.00001 mg/L (Marin <i>et al.</i> , 2000) – 14.62 mg/L (Pacheco Avila, <i>et al.</i> , 2011)	<i>Brachionus calyciflorus</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.18-1.3	(Sarma, <i>et al.</i> , 2006)
			NOEC 24 h	0.01	(Snell, <i>et al.</i> , 1991)
		<i>Brachionus havanaensis</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.41	(Kotila & Hinsenhoff, 1978)
		<i>Brachionus macracanthus</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.19	(Nandini, <i>et al.</i> , 2007)
		<i>Brachionus patulus</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.09-0.5	(Sarma, <i>et al.</i> , 2006)
		<i>Brachionus plicatilis</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	39	(Hawryshyn & Mackay, 1979)

Continuación

Cadmio	0.00001 mg/L (Marin <i>et al.</i> , 2000) – 14.62 mg/L (Pacheco Avila, <i>et al.</i> , 2011)	<i>Brachionus rubens</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.81	(Snell & Persoone, 1989)
--------	----------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------	--------------------------	------	--------------------------

---

		<i>Lecane hamata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.23	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Lecane luna</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.35	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.28	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	8.3	(Snell, <i>et al.</i> , 1991)
		<i>Lecane hamata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	4.41	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Lecane luna</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	3.26	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	4.5	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.026	(Snell, <i>et al.</i> , 1991)
		<i>Brachionus patulus</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.2	(Hawryshyn & Mackay, 1979)
		<i>Brachionus plicatilis</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.12	(Snell & Persoone , 1989)

---

**Cromo**

0.00001 mg/L (Marin *et al.*, 2000) - 85 mg/L (Graniel-Castro *et a.l.*, 2008)

Continuación

---

<b>Cromo</b>	0.00001 mg/L (Marin <i>et al.</i> , 2000) - 85 mg/L (Graniel-Castro <i>et a.l.</i> , 2008)	<i>Lecane hamata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.23	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
--------------	--------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------	--------------------------	------	---------------------------------------

		<i>Lecane luna</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.06	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.33	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.4	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
<b>Mercurio</b>					
	0.1-0.7 mg/L (Rojas- Mingüer y Morales-Vela, 1987-1996)	<i>Lecane luna</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.45	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
		<i>Lecane luna</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.14	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
<b>Plomo</b>	0.0001 mg/L – 50 mg/L (Graniel-Castro <i>et al.</i> , 2008)	<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	3.7	(Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001)
<b>Hierro</b>	0.0077 mg/g · Whelan <i>et al.</i> , (2011)	<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	0.53	(Torres Guzmán, <i>et al.</i> , 2010)
<b>Manganeso</b>	0.0021 mg/g · Whelan <i>et al.</i> , (2011)	<i>Brachionus calyciflorus</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	38.7	(Kegley, <i>et al.</i> , 2010)
		<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 48 h	38.6	Mejía-Saavedra <i>et al.</i> (2005)

\*CL<sub>50</sub>= Concentración letal con el que muere el 50% de la población, NOEC= Concentración más alta la cual no se observa efecto

En el estado de Quintana Roo los estudios de toxicidad han ido en aumento. En la Tabla 2, se realizó una recopilación de los estudios donde se ha obtenido el CL50 de algunas especies presentes en la zona, las que se encuentran cuando son expuestas a diversos metales pesados. Las concentraciones reportadas de estos metales en agua son bajas, por lo que no existe un peligro para las poblaciones zooplanctónicas en términos de toxicidad aguda. No obstante, aún queda por evaluar los efectos de estas concentraciones en los grupos de zooplancton.

Tabla 2 Estudios de toxicidad aguda de Cd y Pb en rotíferos y ostrácodos de Quintana Roo

Metal	Rotíferos spp.	Prueba	Rango de sensibilidad	Referencia
	<i>Brachionus plicatilis</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	2.83	(Pérez Yañez & Álvarado Flores, 2016)
	<i>Rotaria sp.</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.7	(Pérez Yañez & Álvarado Flores, 2016)
	<i>Lecane cornuta</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	2.62	(Pérez Yañez & Álvarado Flores, 2016)
<b>Cadmio</b>	<i>Lecane quadridentata</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.39	(Pérez Yañez & Álvarado Flores, 2016)
	<i>Cypridopsis vidua</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.93	Mendoza-Fernández (2017)
	<i>Diaphanocypris meridiana</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	0.72	Mendoza-Fernández (2017)
	<i>Oligoquetos</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	3.92	Alvarado-Flores (2017)
	<i>Brachionus plicatilis</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	3.07	(Pérez Yañez & Álvarado Flores, 2016)
<b>Plomo</b>	<i>Cypridopsis vidua</i>	CL <sub>50</sub> 24 h	3.56	Mendoza-Fernández (2017)
	<i>Diaphanocypris meridiana</i>	LC <sub>50</sub> 24 h	2.77	Mendoza-Fernández (2017)

\*CL<sub>50</sub>= Concentración letal con el que muere el 50% de la población, NOEC= Concentración más alta la cual no se observa efecto

Pérez Yañez & Álvarado Flores (2016), mostraron que *Brachionus cf ibericus*, tiene una tolerancia de hasta 2,500 µg/L para Cd, y hasta 3,100 µg/L para Pb.

En cuanto a ostrácodos, Mendoza-Fernández (2017) encontró que la toxicidad aguda a 24 h en el ostrácodo *Cypridopsis vidua* tiene mayor sensibilidad a la



presencia de Cd ( $CL_{50} = 930 \mu\text{g/L}$ ) que al Pb ( $CL_{50} = 3,560 \mu\text{g/L}$ ). Este comportamiento se observa también en el ostrácodo *Diaphanocypris meridiana* que tiene mayor sensibilidad a la presencia de Cd ( $CL_{50} = 720 \mu\text{g/L}$ ) en comparación el Pb ( $CL_{50} = 2,770 \mu\text{g/L}$ ).

Los valores de toxicidad reportados en especies de zooplancton de Quintana Roo son mayores a las permitidas en la regulación mexicana en sus normas NOM-001-SEMARNAT-1996 referente a la protección de vida acuática y humedales naturales, y la norma NOM-127-SSA1-1994 referente a salud ambiental y agua para uso y consumo humano. Los valores permitidos por estas normas para el Cd son  $200 \mu\text{g/L}$  y  $5 \mu\text{g/L}$ , respectivamente. Los valores permitidos para el Pb son  $400 \mu\text{g/L}$  y  $25 \mu\text{g/L}$ .

Los valores de toxicidad aguda por ser elevados no se encuentran en el medio acuático, por lo cual es importante conocer los efectos de estos metales a concentraciones por debajo del  $CL_{50}$ , concentraciones que se encuentren en el medio acuático.

Por ejemplo, Pérez Yañez (2016) reporta un decremento de la población de *Brachionus cf ibericus* en concentraciones de  $1,240 \mu\text{g/L}$  para Cd y de  $1,580 \mu\text{g/L}$  para Pb.

También se ha observado que el Cd en concentraciones de 300 hasta  $1000 \mu\text{g/L}$  provoca alteraciones morfológicas en *Philodina roseola*, y la interrupción del proceso de anhidrobiopsis, reduciendo su población (Pérez Yañez, *et al.* 2019).

Los estudios de toxicidad para grupos como copépodos y cladóceros son complicados, porque no se tiene estandarizado el cultivo *in vitro* de estos grupos por lo que son más utilizados para estudios de bioacumulación.

#### Preguntas de investigación

Por lo anterior, las concentraciones ambientales de Cd y Pb no son altas comparadas con la NOM-127-SSA1-1994 (Pacheco Ávila, *et al.*, 2011) y la NOM-001-SEMARNAT-1996 y con los reportes de toxicidad de Pérez Yañez & Alvarado Flores (2016) y Mendoza Fernández & Alvarado Flores (2017) de Cd y Pb en rotíferos y ostrácodos, no se espera que exista una mortalidad del 50% de la

población en los ecosistemas acuáticos de Quintana Roo a pesar de la presencia de metales y su persistencia, es prioridad contestar las siguientes preguntas de investigación:

- 1) En el agua, ¿En cuál temporada del año son mayores las concentraciones de Cd y Pb en el noreste de Quintana Roo?
- 2) En rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos, ¿En cuál temporada del año son mayores las concentraciones de Cd y Pb en el noreste de Quintana Roo?
- 3) ¿Cuánto más alta es la concentración de Cd y/o de Pb en el medio, los factores de bioacumulación en los cuatro grupos de zooplancton (rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos) se incrementan?

### **3. JUSTIFICACIÓN**

Existen reportes de presencia de Cd y Pb en cuerpos de agua en la Península de Yucatán, y algunos valores están por encima de los permitidos por la normatividad (NOM-127-SSA1-1994 y la NOM-001-SEMARNAT-1996), en un rango de 1 a 15 µg/L de acuerdo a reportes previos y datos no publicados.

Con respecto a concentraciones presentes en la biota acuática, Rojas-Mingüer & Morales-Vela (2010), Whelan III *et al.*, (2011) y Alvarado Flores *et al.*, 2017, reportan Cd y Pb en tejidos óseo, algas, en la lorica de diatomeas, dinoflagelados, rotíferos, cladóceros, copépodos y escamas de peces en los ecosistemas acuáticos del noreste de Quintana Roo, México.

De modo que existen reportes de la presencia de Cd y Pb en diferentes matrices (agua, sedimento y tejido) de la península de Yucatán y en la zona noreste de Quintana Roo, pero, los estudios en cuanto a la relación de estos contaminantes en grupos de zooplancton son pocos.

Los grupos de zooplancton son excelentes indicadores de toxicidad y bioindicadores

de la calidad del agua, además de cumplir características de alta sensibilidad a diferentes concentraciones de tóxicos y la amplia distribución que tienen en la península de Yucatán así como la importancia como consumidores primarios y flujo de energía a través de la cadena trófica (Rico Martínez, 2009; Rico Martínez, 2016).

Por consiguiente, es necesario evaluar los efectos que tienen el Cd y Pb en estos grupos y así, conocer las concentraciones en las que se acumulan, pues la bioacumulación es un criterio aceptado internacionalmente para evaluar los efectos adversos de contaminantes en el medio ambiente (Newbury Ritchie, 2013).

Si se presenta bioacumulación en alguno de los grupos de zooplancton, podremos entender la dinámica del metal, a través de la cadena trófica ya que, si se presenta bioacumulación también la posible biomagnificación.

#### **4. HIPÓTESIS**

La bioacumulación de Cd y Pb en cuatro grupos de zooplancton (rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos) varía temporalmente de acuerdo a las concentraciones encontradas de estos metales en los ecosistemas acuáticos.

#### **5. OBJETIVO GENERAL**

Estudiar la relación de las variaciones temporales del Cd y Pb en agua y biota (rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos) mediante los factores de bioacumulación en la zona noreste de Quintana Roo.

#### **6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Cuantificar las concentraciones de Cd y Pb en el agua de tres ecosistemas acuáticos representativos del noreste de Quintana Roo en temporada de lluvias y secas.
- Obtener los factores de bioacumulación de Cd y Pb en los cuatro grupos principales de zooplancton (rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos) en tres ecosistemas acuáticos representativos del noreste de Quintana Roo

en temporada de lluvias y secas.

- Correlacionar las variaciones temporales de Cd y Pb con los factores de bioacumulación de Cd y Pb en los cuatro grupos principales de zooplancton (rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos) de tres ecosistemas acuáticos representativos del noreste de Quintana Roo en temporada de lluvias y secas.

## 7. MATERIALES Y MÉTODOS

### 7.1 Descripción del área de estudio

Se seleccionaron tres sitios de estudio (Figura 7): La Victoria, Verde Lucero y Las Mojarras, que poseen características similares, son de fácil acceso, poseen un tamaño adecuado para el estudio y se cuenta con conocimiento previo de riqueza de especies de zooplancton y datos fisicoquímicos.



Figura 7. Área geográfica del sitio de estudio. Elaboración propia utilizando el software QGIS versión 2.18

### 7.1.1 La Victoria

Se encuentra ubicado en la carretera Cancún-Mérida, en las siguientes coordenadas: 20°57'41.48"N y 87°16'26.29"O. Es un cenote tipo abierto, con un área de 11,807.13 m<sup>2</sup>. Es circular, con poca vegetación visible en el agua y dentro del cenote se encuentra una zona de acuacultura. El sitio es de uso recreacional, se encuentra abierto al público con servicio de restaurant y oportunidad para nadar (Figura 8).



Figura 8. Cenote La Victoria. Fotos tomadas por la autora

### 7.1.2 Verde Lucero

Se sitúa en la ruta de los cenotes (kilómetro 17), en las siguientes coordenadas: 20°51'38.11"N y 87° 3'57.59"O. Tiene un área de 1,177.77 m<sup>2</sup>, es un cenote tipo abierto, sin embargo, presenta vegetación alrededor como grandes árboles que sombrea el agua durante todo el día. El agua es muy clara y se pueden observar peces y lirios creciendo. Este cenote presenta una alta afluencia turística por la

zona, además cuenta con tirolesa y zona de clavados abierta al público (Figura 9).



Figura 9. Cenote Verde Lucero. Fotos tomadas por la autora

### 7.1.3 Las Mojarras

Se ubica en la ruta de los cenotes (kilómetro 12), en las siguientes coordenadas: 20°50'16.27"N y 87° 1'25.13"O. Presenta un área de 1,594 m<sup>2</sup> y es un cenote tipo abierto, con vegetación y un mangle que se mantiene en parte del cenote que no colapso tanto como el resto. El agua que presenta es un poco turbia y no se observa vegetación en el interior. Es un destino turístico que cuenta con tirolesa, cuerda y zona de clavados, además de tener, varios senderos con sitios para descansar (Figura 10).



Figura 10. Cenote Las Mojarras. Foto tomadas por la autora

## 7.2 Colecta de agua

Se realizó una serie de muestreos en los tres sitios mencionados tres veces por temporada. Durante lluvias fue el 14, 28 de septiembre y el 26 de octubre de 2018; y en secas el 21, 28 de marzo y el 11 de abril de 2019. En cada sitio se llevó a cabo un muestreo estratificado, se tomaron tres muestras para análisis de agua y tres muestras para análisis de biota como se muestra en la Figura 11, obteniendo un total de seis muestras por sitio siendo 18 muestras en cada visita.

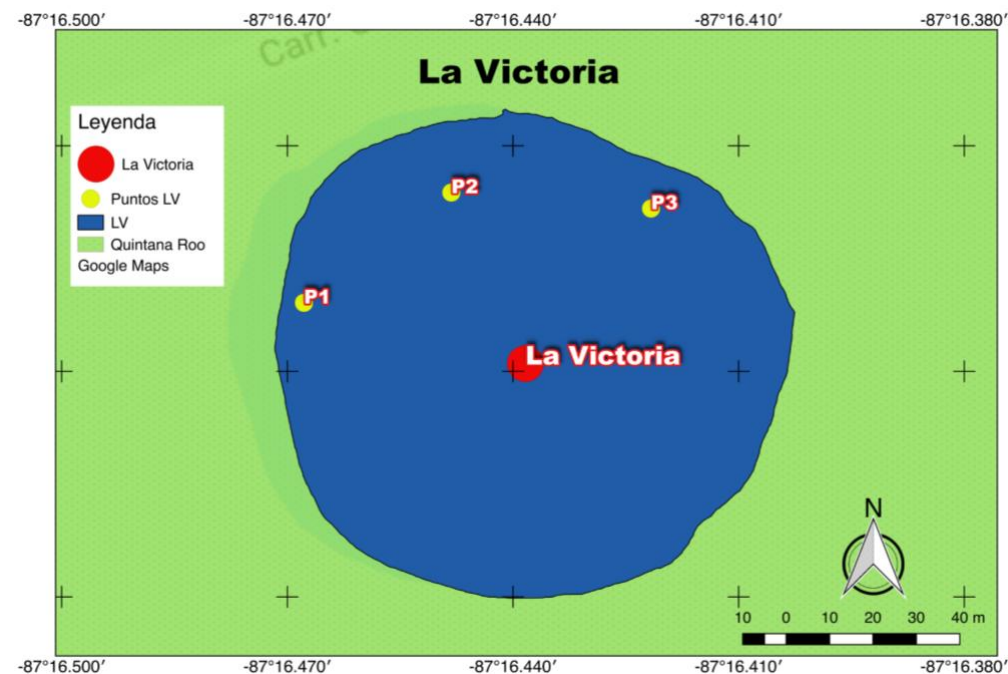


Figura 11. Ejemplo de puntos para toma de muestra. Elaboración propia utilizando el software QGIS versión 2.18

En cada sitio se midieron los parámetros pH, temperatura y conductividad eléctrica usando la sonda Hanna HI 98129 y de manera adicional se tomaron los puntos de colecta con el GPS Garmin y se realizó un recorrido del borde de los sitios para obtener su área.

Previo al muestreo, se realizó un lavado de las botellas donde se colectaron las muestras con el protocolo de la EPA, utilizando detergente libre de fosfatos enjuagándose con agua destilada. Se dejaron reposar por 24 h en un baño ácido de HCl al 10%, y después se enjuagaron con agua destilada para evitar que las muestras fueran contaminadas con residuos anteriores.

Para la obtención de las muestras de agua para cuantificación de metales pesados, las muestras se tomaron utilizando una cubeta de 10 L, la cual se amarró a una cuerda, se enjuagó con agua del sitio, y se lanzó a 3 m de distancia.

Después se arrastró a una velocidad aproximada de 1 m/s, una vez que termino el recorrido se sacó la cubeta, se filtró el agua por una malla de apertura de 55  $\mu$ m



para eliminar la materia orgánica, se almacenó en una botella de polietileno de 1 L para obtener suficiente muestra, se volvió a repetir el procedimiento dos veces. Al llegar al laboratorio las muestras se acidificaron con ácido nítrico ultrapuro (HNO<sub>3</sub>), hasta obtener un pH de 2 y fueron almacenadas en una temperatura de 4°C por 3-4 meses hasta ser cuantificada.

### 7.3 Colecta de zooplancton

La colecta de zooplancton se realizó utilizando una cubeta de 10 L, la cual se amarró a una cuerda, se enjuagó la cubeta con agua del sitio, y se lanzó a 3 m de distancia. En seguida se arrastró a 1m/s manteniendo esa velocidad. Una vez terminado el recorrido se sacó la cubeta y por medio de una red de zooplancton tipo Wisconsin de 45 µm de apertura de malla se filtraron 100 L de agua. Al final de los arrastres, se separó la botella de la red para transferir la muestra a una botella de polietileno de 100 ml previamente etiquetada y se taparon y guardaron a temperatura ambiente.

Se observaron las muestras de zooplancton en el microscopio estereoscópico, para aislar e identificar las especies de rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos encontradas utilizando claves dicotómicas (Koste (1978); Elías Gutiérrez, *et al.*, 2008), además, se realizaron cultivos de las cepas que se detalla más adelante y al final las muestras fueron preservadas con formol al 5%.

### 7.4 Cultivo de rotíferos

Las especies colectadas de rotíferos y ostrácodos se separaron y aislaron para ser cultivados en una cámara bioclimática (Thermo Scientific) a una temperatura de 25°C ± 2°C, con fotoperiodo de 14 h de luz y 10 h de oscuridad, en un medio de cultivo dulce que cumpla con las condiciones ambientales de los sitios de colecta. En el caso de los rotíferos, cladóceros y copépodos fueron alimentados con la microalga *Nanochloropsis oculata* (Cepa de Florida Aqua Farms,). La microalga se cultivó con medio MicroGrow (medio F2 modificado Florida Aqua Farms) adecuada a un medio dulce, mientras que los ostrácodos fueron alimentados con lechuga

cortada en cuadros de 1x1 cm.

Se obtuvo el peso seco de cada especie que se encontró, separando de 50 a 100 organismos para estimar el peso por individuo y se tomaron fotografías para obtener el largo y ancho de cada especie utilizando la ecuación descrita por Dumont, *et al.*, (1975).

### 7.5 Obtención de riqueza y abundancia de especies

De las muestras de biota preservadas con formol al 5%, y siguiendo la metodología empleada por Gómez-Márquez *et al.* (2013) se obtuvo la riqueza y abundancia. Utilizando una malla de 45 µm se concentró la muestra a 10 ml y se contaron los grupos y especies de cada muestra por un ml utilizando una cámara de Sedgwick-Rafter, hasta contar 200 organismos y a su vez se separaron por especies y sitio manteniéndose a temperatura ambiente.

Para obtener la abundancia específica, se aplicó la siguiente ecuación:

$$\frac{N^{\circ} \text{ Organismos}}{L} = \frac{(C)(V_1)}{(V_2)(V_3)}$$

donde C es el número de organismos cuantificados,  $V_1$  es el volumen que se concentro  $V_2$  es el volumen contado y  $V_3$  es el volumen de la muestra (Gómez-Márquez, *et al.*, 2013).

### 7.6 Digestión ácida

Las muestras obtenidas de biota se separaron por especie, sitio y temporada. Los organismos fueron lavados seis veces con agua destilada, y después fueron almacenados por especies en tubos Eppendorf de 1.5 ml con 0.5 ml de ácido nítrico ultrapuro ( $\text{HNO}_3$ ) y 0.5 ml de agua destilada. Los tubos se calentaron en un baño ácido a 100°C durante dos horas mientras se observaron en el microscopio para asegurar que se disolvieran (Modificado de Alvarado-Flores, *et al.*, 2012).

### 7.7 Cuantificación de Cd y Pb

La cuantificación de Cd y Pb se realizó con un espectrómetro de plasma de acoplamiento inductivo (ICP) modelo optima 8000, Marca Perkin Elmer. Previo a realizar este método analítico es necesario realizar una curva de calibración.

Las muestras de biota se diluyeron a un volumen final de 10 ml mientras que las muestras de agua ya acidificadas a pH=2, se tomó una alícuota de 10 ml para ser analizadas dos veces con el ICP, obteniendo la concentración de cada una de ellas.

### 7.8 Obtención de los factores de bioacumulación

De acuerdo a Walker (2016) los factores de bioacumulación se obtienen con la siguiente fórmula:

$$FBA = \frac{\textit{Concentración del metal en el organismo}}{\textit{Concentración del metal en el medio}}$$

Por lo cual, los factores de bioacumulación se obtendrán en los sitios donde se detecte el metal en las dos matrices, agua y biota.

### 7.9 Análisis de los datos

Los datos obtenidos se obtendrán medidas de tendencia central y se realizara un análisis estadístico utilizando el programa PAST y STATISTICA.

## 8. RESULTADOS

### 8.1 Parámetros fisicoquímicos

En la tabla 3, se muestran los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos de los tres sitios de estudio en la temporada de lluvias, mientras que en la tabla 4 se muestran los valores de la temporada secas.

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos en la temporada de lluvias. Promedio  $\pm$  D.E.

	<b>La Victoria</b>	<b>Verde Lucero</b>	<b>Las Mojarras</b>
<b>pH</b>	7.20 $\pm$ 0.35	7.12 $\pm$ 0.06	7.55 $\pm$ 0.02
<b>Conductividad eléctrica (mS/cm)</b>	0.42 $\pm$ 0.00	1.02 $\pm$ 0.00	0.95 $\pm$ 0.00
<b>Temperatura °C</b>	30.65 $\pm$ 0.25	26.29 $\pm$ 0.08	31.19 $\pm$ 0.71

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos en la temporada de secas. Promedio  $\pm$  D.E.

	<b>La Victoria</b>	<b>Verde Lucero</b>	<b>Las Mojarras</b>
<b>pH</b>	7.45 $\pm$ 0.18	6.69 $\pm$ 0.06	7.39 $\pm$ 0.06
<b>Conductividad eléctrica (mS/cm)</b>	0.50 $\pm$ 0.04	1.06 $\pm$ 0.00	1.04 $\pm$ 0.00
<b>Temperatura °C</b>	27.97 $\pm$ 0.42	24.79 $\pm$ 0.17	28.22 $\pm$ 0.61

### 8.2 Riqueza

En la Tabla 4 se muestra el listado de especies por sitio en la temporada de lluvias: La Victoria presenta la mayor cantidad de especies, seguido de Las Mojarras y Verde Lucero. En total se reporta la presencia de 20 especies, donde la mayor cantidad (17) corresponde al grupo rotífera (85%), mientras que los grupos cladócera, copépoda y ostrácoda presentan el mismo número de especies (5%).

Tabla 5. Especies encontradas en temporada de lluvias

Grupo	Orden	Familia	Especies	La Victoria	Verde Lucero	Las Mojarras		
			<i>Anuraeopsis fissa</i>	X		X		
			<i>Brachionus havanaensis</i>	X		X		
		Brachionidae	<i>Brachionus patulus</i>	X				
			<i>Brachionus quadridentatus</i>	X				
			<i>Keratella americana</i>	X	X	X		
			<i>Keratella cochearis</i>		X			
	Ploima		<i>Lecane bulla</i>	X		X		
			<i>Lecane cornuta</i>	X				
Rotífera	Lecanidae		<i>Lecane leontina</i>	X		X		
			<i>Lecane nana</i>	X		X		
			<i>Lecane spinulifera</i>			X		
				<i>Macrochaetus collinsi</i>			X	
				<i>Polyarthra vulgaris</i>	X			
		Flosculariaceae	Trichocercidae	<i>Trichocerca stylata</i>	X		X	
			Hexarthridae	<i>Hexarthra</i>			X	
			Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	X	X		
			Philodinida	Philodinidae	<i>Philodina roseola</i>		X	X
	Cladóceras		Anomopoda	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>		X	
Ostrácoda			<i>Copépodo</i>	X	X	X		
Ostrácoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Cypridopsis vidua</i>	X	X	X		

En la Tabla 5 se muestra la lista de especies en que se encontró en la temporada de secas, donde en la Victoria se presenta la mayor cantidad de especies, seguido de Las Mojarras y Verde Lucero.

Tabla 6. Especies encontradas en temporada de secas

Grupo	Orden	Familia	Especies	La Victoria	Verde Lucero	Las Mojarras		
Rotífera	Ploima	Brachionidae	<i>Anuraeopsis fissa</i>	X		X		
			<i>Brachionus havanaensis</i>	X		X		
			<i>Brachionus patulus</i>	X				
					<i>Keratella americana</i>	X	X	X
					<i>Lecane bulla</i>			X
					<i>Lecane luna</i>		X	X
					<i>Macrochaetus collinsi</i>	X		X
					<i>Polyarthra vulgaris</i>	X		
					<i>Trichocerca stylata</i>	X		X
					<i>Hexarthra</i>	X	X	X
					<i>Testudinella patina</i>	X	X	
Cladóceras	Anomopoda	Bosminidae	<i>Bosmina sp</i>	X				
Copépoda			<i>Copépodo</i>	X	X	X		
Ostrácoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Cypridopsis vidua</i>	X	X	X		

Se reporta la presencia de 14 especies, donde la mayor cantidad (11) corresponde al grupo rotífera (79%), mientras que los grupos cladóceras, copépoda y ostrácoda presentan la misma (7%).

### 8.3 Abundancia

Se obtuvo la abundancia general de cada sitio, así como la abundancia de cada punto de los sitios.

Para La Victoria en la temporada de lluvias, el grupo que mostró una mayor abundancia fue rotífera con 69.90 ind/L, seguido del grupo copépoda, cladóceras y ostrácoda respectivamente (Tabla 7). Mientras que en la temporada de secas el grupo que mostró una mayor abundancia fue rotífera con 79.48 ind/L, seguido del grupo copépoda, ostrácoda y cladóceras respectivamente (Tabla 8).

Tabla 7. Abundancia general de La Victoria en lluvias

<b>Localidad</b>	<b>Grupo</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Abundancia relativa (%)</b>
La Victoria	Rotífera	1089	69.9
	Cladóceras	32	2.05
	Copépoda	423	27.15
	Ostrácoda	14	0.9
	Total	1558	100

Tabla 8. Abundancia general de La Victoria en secas

<b>Localidad</b>	<b>Grupo</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Abundancia relativa (%)</b>
La Victoria	Rotífera	1216	79.48
	Cladóceras	1	0.07
	Copépoda	302	19.74
	Ostrácoda	11	0.72
	Total	1530	100

En Verde Lucero, el grupo rotífera mostró la mayor abundancia de 39.68 ind/L, no obstante, no existe gran diferencia con el grupo copépoda con 32.13 ind/L, y el grupo cladóceras con 28.10 ind/L, mientras que ostrácoda tiene la menor de las abundancias con solo 0.09 ind/L (Tabla 9). En la temporada de secas, el grupo copépoda mostró la mayor abundancia de 71.08 ind/L, siguiendo rotífera, ostrácoda y cladóceras respectivamente (Tabla 10).

Tabla 9. Abundancia general de Verde Lucero en lluvias

<b>Localidad</b>	<b>Grupo</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Abundancia relativa (%)</b>
Verde Lucero	Rotífera	1330	39.68
	Cladóceras	942	28.1
	Copépoda	1077	32.13
	Ostrácoda	3	0.09
	Total	3352	100

Tabla 10. Abundancia general de Verde Lucero en secas

<b>Localidad</b>	<b>Grupo</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Abundancia relativa (%)</b>
Verde Lucero	Rotífera	114	27.47
	Cladóceras	1	0.24
	Copépoda	295	71.08
	Ostrácoda	5	1.20
	Total	415	100

En el caso de las Mojarras en la temporada de lluvias el grupo más abundante es rotífera obteniendo 97.31 ind/L, mientras que no se mostró la presencia de cladóceros (Tabla 11). En la temporada de secas el grupo más abundante es rotífera obteniendo 51.57 ind/L, mostrando una pequeña diferencia el grupo copépoda con 44.79 ind/L, y ostrácoda 3.63 ind/L, mientras que no se notó la presencia del grupo cladóceras (Tabla 12).

Tabla 11. Abundancia general de Las Mojarras en lluvias

<b>Localidad</b>	<b>Grupo</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Abundancia relativa (%)</b>
Las Mojarras	Rotífera	1330	39.68
	Cladóceras	942	28.1
	Copépoda	1077	32.13
	Ostrácoda	3	0.09
	Total	3352	100

Tabla 12. Abundancia general de Las Mojarras en secas

<b>Localidad</b>	<b>Grupo</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Abundancia relativa (%)</b>
Las Mojarras	Rotífera	213	51.57
	Cladóceras	0	0
	Copépoda	185	44.79
	Ostrácoda	15	3.63
	Total	413	100



#### 8.4 Cultivos estandarizados

Se realizaron cultivos policlonales de especies de rotíferos y ostrácodos de cada sitio, y se muestran en la Tabla 13, las cuales se están acondicionando a un medio dulce modificado con condiciones de la zona de estudio.

Tabla 13. Especies cultivadas en laboratorio

<b>La Victoria</b>	<b>Verde Lucero</b>	<b>Las Mojarras</b>
<i>Cypridopsis vidua</i>	<i>Cypridopsis vidua</i>	<i>Cypridopsis vidua</i>
<i>Lecane bulla</i>	<i>Testudinella patina</i>	<i>Lecane bulla</i>
<i>Lecane cornuta</i>		<i>Lecane quadridentata</i>
<i>Lecane leontina</i>		<i>Philodina roseola</i>
<i>Trichocerca</i>		
<i>Philodina roseola</i>		

#### 8.5 Cuantificación de Cd y Pb en agua

De las muestras obtenidas de agua, se obtuvieron nueve muestras para cada sitio en la temporada de lluvias, de las cuales, la Victoria fue el único sitio que se detectó Cd en el punto "2" (Tabla 14). En Verde Lucero y Las Mojarras no se detectó Cd ni Pb en las muestras de agua.

Tabla 14. Cuantificación en agua de Cd y Pb en temporada de lluvias

<b>Metales en agua - Lluvias</b>			
<b>Lugar</b>	<b>Fecha</b>	<b>Cd (µg/L)</b>	<b>Pb (µg/L)</b>
La Victoria	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	28-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	28-sep-18	ND	ND
La Victoria	26-oct-18	22	ND
Verde Lucero	26-oct-18	ND	ND

Las Mojarras	26-oct-18	ND	ND
--------------	-----------	----	----

\*Límite de detección en ICP: Cd=6 µg/L Pb=3.6 µg/L

En las muestras de la temporada de secas, la Victoria fue el único sitio que se detectó Cd en el punto “3” (Tabla 15). En Verde Lucero y Las Mojarras no se detectó Cd ni Pb en las muestras de agua.

Tabla 15. Cuantificación de Cd y Pb en temporada de secas

<b>Metales en agua - Secas</b>			
<b>Lugar</b>	<b>Fecha</b>	<b>Cd (µg/L)</b>	<b>Pb (µg/L)</b>
La Victoria	21-mar-19	ND	ND
Verde Lucero	21-mar-19	ND	ND
Las Mojarras	21-mar-19	ND	ND
La Victoria	28-mar-19	ND	ND
Verde Lucero	28-mar-19	ND	ND
Las Mojarras	28-mar-19	ND	ND
La Victoria	11-abr-19	7	ND
Verde Lucero	11-abr-19	ND	ND
Las Mojarras	11-abr-19	ND	ND

\*Límite de detección en ICP: Cd=6 µg/L Pb=3.6 µg/L

### 8.6 Cuantificación de Cd y Pb en biota

Se obtuvieron nueve muestras de cada sitio para biota, de las cuales fueron separadas por los tres puntos de toma de muestra y se separaron por especies. En la Victoria se cuantificaron 19 muestras de las cuales ocho muestras son del grupo rotífera, nueve muestras de copépoda y dos muestras de ostrácoda; para Verde Lucero se cuantificaron 27 muestras de las cuales siete son del grupo rotífera, nueve del grupo copépoda, nueve del grupo cladóceras y dos para el grupo ostrácoda; mientras que en las Mojarras se cuantificaron 21 muestras de las cuales 15 fueron del grupo rotífera, cuatro para copépoda y dos de ostrácoda (Ver Anexos).

La detección en biota para el Pb fue nula, sin embargo, se detectó Cd en muestras de zooplancton que corresponden al sitio de Verde Lucero, en los cuatro grupos de estudio para zooplancton.

En la Tabla 16, se muestran las concentraciones de Cd en la biota, asociada a al peso seco de cada especie encontrada, es decir, se muestra la concentración que se cuantifico en un organismo.

Tabla 16. Cd en biota de Verde Lucero – Lluvias

<b>Especie</b>	<b>Cd (mg/kg)</b>	<b>Mín</b>	<b>Max</b>	<b>n</b>
<b>VERDE LUCERO</b>				
<b>Rotífera</b>				
<i>Keratella americana</i>	1.00			1
<b>Cladóceras</b>				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0.35	0.23	0.51	3
<b>Copépoda</b>				
	0.02	0.02	0.02	2
<b>Ostrácoda</b>				
<i>Cypridopsis vidua</i>	20.11			1

\*n= número de muestras.

En cuanto a la temporada de secas se obtuvieron nueve muestras de cada sitio para biota, de las cuales fueron separadas por punto (tres muestras para cada punto en un sitio), y se separaron por especies. En la Victoria se cuantificaron 35 muestras de las cuales 22 muestras son del grupo rotífera, nueve muestras de copépoda y cuatro muestras de ostrácoda; para Verde Lucero se cuantificaron 13 muestras de las cuales tres son del grupo rotífera, nueve del grupo copépoda y una para el grupo ostrácoda; mientras que en las Mojarras se cuantificaron 19 muestras de las cuales 11 fueron del grupo rotífera, cinco para copépoda y tres de ostrácoda (Ver Anexos).

La detección en biota para el Pb solo se presentó en La Victoria en el grupo rotífera y copépoda.

En la Tabla 17, se muestran las concentraciones de Cd en la biota, asociada a al peso seco de cada especie encontrada, es decir, se muestra la concentración que se cuantifico en un organismo.

Tabla 17. Cd en biota - Secas

<b>Especie</b>	<b>Cd (mg/kg)</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>n</b>
<b>LA VICTORIA</b>				
<b>Rotífera</b>				
<i>Brachionus havanaensis</i>	16.76	9.31	24.21	2
<i>Brachionus patulus</i>	14.17	4.77	21.36	6
<i>Hexarthra sp</i>	0.59	0.50	0.71	3
<i>Keratella americana</i>	0.98	0.45	2.88	9
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0.75			1
<i>Trichocerca stylata</i>	7.19			1
<b>Copépoda</b>				
<i>Nauplio de copépoda</i>	0.04	0.01	0.08	9
<b>Ostrácoda</b>				
<i>Cypridopsis vidua</i>	3.71	1.60	7.18	4
<b>VERDE LUCERO</b>				
<b>Rotífera</b>				
<i>Keratella americana</i>	7.08	2.15	13.64	3
<b>Copépoda</b>				
	0.18	0.01	1.04	8
<b>Ostrácoda</b>				
<i>Cypridopsis vidua</i>	2.51			1
<b>LAS MOJARRAS</b>				
<b>Rotífera</b>				
<i>Anuraeopsis fissa</i>	0.7	0.04	1.97	3
<i>Brachionus havanaensis</i>	2.98	0.55	13.96	8
<b>Copépoda</b>				
<i>Nauplio de copépoda</i>	0.13	0.00	0.48	4
<b>Ostrácoda</b>				
<i>Cypridopsis vidua</i>	7.68	1.05	20.63	3

\* n= número de muestras.

Mientras que en la tabla 18, se muestra la concentración de Pb que se cuantifico por especie en La Victoria.

Tabla 18. Pb en organismos

<b>Especie</b>	<b>Pb (mg/kg)</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>n</b>
<b>LA VICTORIA</b>				
<b>Rotífera</b>				
<i>Keratella americana</i>	11.21			1
<i>Polyarthra vulgaris</i>	2.77			1
<i>Brachionus patulus</i>	118.47			1
<i>Trichocerca stylata</i>	45.31			1
<b>Copépoda</b>				
<i>Nauplio de copepoda</i>	0.23±0.18	0.10	0.36	2

\* n= número de muestras.

### 8.7 Factores de bioacumulación (FBA)

El único sitio donde se presentaron estas condiciones fue La Victoria en la temporada de secas. De modo que, en la Tabla 19 se muestran los factores de bioacumulación para Cd, en seis especies de rotífero, una de copépoda y una de ostrácoda.

Tabla 19. Factores de bioacumulación

<b>Especie</b>	<b>Cd (mg/kg)</b>	<b>FBA</b>
<b>LA VICTORIA</b>		
<b>Rotífera</b>		
<i>Brachionus havanaensis</i>	16.76	2394
<i>Brachionus patulus</i>	14.17	1897
<i>Hexarthra sp</i>	0.59	85
<i>Keratella americana</i>	0.98	126
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0.75	107
<i>Trichocerca stylata</i>	7.19	1027
<b>Copépoda</b>		
<i>Nauplio de copepoda</i>	0.04	3
<b>Ostrácoda</b>		
<i>Cypridopsis vidua</i>	3.71	466

\* Los valores que representan el promedio ± desviación estándar y n= número de muestras se presenta para cada especie.

Asimismo, se obtuvieron los factores de bioconcentración para evaluar la cantidad de metal que pueden acumular en condiciones de laboratorio (Tabla 20), donde los valores obtenidos fueron muy bajos comparados con los obtenidos en campo (bioacumulación).

Tabla 20. Factores de bioconcentración

<b>Especie</b>	<b>Metal (mg/kg)</b>	<b>FBC</b>
<b>Cadmio</b>		
<i>Cypridopsis vidua</i>	0.04±0.03	0.83
<i>Lecane bulla</i>	0.13±0.02	0.87
<i>Lecane cornuta</i>	0.44±0.07	0.44
<i>Lecane leontina</i>	0.03±0.02	0.73
<b>Plomo</b>		
<i>Cypridopsis vidua</i>	1.19±0.94	35
<i>Lecane cornuta</i>	0.50±0.48	2
<i>Lecane bulla</i>	3.65±2.69	15

\*Los valores que representan el promedio ± desviación estándar

### 8.8 Correlación de FBA contra la concentración de exposición

En la tabla 21 se muestra una compilación de estudios para establecer una correlación entre los FBA en especies dulceacuícolas contra las diferentes concentraciones de exposición de Cd. Mientras que en la figura 12 se muestra en una gráfica la relación.

Tabla 21. Estudios de FBA con Cd en especies dulceacuícolas

<b>Grupo</b>	<b>Especie</b>	<b>Agua (mg/L)</b>	<b>Tejido (mg/kg)</b>	<b>FBA</b>	<b>Referencia</b>
Decápoda	<i>M. australiense</i>	0.00003	0.61	38750	Cresswel, 2014
Decápoda	<i>M. rosenbergii</i>	0.0003	3.04	20333	Cresswel, 2014
Decápoda	<i>M. latidactylus</i>	0.00004	1.55	10133	Cresswel, 2014
Pez	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0.0003	2.12	7070	Desislava Arnaudova, 2012
Pez	<i>Alburnus alburnus</i>	0.0003	2.53	8440	Desislava Arnaudova, 2012
Pez	<i>Perca fluviatilis</i>	0.003	4.06	1353	Desislava Arnaudova, 2012
Pez	<i>L. rohita</i>	0.001	0.42	417	Neetu Malik, 2010

## Continuación

Decápoda	<i>M. australiense</i>	0.0036	0.10	29	Cresswel, 2014
Zooplancton	<i>Brachionus havanaensis</i>	0.007	16.76	2394	Este estudio
Zooplancton	<i>Brachionus patulus</i>	0.007	13.28	1897	Este estudio
Zooplancton	<i>Trichocerca stylata</i>	0.007	7.19	1027	Este estudio
Zooplancton	<i>Cypridopsis vidua</i>	0.007	3.26	466	Este estudio
Zooplancton	<i>Keratella americana</i>	0.007	0.98	140	Este estudio
Zooplancton	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0.007	0.75	107	Este estudio
Zooplancton	<i>Hexarthra sp</i>	0.007	0.44	63	Este estudio
Zooplancton	<i>Nauplio de copepoda</i>	0.007	0.03	4	Este estudio
Pez	<i>Mystus vittatus</i>	0.01	0.66	66	G. Ambedkar and M. Muniyan, 2011
Pez	<i>Tilapia mossambica</i>	0.01	0.48	48	G. Ambedkar and M. Muniyan, 2011
Pez	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	0.01	0.48	48	G. Ambedkar and M. Muniyan, 2011
Pez	<i>Saurida undosquamis</i>	0.01	0.64	64	G. Ambedkar and M. Muniyan, 2011
Pez	<i>Heteropneustus fossilis</i>	0.01	0.02	2	G. Ambedkar and M. Muniyan, 2011
Pez	<i>L. rohita</i>	0.011	0.43	39	Neetu Malik, 2010
Pez	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0.0157	12.78	814	Desislava Arnaudova, 2012
Pez	<i>Alburnus alburnus</i>	0.0157	6.02	383	Desislava Arnaudova, 2012
Pez	<i>Perca fluviatilis</i>	0.0157	5.95	379	Desislava Arnaudova, 2012
Pez	<i>Carassius gibelio</i>	0.0242	0.29	12	Mohammad Ebrahimpour, 2011
Pez	<i>Esox lucius</i>	0.0242	0.22	9	Mohammad Ebrahimpour, 2012
Decápoda	<i>M. sintangese</i>	0.03	0.20	7	Soegianto 2013
Cangrejos (Río)	<i>Astacus leptodactylus</i>	0.1	0.65	7	Utku, 2010
Decápoda	<i>M. australiense</i>	0.1	0.24	2	Cresswel, 2015
Decápoda	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	0.1	0.07	1	H.A. Kaoud, 2010
Planaria	<i>D. japonica</i>	0.13	0.70	5	Jui-Pin, 2012
Zooplancton	<i>Mastigodiatomus alburquensis female</i>	0.275	n	500	Rubio-Franchini, 2016
Cangrejos (Río)	<i>Astacus leptodactylus</i>	0.5	1.27	3	Utku, 2010
Planaria	<i>D. japonica</i>	0.63	27.70	44	Jui-Pin, 2012
Cangrejos (Río)	<i>Astacus leptodactylus</i>	1	2.45	2	Utku, 2010
Planaria	<i>D. japonica</i>	1.25	53.00	42	Jui-Pin, 2012

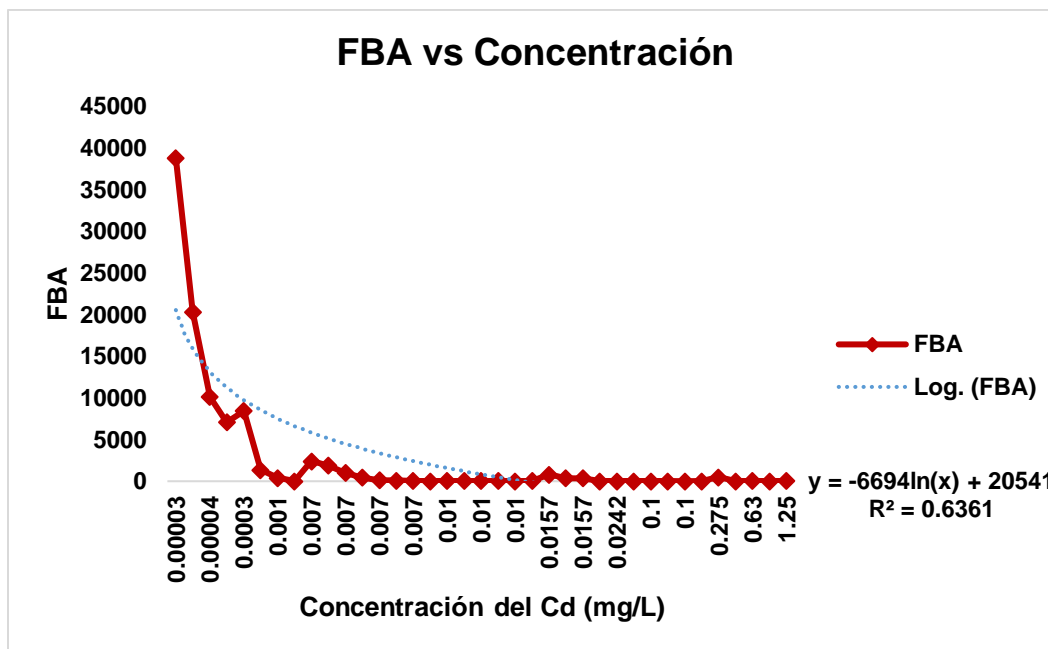


Figura 12. Correlación entre los FBA contra la concentración del Cd en agua. En el caso de Pb, no se obtuvieron los FBA ya que no se detectó el elemento en agua, sin embargo, se calcularon utilizando el valor del límite de detección del ICP (3.6 µg/L) y también se compilaron estudios (Tabla 22) como en el caso del cadmio. En la figura 15 se muestra en una gráfica la relación.

Tabla 22. Estudios de FBA con Pb en especies dulceacuícolas

Grupo	Especie	Agua (mg/L)	Tejido (mg/kg)	FBA	Referencia
Pez	<i>Poecilia formosa</i>	0.000011	6.50	590909	Villareal-Trevino <i>et al.</i> 1986
Pez	<i>Gambusia affinis</i>	0.000011	6.50	590909	Villareal-Trevino <i>et al.</i> 1989
Pez	<i>Cichlasoma cyanoguttatum</i>	0.000011	5.87	533333	Villareal-Trevino <i>et al.</i> 1988
Pez	<i>Astyanax mexicanus</i>	0.000011	5.60	509091	Villareal-Trevino <i>et al.</i> 1987
Pez	<i>Notropis lutrensis</i>	0.000011	4.00	363636	Villareal-Trevino <i>et al.</i> 1990
Pez	<i>Micropterus salmoides</i>	0.000011	2.30	209091	Villareal-Trevino <i>et al.</i> 1991
Alimentadores de depósitos	<i>n</i>	0.0002	3.42	17100	Timmermans <i>et al.</i> (1989)
"Rest"	<i>n</i>	0.0002	3.07	15350	Timmermans <i>et al.</i> (1989)
Depredadores	<i>n</i>	0.0002	3.01	15050	Timmermans <i>et al.</i> (1989)
Crustáceos	<i>n</i>	0.0002	2.46	12300	Timmermans <i>et al.</i> (1989)



Continuación

Filtradores	<i>n</i>	0.0002	0.13	650	Timmermans <i>et al.</i> (1989)
Zooplancton	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.003	n	5000	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Daphnia ambigua</i>	0.003	n	3183	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Daphnia laevis</i>	0.003	n	1121	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Bosmia huarensis</i>	0.003	n	500	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Bosmia longirostris</i>	0.003	n	500	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Leptodiptomus sicilis hembra</i>	0.003	n	500	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Mastigodiptomus alburquensis male</i>	0.003	n	500	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Diaphanosoma birgii</i>	0.003	n	117	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Mastigodiptomus alburquensis female</i>	0.003	n	163	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Asplanchna priodonta</i>	0.003	n	63	Rubio-Franchini, 2016
Zooplancton	<i>Brachionus patulus</i>	0.0036	118.42	32896	Este estudio
Zooplancton	<i>Keratella americana</i>	0.0036	11.21	3114	Este estudio
Zooplancton	<i>Trichocerca stylata</i>	0.0036	45.31	12587	Este estudio
Zooplancton	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0.0036	2.77	771	Este estudio
Pez	<i>C. Idella</i>	0.36	1.32	4	Neetu Malik, 2010 Mohammad
Pez	<i>Carassius gibelio</i>	0.039	0.13	3	Ebrahimpour,2011 Mohammad
Pez	<i>Esox lucius</i>	0.039	0.09	2	Ebrahimpour,2012
Pez	<i>L. rohita</i>	0.36	0.39	1	Neetu Malik, 2010

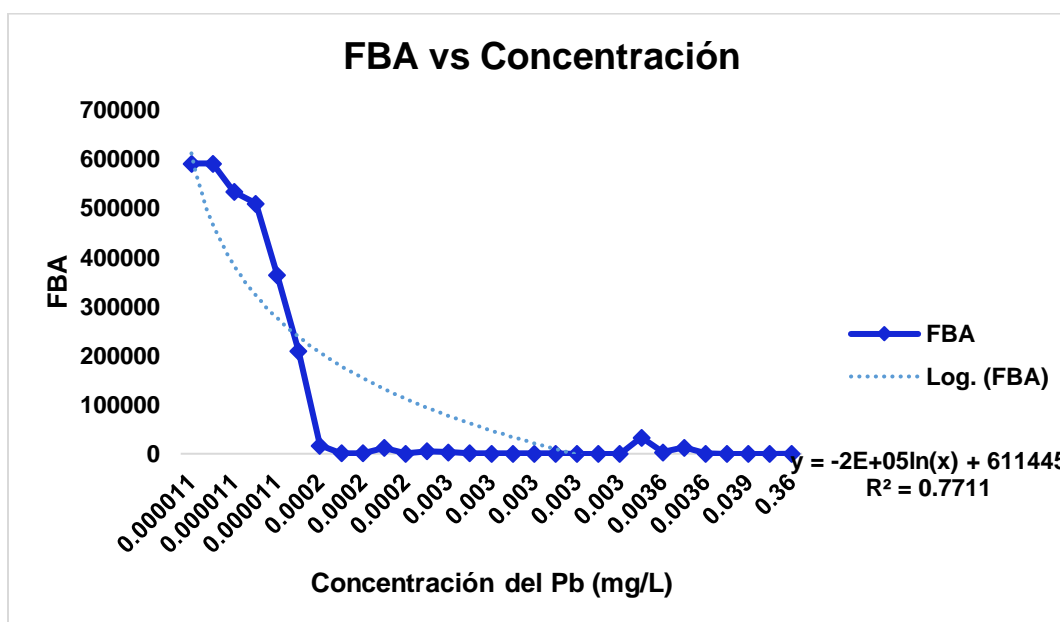


Figura 13. Correlación entre los FBA contra la concentración del Pb en agua

## 9. DISCUSIÓN

### 9.1 Parámetros fisicoquímicos

Los cambios de las variaciones estacionales en el área de estudio coinciden con datos reportados en agua subterránea, es decir, el pH en los cenotes de la Península de Yucatán tiende a ser ligeramente ácidos hasta ligeramente básicos (6.7 a 8.0) (Schmitter-Soto, *et al.*, 2002).

Se observó, una similitud en los sitios Verde Lucero y Las Mojarras en sus cambios, es decir, el pH y la temperatura son altos en lluvias y la conductividad eléctrica es alta en secas, a comparación de La Victoria que, si bien, la temperatura se muestra más alta en lluvias los otros dos parámetros se invierten.

Asimismo, y acorde a lo reportado por Schmitter-Soto *et al.*, (2002), la conductividad eléctrica en estos cuerpos de agua, permanecen por encima de 0.6 mS/cm debido a la presencia de iones como el sodio, bicarbonato, cloruros y sulfatos, provenientes de la disolución de la roca caliza. Comparado con valores reportados en cuerpos de agua dulce de Quintana Roo, se observó una variación debido a diferencias interanuales en la precipitación y evaporación ya que representan un sistema similar a Punta Laguna, pues no cuentan con entradas ni salidas de agua superficial (Cejudo, *et al.*, 2020).

En relación a la temperatura, los tres sitios poseen condiciones que coinciden con cuerpos acuáticos de aguas cálido-tropicales de la región (Cervantes-Martínez, *et al.*, 2009) con temperaturas entre 24 y 31°C, siendo similar a la media anual del ambiente (Schmitter-Soto, *et al.*, 2002).

De acuerdo a Cejudo, *et al.*, 2020, estos parámetros tienen a disminuir de medida de que aumenta la profundidad debido a la penetración de la luz, la morfología del cuerpo de agua, las condiciones meteorológicas locales, la vegetación presente o posibles entradas de agua subterránea a temperaturas más bajas y composición química variable. Por lo que explica que cada uno de los sitios presentó valores diferentes en los parámetros obtenidos, pero dentro de las condiciones normales

para estos cuerpos de agua.

## 9.2 Riqueza

En la zona de estudio se observó que en la temporada de lluvias en los tres sitios hay mayor riqueza comparada con la temporada de secas, es decir, el grupo con más especies fue rotífera. Los rotíferos *Anuraeopsis fissa*, *Brachiunus havanaensis*, *B. patulus*, *Hexarthra sp.*, *Lecane bulla*, *L. luna*, *Macrochaetus collinsi*, *Testudinella patina*, *Trichocerca stylata*, los copépodos y el ostrácodo *Cypridopsis vidua* están presentes durante las dos temporadas, mientras que los cladóceros no, ya que *Ceriodaphnia cornuta* se presentó en lluvias y *Bosmia sp.* en secas. Estos resultados concuerdan con trabajos realizados en la región que presentan un promedio de 12 a 30 taxones (Arroyo Castro, 2015).

## 9.3 Abundancia

En el caso de la abundancia, sucedió lo contrario. A pesar de que se registraron un menor número de especies, en la temporada de secas la abundancia fue mayor que en lluvias. En la Victoria, si bien, se presentó una riqueza mayor en lluvias, en la temporada de secas, la biomasa total fue mayor (Figura 14).

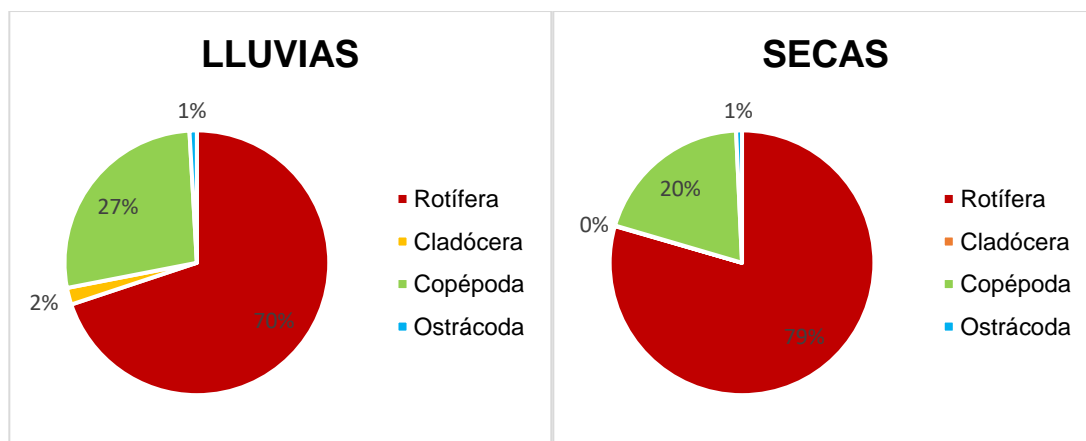


Figura 14. Comparación estacional de abundancia en La Victoria

En la temporada de secas, en Verde Lucero sucedió lo mismo que en La Victoria, la biomasa total fue mayor que en lluvias y el grupo cladóceros no se presentó en

secas (Figura 15).

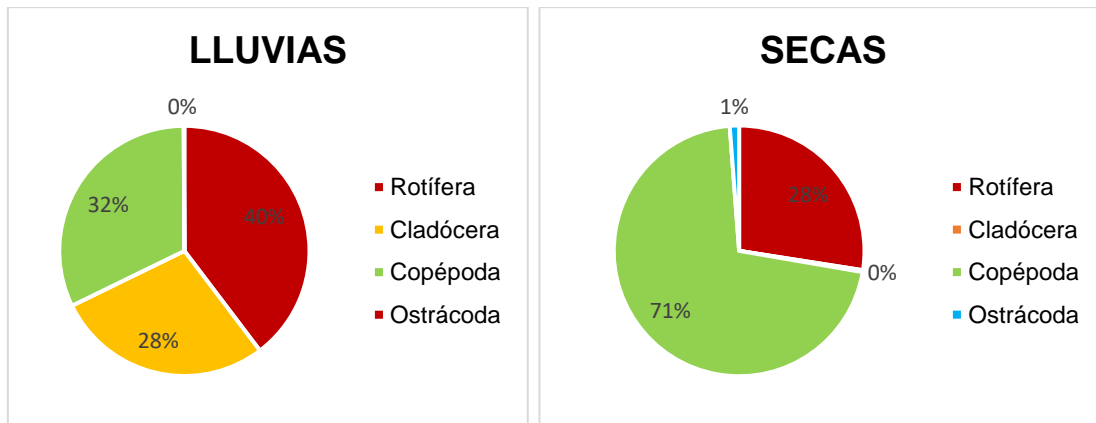


Figura 15. Comparación estacional de abundancia en Verde Lucero

El sitio Las Mojarras, presentó una gran abundancia en el grupo rotífera en la temporada de lluvias, pero, en secas, los copépodos aumentaron su abundancia. En ninguna de las temporadas se registró alguna especie del grupo cladócera (Figura 16).

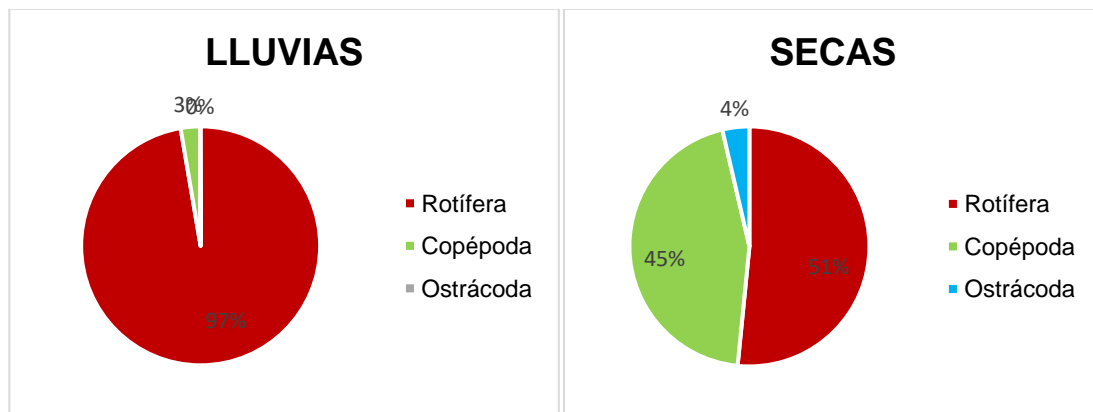


Figura 16. Comparación estacional de abundancia en Las Mojarras

La abundancia del grupo rotífera fue mayor en los tres sitios en ambas temporadas y de acuerdo a los autores Aranguren *et al.* (2014) y Arroyo-Castro J. (2015), los rotíferos suelen presentar mayor riqueza de especies en comparación con los copépodos y cladóceros, además de que suelen ocupar todos los nichos ecológicos disponibles, siendo los principales responsables de la transferencia de energía a los

siguientes niveles tróficos (Sarma, *et al.*, 2011), por lo cual, los rotíferos tienden a presentar abundancias más elevadas y distribuciones más amplias debido a sus características de reproducción, alta sensibilidad y la capacidad para adaptarse a los cambios que se presentan en su entorno (Arroyo Castro, 2015).

Los resultados obtenidos muestran que los rotíferos más abundantes fueron *K. americana*, *Anaeuropsis fissa*, *Trichocerca stylata*, *Polyarthra vulgaris*, *Brachionus havanaensis*, *B. patulus*, *Lecane bulla*, los cuales concuerdan con lo reportado por Arroyo Castro (2015), además de ser considerados comunes para sistemas con características oligo-mesotróficas.

La diferencia que se mostró entre la riqueza (mayor en temporada de lluvias) y la abundancia (mayor en secas en los tres sitios) se debe a que los cambios en las condiciones ambientales, es decir, los cambios en una estacionalidad climática en ecosistemas acuáticos son el factor más importante que determina la estructura de las comunidades del plancton: riqueza, biomasa total y abundancia (Aranguren-Riaño & Monroy-González, 2014).

En la temporada de lluvias fue donde también se registraron las temperaturas más altas para los tres sitios, y de acuerdo a Yoshida *et al.* (2001), la temperatura es un factor positivo indispensable en la dinámica de las comunidades del zooplancton.

#### 9.4 Cuantificación de metales en agua

De acuerdo a nuestro análisis de cuantificación de las muestras obtenidas de agua de los sitios de estudio, se obtuvo una concentración de 22 µg/L de Cd en La Victoria (Figura 14) en la temporada de lluvias y 7 µg/L de Cd (Figura 15) en la temporada de secas, valores cuya variación de acuerdo con Pacheco Ávila *et al.* (2008), Pacheco Ávila *et al.* (2011), Árcega-Cabrera *et al.* (2015) y Polanco Rodríguez *et al.* (2017), depende de las temporadas y la cantidad de lluvia presente.

Es difícil de conocer el origen del Cd en esta zona, pues no se conocen fuentes puntuales de contaminación, pese a que el Cd es un metal que se encuentra permanente en el sistema hídrico (Polanco Rodríguez, *et al.*, 2017) y de acuerdo a

las variaciones temporales y la persistencia del mismo es probable encontrar variaciones en las concentraciones en los ecosistemas acuáticos en la Península de Yucatán.

Por ejemplo, en el año 2004 en el estado de Yucatán se reportó la presencia del Cd en casi todas las muestras de pozos de suministro de agua potable, donde el 72% de ellas rebasó la NOM-127-SSA1-1994 en municipios ubicados en la frontera con Quintana Roo obteniendo un promedio para la temporada de lluvia de 21 µg/L con valores máximos y mínimos de 200 µg/L y 7 µg/L respectivamente, en 39 pozos, mientras que para la temporada de secas obtuvo un promedio de 18 µg/L con valores máximos y mínimos de 30 µg/L y 12 µg/L respectivamente de 44 pozos (Pacheco Ávila, *et al.*, 2004).

Así mismo, un estudio importante realizado por Kane (2016), donde determinó mediante ICP las concentraciones de Cd y Pb en 11 cenotes de la zona de Puerto Morelos, entre ellos: La Victoria, Verde Lucero y Las Mojarras, reportó concentraciones de hasta 2 µg/L de Cd en los tres sitios.

En nuestros resultados solo se obtuvo una concentración en cada temporada, esta información contrasta con lo reportado por otros autores, además, no podemos determinar en cuál temporada es mayor la concentración del Cd en el agua de estos tres ecosistemas, por lo tanto, se analizaron las concentraciones detectadas en los sitios en diferentes estudios, que se muestran en la Tabla 25.

Tabla 23. Valores de cadmio

Sitio	Lluvias (µg/L)	Secas (µg /L)	Año	Referencia
La Victoria	2	2	2015-2016	Kane, 2016
Verde Lucero	2	2	2015-2016	Kane, 2016
Las Mojarras	2	2	2015-2016	Kane, 2016
La Victoria	ND	39	2018	Alvarado, no publicados
Verde Lucero	ND	18	2018	Alvarado, no publicados

Las Mojarras	ND	45	2018	Alvarado, no publicados
La Victoria	22	7	2018-2019	Este estudio

De manera general, la concentración más elevada del Cd en estos sitios es en la temporada de secas, ya que la temporada de lluvias se ve favorecida por la dilución del acuífero (Pacheco-Ávila, *et al.*, 2011; Árcega-Cabrera, *et al.*, 2015), sin embargo, es importante tomar en cuenta la movilidad que tienen los metales en los ecosistemas acuáticos ya que se pueden encontrar como iones disueltos y complejos, suspensiones, coloides o como sólidos en los sedimentos (Tuna, *et al.*, 2007) y cuando se liberan estos elementos en los cuerpos de agua pueden formar iones permaneciendo como partículas suspendidas o se depositan en los sedimentos que después de fuertes lluvias se resuspenden y están disponibles en la columna de agua (Deliberalli, *et al.*, 2018), por lo que en algunas ocasiones se pueden detectar concentraciones más altas de Cd en lluvias.

Los valores reportados de Cd para La Victoria se encuentran por debajo del valor de la NOM-001-SEMARNAT-1996 la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales bajo dos parámetros, el de protección de vida acuática (200 µg/L) y para zonas de uso recreacional (400 µg/L), por el contrario, si se compara con la NOM-127-SSA1-1994 la que establece los límites permisibles de calidad y tratamiento del agua para su potabilización (5 µg/L) estas concentraciones rebasan el límite máximo permisible, representando un riesgo a la salud humana, solo si el agua es utilizada para uso y consumo humano.

El incremento de metales en agua, es un riesgo para la vida acuática y la salud humana. Sobre todo, si rebasan los límites permitidos por la legislación mexicana. Adicional, a los límites máximos permitidos en agua, existen las pruebas de toxicidad donde se calculan parámetros toxicológicos como los valores CL<sub>50</sub>, que indican una concentración donde se mata al 50% de la población, es decir son valores de referencia para conocer si la concentración de un metal en agua rebaso

o es cercano a un valor de CL<sub>50</sub> para una especie o grupo de zooplancton. Por tal razón, se revisó en literatura valores CL<sub>50</sub> de especies de zooplancton nativas, estos valores de toxicidad reportados se muestran en la Tabla 2. Para el estado de Quintana Roo se reporta en rotíferos y ostrácodos 700 – 3,920 µg/L, respectivamente como valor CL<sub>50</sub> para cadmio.

Las concentraciones reportadas de Cd en el agua comparadas con nuestros resultados y el de otros autores, no llegan a ser peligrosas para que se presente una mortalidad del 50% de la población, pues sus valores son muy altos. No obstante, se conoce que existen efectos adversos a concentraciones menores del CL<sub>50</sub>, por ejemplo, Pérez Yañez & Álvarez Flores (2016) reportan un decremento de la población de *Brachionus cf ibericus* en concentraciones de 1,240 µg/L para Cd y de 1,580 µg/L para Pb siendo su CL<sub>50</sub> de 2,830 y 3,070 µg/L respectivamente.

También se ha observado que el Cd en concentraciones de 300 hasta 1000 µg/L provoca alteraciones morfológicas en *Philodina cf roseola*, y la interrupción del proceso de anhidrobiopsis, reduciendo por lo tanto su población (Pérez Yañez, *et al.* 2019). Sin embargo, para evaluar el efecto a largo plazo en estas comunidades, se requiere realizar estudios de la bioacumulación del Cd y Pb ya que este proceso se lleva a cabo en concentraciones muy bajas.

La presencia de Pb en agua y biota se ha reportado en la zona costera, por ejemplo, estudios como el de Rojas-Mingüer y Morales- Vela (2002) donde encontraron Pb (46.86 µg/g) en hueso de un manatí procedente de la Bahía de Chetumal. Además, Whelan III, *et al.* (2011) detectaron Pb acumulado en pasto marino de *Thalassia testudium* en la zona de arrecifes de Puerto Morelos, en concentraciones desde 0.7 hasta 27.5 µg/g; y Alvarado-Flores *et al.* (2019) reportaron Pb en la composición elemental de la lorica de rotíferos, en dinoflagelados y en peces, siendo este elemento el más reportado para la biota acuática en grupos de zooplancton, fitoplancton y peces de la zona costera, lo que sugiere que el Pb está presente en el litoral costero y que si bien, no es posible detectarlo en agua, solo es posible detectarlo en la biota, coincidiendo con nuestros resultados donde se detectó en cinco organismos diferentes pero no en las muestras de agua.



El hecho de no ser detectado en agua, no significa que no esté presente, ya que los organismos que presentan concentraciones de Pb debieron de haber estado en contacto con este metal. Por lo tanto, este se encuentra biodisponible para la biota acuática y se biomagnifica, pues se ha reportado en diferentes grupos de la cadena trófica (Rubio-Franchini, *et al.*, 2011; Alvarado-Flores, *et al.*, 2019). Esto sugiere que la biota acuática es ideal para ser utilizada como bioindicador de la presencia de Pb en sistemas acuáticos continentales de la Península de Yucatán.

#### 9.5 Cuantificación de metales en biota

Es consistente que, para la biota en la temporada de lluvias el Cd se detectó en los cuatro grupos de zooplancton de Verde Lucero (Tabla 16). En la temporada de secas el Pb solo se detectó en el grupo rotífera y copépoda de La Victoria, mientras que el Cd estuvo presente en los cuatro grupos de zooplancton en los tres sitios de muestreo (Tabla 17).

El grupo en el que se detectó una mayor concentración de Cd fue ostrácoda y copépoda, lo cual, se puede relacionar con la interacción trófica entre estos cuatro grupos. De acuerdo a Elías Gutiérrez, (2008) los rotíferos y cladóceros se alimentan de algas unicelulares, bacterias y detritus siendo filtradores no selectivos, los copépodos se alimentan de varias fuentes como de algas, polen, detritus, bacterias, rotíferos, crustáceos, quironómidos y a veces larvas de pez, mientras que para los ostrácodos su alimentación se considera suspensívora pues se alimentan solo de materia orgánica (detritus) que se encuentra suspendida en la columna del agua o depositada en el fondo donde se encuentran los restos de los demás grupos (Vives & Shmeleva, 2007).

Los ostrácodos se alimentan exclusivamente de detritus y materia orgánica suspendida, poseen valvas que tienen la capacidad de absorber metales pesados debido a que durante la cristalización de la concha (la cual tarda 24 horas en calcificar) es posible que la presencia de metales en el ambiente se refleja en la calcificación, es decir, la deposición de calcio en las valvas de ostrácodos cuando crecen (Palacios-Fest, *et al.*, 2003).

Acorde a lo anterior, se esquematiza un modelo conceptual de interacción trófica, acorde a lo observado en el área de estudio (Figura 17).

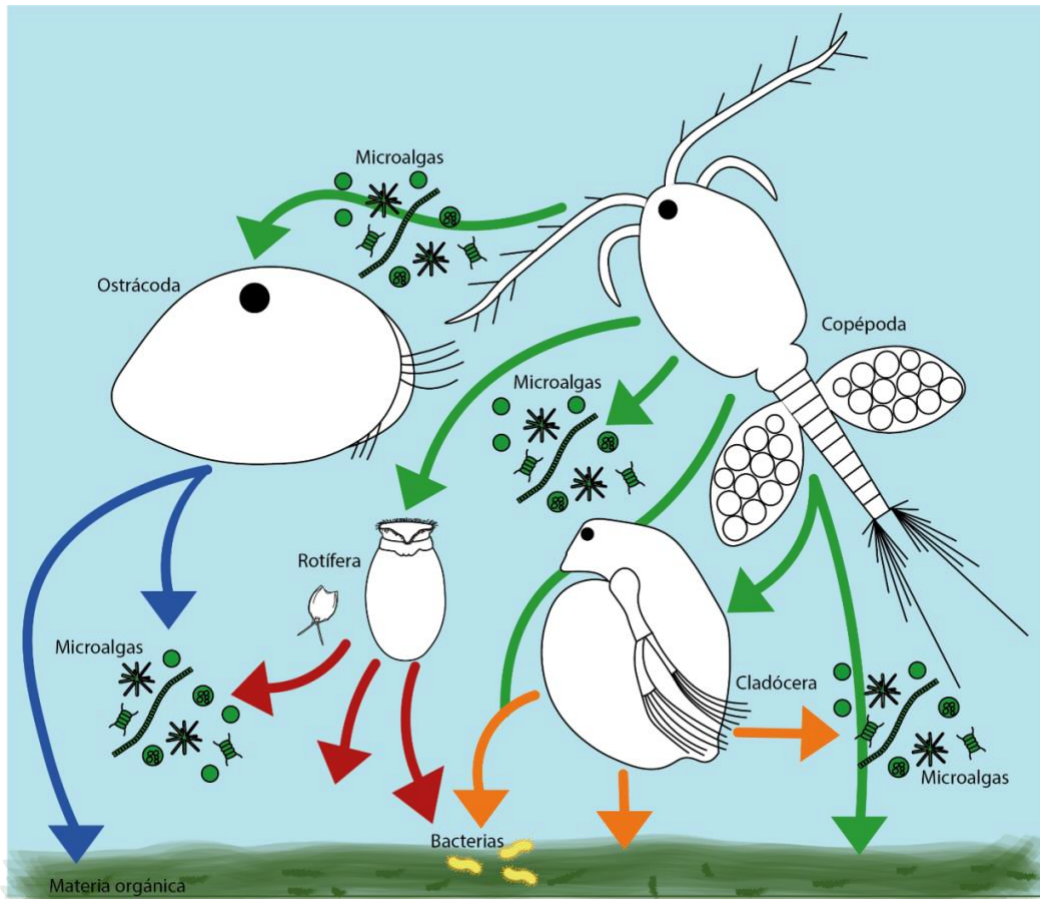


Figura 17. Modelo de la interacción trófica. Elaboración propia utilizando el software Adobe Ilustrador versión 22.1

Con base en nuestros datos, el Pb se detectó en la temporada de secas en La Victoria en los grupos rotífera y copépoda, presentándose una mayor concentración en el grupo copépoda (Tabla 17). Debido a que los copépodos se alimentan de los rotíferos *Polyarthra vulgaris*, *Brachionus patulus* y *Trichocerca stylata*, las cuales poseen una cutícula suave y son de menor tamaño, y además fueron las especies con baja abundancia en los sitios de estudio, pero con concentraciones altas de Pb. Se concluye esto, con base en que la otra especie de rotífero presente con gran abundancia fue *Keratella americana*, la cual de acuerdo a su morfología cuenta con espinas y una cutícula muy fuerte, no es alimento de los copépodos.

Encontrar Pb en estos organismos coincide con lo reportado por Alvarado-Flores *et al.* (2019) donde se detectó en *Brachionus*, *Lecane* y *Keratella*, siendo los principales acumuladores de Pb en Quintana Roo.

Es importante mencionar que los animales que presentan exoesqueletos o concha tienen la capacidad de acumular altas concentraciones de Pb ya que este tiende seguir las vías bioquímicas del calcio desarrollando una alta eficiencia de asimilación, por lo tanto, y como regla general, los organismos con valvas de calcio tiene a tener altas concentraciones de Pb, como los copépodos y ostrácodos (Walker, *et al.*, 2012).

#### 9.6 Relación de Cd en agua y biota

En nuestros resultados hubo sitios donde se detectó la concentración del metal en el agua pero no en la biota, esto podría ser debido al tiempo de exposición del metal (Tchounwou, *et al.*, 2014; Landis & Yu, 2018). Es decir, solo se detectó Cd en la tercera salida de campo por lo tanto la presencia del Cd no fue constante y es probable que no exista bioacumulación en este periodo. La segunda posibilidad es la cantidad del metal que llega a el cuerpo de agua (Tchounwou, *et al.*, 2014; Landis & Yu, 2018), es decir, la concentración del Cd podría haber sido muy baja para ser detectada por los métodos analíticos.

Tchounwou *et al.* (2014) también menciona, que existen factores como la biodisponibilidad del metal, las características que tienen las especies expuestas (adaptación bioquímica y fisiológica) y la interacción en la cadena trófica para que un metal puede ser bioacumulado. Por lo que estos factores pudieron haber influido para que no se haya bioacumulado el metal.

En el caso contrario, en algunos sitios donde se detectó la concentración del metal en la biota, pero no en el agua, como en la temporada de lluvias de Verde Lucero, y en la temporada de secas en los tres sitios.

La concentración de Cd en el agua y en la biota es variable, y está en función de factores ambientales y biológicos, pero otro factor importante es el analítico, es

decir, el límite de detección del equipo (ICP), que en el caso del Cd fue de 6 µg/L y del Pb fue de 3.6 µg/L, por lo cual, no se puede saber si se presentaron concentraciones menores a estos valores en el agua y que no pudieron ser detectadas.

En la temporada de lluvias en Verde Lucero se detectó el Cd en las dos últimas salidas de campo de la temporada (28 de septiembre y 26 de octubre del 2018) en las que había aproximadamente un mes de diferencia, y en la temporada de secas en los tres sitios se detectó el metal en las tres salidas de campo (21 de marzo hasta el 11 de abril), mientras que el Pb en La Victoria se cuantificó en la primera y última visita lo que nos indica que las especies se encontraron en contacto con el metal durante ese tiempo.

Se puede puntualizar que la concentración del metal fue menor a los límites de detección de la técnica analítica utilizada pero la persistencia, el tiempo de contacto y el tiempo de exposición para los organismos fue largo permitiendo que estos bioacumularan el metal.

Finalmente, es importante mencionar que se observó una relación entre la abundancia y la concentración que se detectó en la biota pues en Verde Lucero en lluvias, el grupo rotífera tuvo una abundancia de 1,330 ind/L, cladóceros 942 ind/L, copépodos 1,077 ind/L y ostrácodos 3 ind/L (Tabla 9) y en la temporada de secas en todas las muestras de biota se detectó cadmio, es decir, en todos los organismos colectados, mostrando que posiblemente al existir una gran abundancia el metal se encuentre distribuido en la biota acuática.

#### 9.7 Factores de bioacumulación

Como lo menciona Walker *et al.* (2012) para obtener los factores de bioacumulación (FBA) es necesario dividir la concentración del metal en la biota entre la concentración del metal en el agua. La Victoria fue el único sitio que en temporada de secas se detectó Cd en las dos matrices.

En la Tabla 21, se muestran los factores de bioacumulación para los tres grupos de

zooplancton, rotífera, copépoda y ostrácoda, el grupo rotífera fue el que presentó factores de bioacumulación elevados. Los FBA más altos dentro del grupo rotífera se obtuvieron de *Brachionus havanaensis* y *B. patulus* además, las mismas especies de *Brachionus* fueron las que presentaron una mayor concentración de Cd en el organismo (Tabla 19).

En otros organismos es común que la asimilación del Cd sea rápida y se excrete lento causando intoxicación de manera rápida (Walker, *et al.*, 2012), sin embargo, para este género sucede lo contrario, presentan una alta tasa de excreción permitiendo concentraciones altas del metal, donde entra en rutas metabólicas o se queda almacenado permitiendo alcanzar el límite máximo de asimilación (Rainbow & Luoma, 2011). Alvarado-Flores *et al.* (2017) determinó que el género *Brachionus* es más tolerante al Pb que el género *Lecane* ya que sus mecanismos de desintoxicación son mejores, aunque para este estudio no se pudieron obtener los factores de bioacumulación para el Pb, el género *Brachionus* fue el que concentró en mayor cantidad este metal. Por esto, podemos asumir que el género *Brachionus* es el que tiene una mayor tolerancia a estos metales en comparación a las demás especies.

Alvarado-Flores *et al.* (2019) señala que el Pb se bioacumula en rotíferos, pero no el Cd. Sus resultados no coinciden con los nuestros ya que sí detectamos concentración de Cd en rotíferos, sin embargo, esto se puede explicar ya que, la cuantificación de metales que realizaron fue mediante rayos x, los cuales tienen un rango de penetración de 1000 nm es decir, solo se cuantificó los metales que se encuentran en la lorica de los organismos detectando el Pb, que sigue las rutas de bioquímicas del Ca, mientras que el Cd, sigue las rutas bioquímicas del Zn.

Esto quiere decir, que la lorica de los rotíferos está conformada por diferentes elementos esenciales como C, Al, Si y Ca (Alvarado-Flores, *et al.*, 2012), por lo que, el Pb sustituye al Ca, siguiendo las mismas vías bioquímicas explicando esto, la gran capacidad de asimilación al Pb y las altas concentraciones que se pueden encontrar en los organismos con sistema calcáreo (Walker, *et al.*, 2012).

En este trabajo se cuantifico la presencia del metal en todo el organismo, no solo en la lorica, razón por la cual los resultados de este reporte y el de Alvarado-Flores, *et al.* (2019) difieren en cuanto a la presencia de estos elementos y no pueden ser comparables en su totalidad. Con esta metodología sí podemos afirmar que los rotíferos bioacumulan Cd y este se almacena en todo el organismo, mientras que el Pb tiene la capacidad de ser absorbido por células epiteliales del sistema digestivo con alta actividad enzimática, concentrándose en el mástax, estómago y en la lorica debido a sus propiedades químicas (Alvarado-Flores, *et al.*, 2012).

En la Tabla 24 se muestran los factores de bioconcentración y bioacumulación que se han reportado para Cd y Pb, mostrando solo un valor para Cd de *Mastigodiatomus alburquerqueensis* el cual corresponde a un copépodo, mientras que los demás valores son para el Pb en tres especies de rotíferos, *Brachionus calyciflorus*, *Asplanchna brighwellii* y *A. priodonta*. El hecho de que *Brachionus calyciflorus* presenta un FBC más bajo que el género *Asplanchna* debido a que, *Asplanchna* es un organismo depredador, es decir, se puede alimentar de otros rotíferos e incluso de otros grupos como cladóceros, esto lo menciona Rubio-Franchini *et al.* (2008) donde encontraron a *Moina micrura* en el interior de *A. brighwellii*, y que una vez que este cladóceros es expuesto al Pb y después se da como alimento a *A. brighwellii* su FBC se incrementa 13 veces más el FBA (Rubio-Franchini & Rico-Martínez, 2011).

Tabla 24. FBC y FBA en zooplancton con Cd y Pb

<b>Especies</b>	<b>Factor y valor</b>	<b>n</b>	<b>Metal</b>	<b>Referencia</b>
<i>Brachionus calyciflorus</i>	FBC = 115.7		Pb	Alvarado-Flores <i>et al.</i> , 2012
<i>Asplanchna brighwellii</i>	FBC = 49 344	4	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2008
<i>Daphnia similis</i>	FBC = 9022	10	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2008
<i>Cyclopoid</i>	FBC = 285	6	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2008
<i>Moina micrura</i>	FBC = 8046	15	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2008
<i>Ostracodo</i>	FBC = 100	2	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2008
<i>Asplanchna priodonta</i>	FBA = 62.82	1	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016

<i>Bosmina huarensis</i>	FBA = 500	2	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Bosmina longirostris</i>	FBA = 500	1	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Cerodaphnia dubia</i>	FBA = 5000	1	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Daphnia ambigua</i>	FBA = 3183.26		Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Daphnia laevis</i>	FBA = 1121	1	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Diaphanosoma birgii</i>	FBA = 117.77	1	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Leptodiptomus sicilis hembra</i>	FBA = 499.99	1	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Mastigodiptomus alburquerqueensis male</i>	FBA = 499.9425	4	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Mastigodiptomus alburquerqueensis female</i>	FBA = 163.7268	3	Pb	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016
<i>Mastigodiptomus alburquerqueensis female</i>	FBA = 499.80	1	Cd	Rubio-Franchini <i>et al.</i> , 2016

\*FBC= Factor de bioconcentración, FBA= Factor de bioacumulación

De acuerdo a la tabla 20, *Cypridopsis vidua*, obtuvo un FBA de 466 y un FBC de 0.83 en 24 h, lo que nos indica que la fuente de exposición del Cd a la biota no solo se encuentra en el medio donde esté, sino en otros factores. Hay que tener en cuenta que al obtener a estos organismos se desconoce: 1) la edad, la etapa reproductiva que se encuentra y por lo tanto 2) el tiempo de exposición que tiene con el metal, 3) la alimentación de cada organismo ya que es posible que acumule el metal, 4) la migración vertical u horizontal de cada organismo en la columna del agua, pues al estar en contacto con el sedimento (lugar donde no se conoce la concentración del metal) podría aumentar la fuente de exposición en el organismo. Estos son algunos de los factores que pueden intervenir y que se desconocen al realizar estudios de bioacumulación.

#### 9.8 Correlación de FBA contra concentración de exposición

De acuerdo a DeForest, *et al.*, (2007), la bioacumulación está inversamente relacionada con la concentración de exposición, comparando en su estudio los FBA contra ocho diferentes metales pesados, (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Se y Zn) demostrando que entre mayor es la concentración del elemento en el agua los FBA disminuyen y viceversa. (Figura 20).

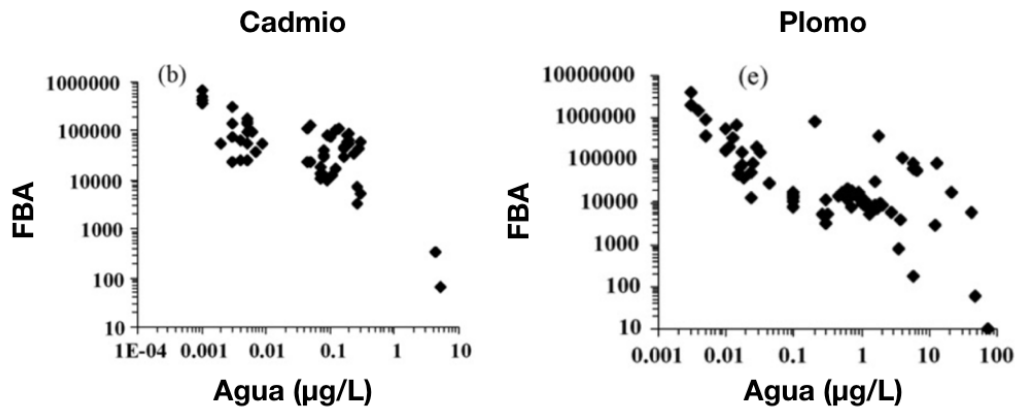


Figura 18. Relación FBA vs concentración de metal en agua (b) Cd, (e) Pb, gráficas tomadas de DeForest, *et al.*, 2007

Como se observa en las figuras 14 y 15, presentan el mismo comportamiento entre ellas y también con lo mencionado por DeForest, *et al.*, 2007, al aumentar la concentración en el agua los factores de bioacumulación disminuyen y viceversa.

De acuerdo a Rainbow & Luoma (2011), los metales son tóxicos para los organismos cuando su biodisponibilidad total alcanza el umbral, el cual varía entre organismo y tóxico, y cuando la tasa de absorción de un metal excede las tasas combinadas de excreción y desintoxicación, pues al ingresar el metal en el cuerpo del invertebrado desde cualquiera de las vías de absorción, este se encuentra disponible, pero, en poco tiempo necesitaría excretarse o desintoxicarse para no provocar un efecto tóxico (Walker, *et al.*, 2012). Esto nos ayuda a entender por qué cuando es menor la concentración en la que están expuestos los organismos son mayores los factores de bioacumulación, ya que, al ser tan baja la concentración en el agua no excede el umbral de asimilación del organismo y la desintoxicación es más rápida que la absorción; en cambio, si el organismo se encuentra expuesto a altas concentraciones del metal en el agua, la absorción será mayor y más rápida que la excreción y desintoxicación superando el umbral del organismo y provocando un efecto tóxico en él (Rainbow & Luoma, 2011).

En las figuras 12 y 13 existe un punto en las gráficas donde la bioacumulación se vuelve constante y se puede marcar como el inicio de la toxicidad, pareciéndose a



un valor de umbral, en donde se indica el riesgo de toxicidad, pese a que este valor es diferente ya que depende de la concentración corporal total acumulada, entre especies, y en diferentes circunstancias (Rainbow & Luoma, 2011). Además de que, la relación entre las concentraciones acumuladas y la toxicidad del metal, son procesos de velocidad y no de concentraciones acumuladas totales del metal, lo que determina la aparición de efectos tóxicos en un organismo expuesto a metales (Rainbow, 2007).

### 9.9 Implicaciones ecológicas

Diversos autores como Sarma, *et al.* (2006), Alvarado-Flores (2014), Pérez-Yañez, *et al.* (2019), mencionan que es importante considerar efectos a concentraciones menores de la concentración letal donde muere el 50% de su población, ya que no es común encontrar valores tan elevados en el ambiente, sin embargo, es más probable detectar concentraciones menores en los cuerpos acuáticos, los cuales producen efectos adversos como el crecimiento poblacional, alteración en ciclos reproductivos, disminución en la riqueza y abundancia de las especies, biomagnificación, entre otras.

El CL<sub>50</sub> de *Brachionus patulus* para el Cd es de 95 µg/L donde a 20 días la población se encontraba entre 110 a 120 ind/L, pero se observó que a concentraciones de 22.5 µg/L en 20 días la población alcanzaba entre 5 a 10 ind/L, por lo que se comprueba una disminución en el crecimiento poblacional de esta especie con Cd (Sarma, *et al.*, 2006). La CE<sub>50</sub> de *B. calyciflorus* es de 75 µg/L para Pb, pero a concentraciones de 10 µg/L ya se mostraban efectos en el ciclo reproductivo como un efecto en la cópula, decreció en la producción de huevos partenogenéticos, en la producción de huevos de machos y en la producción de quistes los cuales presentaban problemas para eclosionar. Cabe resaltar que la reproducción está en función de condiciones medioambientales, sin embargo, al presentarse concentraciones bajas de Pb se empieza a presentar efectos adversos y posible pérdida de la especie (Alvarado-Flores, *et al.*, 2014). El CL<sub>50</sub> de *Philodina roseola* es de 700 µg/L sin embargo en concentraciones de 300 hasta 1000 µg/L el Cd provoca alteraciones morfológicas y la interrupción del proceso de anhidrobiopsis,

reduciendo su población (Pérez Yañez, *et al.* 2019).

En este estudio, en la temporada de secas, en La Victoria (Figura 21), el rotífero *Keratella americana* mostró un aumento de abundancia en las dos primeras colectas (42.46 ind/L y 48.65 ind/L respectivamente) donde, al presentarse Cd (7 µg/L) en la última colecta la abundancia disminuyó (8.89 ind/L).

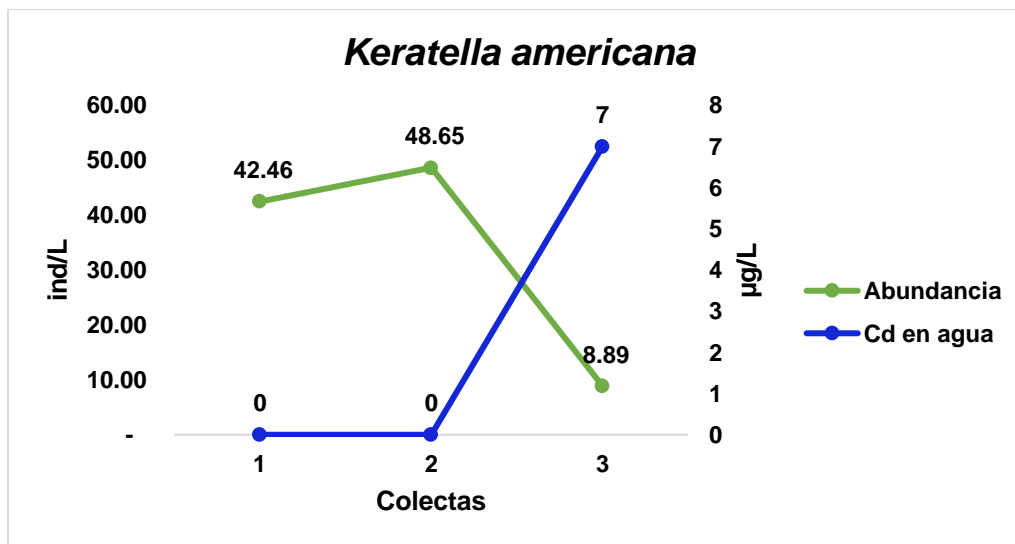


Figura 19. Relación abundancia y concentración de exposición del Cd en *Keratella americana* de La Victoria

Ocurriendo lo mismo en el nauplio de copépoda (Figura 22), ya que en las primeras colectas la abundancia fue en aumento (30.56 ind/L y 39.35 ind/L respectivamente), hasta la tercera colecta donde se presentó la misma concentración de Cd y una disminución en la abundancia (30.09 ind/L).

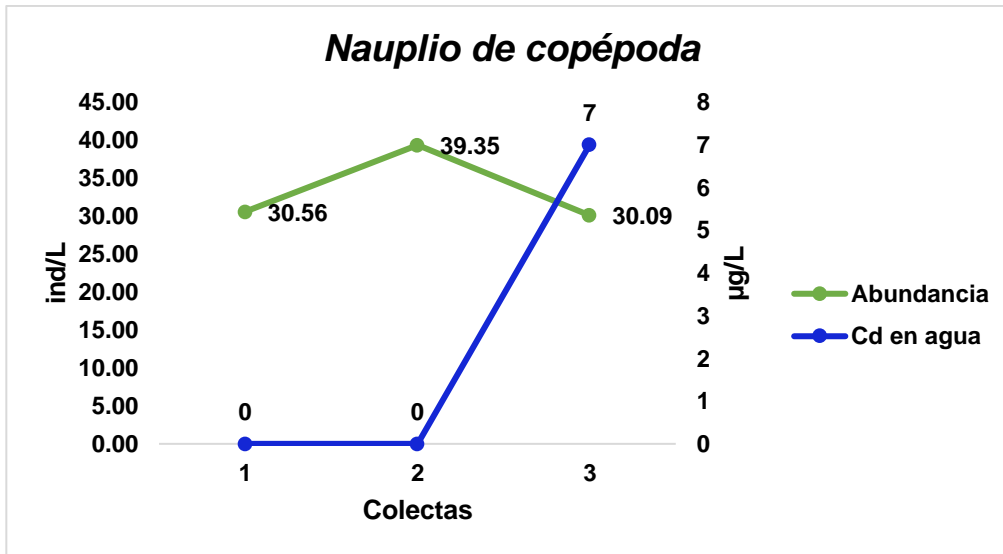


Figura 20. Relación abundancia y concentración de exposición del Cd en *Nauplio de copépoda* de La Victoria

Otra de las implicaciones ecológicas que se observadas fue que al presentarse bioacumulación, la probabilidad de la biomagnificación cada vez es mayor, aunque este parámetro que no pudo ser comprobado, la riqueza, abundancia y concentración en los organismos nos ayudó a entender porque los copépodos (organismo depredador) y ostrácodos bioacumulan más que los rotíferos.

En Verde Lucero, en el grupo rotífera solo se presentaron tres especies siendo *K. americana* la más dominante, esto debido a la presencia de espinas y una cutícula muy fuerte, lo cual, la hace que sea difícil de devorar por los copépodos, permitiendo que la abundancia de esta especie aumente, por el contrario, *P. roseola* y *A. fissa* presentan una cutícula suave y son de menor tamaño, permitiéndoles ser presa fácil, reflejándose esto en su baja abundancia. Al no contarse con suficientes individuos para realizar la cuantificación en estas dos especies, no se conoce la concentración exacta de Cd que pudieron bioacumular y biomagnificar a los copépodos y ostrácodos siendo su principal fuente de alimento (Figura 21).

De acuerdo a Han, *et al.* (2020), la superficie de las algas presenta grupos funcionales principales (hidroxilo, carboxilato, sulfato y fosfato) que pueden absorber metales pesados. Donde la pared celular de las algas es rica en ácido

algínico, la cual contiene una alta capacidad de absorción de metales pesados. Por lo que, además del contacto directo del metal en el agua, la ingesta de microalgas es la principal causa de aumento de la concentración de Cd en rotíferos y cladóceros ya que es su principal fuente de alimento.

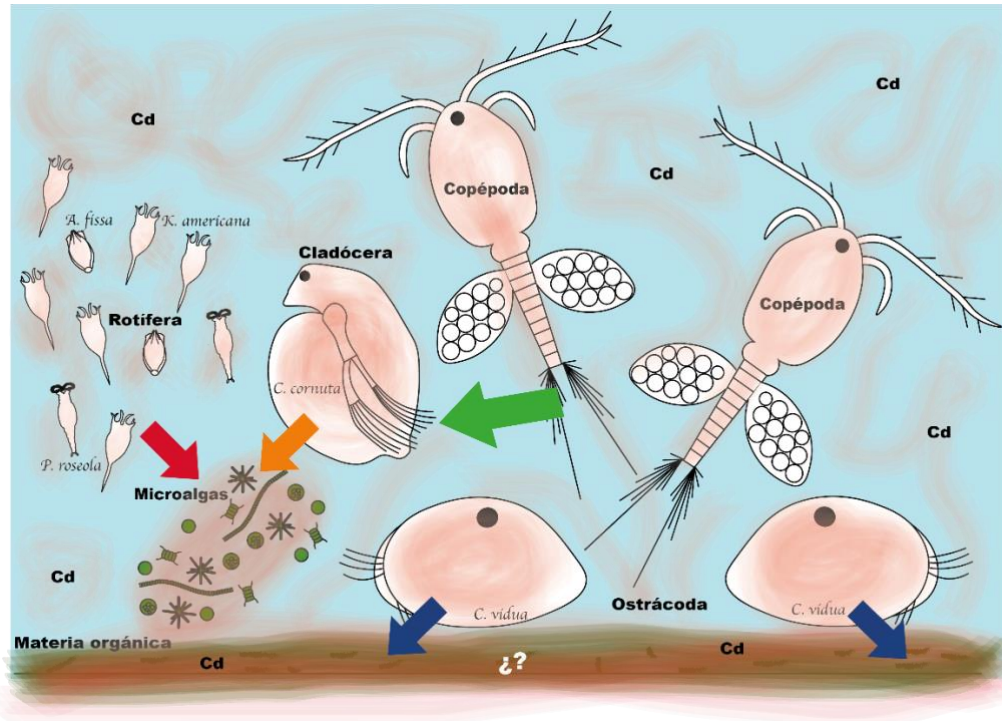


Figura 21. Interacción del Cd en la cadena trófica. Elaboración propia utilizando el software Adobe Illustrator versión 22.1

## 10.CONCLUSIONES

La cuantificación de Cd y Pb en la biota zooplanctónica es importante debido a que nos permite entender la distribución del metal en el cuerpo del agua, ya que, no se detectó de forma consistente metales en el agua, en el momento de la toma de muestra, pero el hecho de que se cuantificó en la biota, nos indican que el metal se

encuentra (tal vez a concentraciones muy bajas que no fueron posible de detectar por el equipo), en consecuencia el metal se encontraba en los tres sitios de muestreo, por lo tanto, el presente trabajo resalta como primera opción utilizar el zooplancton como indicador biológico de la calidad del agua, seguido de la cuantificación analítica en agua.

De manera general, lo que se reporta en el presente trabajo con el conocimiento acerca de la contaminación por metales pesados en la Península de Yucatán en la zona norte de Quintana Roo, reafirma la importancia de conocer su actual estado y los posibles riesgos para la biota zooplanctónica.

La Victoria presentó concentraciones de Cd que están por encima de los valores permitidos por la NOM-127-SSA1-1994, en dos temporadas de estudio, razón por la cual se debe incrementarse su monitoreo, para establecer si el agua es apta para consumo humano o recreativo.

La biota presento concentraciones de Cd y Pb en diversos escenarios. Indicando de manera indirecta la presencia de Cd en agua, al presentarse únicamente en la biota en la temporada de lluvias en Verde Lucero. Por otra parte, en la temporada de secas, el Cd se detecto en toda la biota presente de los tres cuerpos de agua, mientras que el Pb solo se detectó en La Victoria

Se obtuvo el FBA en cinco especies de rotíferos, un copépodo y un ostrácodo. Siendo el género *Brachionus* el que tiene un mayor FBA ya que presenta mecanismos de desintoxicación mejores y más rápidos comparando con las demás especies.

Los FBA son más altos que los FBC, demostrando que la fuente de exposición no solo se encuentra en el medio donde se encuentre si no en factores difíciles de cuantificar en condiciones de campo como la concentración de exposición, tiempo de exposición al metal o edad reproductiva, entre otras.

Los FBA están inversamente relacionados con la concentración de exposición, demostrando que entre mayor es la concentración del elemento en el agua los FBA

disminuyen y viceversa.

Se presentó una variación temporal en la concentración de metal en agua ya que no en todas las colectas se cuantificó, mostrando a su vez, que la bioacumulación se encuentre en relación a estas variaciones. Es decir, se obtendrán FBA siempre y cuando se presenten concentraciones de exposición en el agua.

Los resultados de este estudio nos indican que cuando las concentraciones del metal sean bajas las especies bioacumularán más, sugiriendo que las concentraciones bajas del metal en el agua presentan un riesgo mayor en los organismos.

Presentar concentraciones bajas de metal en el agua juegan un papel ecológico importante ya que, podría provocar que el ciclo reproductivo de los organismos se vea afectando causando pérdida de riqueza, una abundancia menor y la posible biomagnificación, parámetro que no pudo ser comprobado.

Finalmente se demostró que la bioacumulación de metales ocurre a concentraciones bajas, aunque, no son detectables por el equipo se pueden detectar utilizando bioindicadores como el zooplancton.

## 11. REFERENCIAS

ATSDR, 2016. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Alvarado-Flores, J., Andrade-Canto, S. B., Caballero-Vázquez, J. A. & Almazán-Becerril, A. (2019) "X-ray microanalysis of northeastern Quintana Roo aquatic biota, Mexico: evidence of hazard metals presence" *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(4), pp. 654-664.

Alvarado-Flores, J. & Rico-Martínez, R. (2017) "Bioconcentration of Lead and x-ray Microanalysis with SEM in the Freshwater Rotifer *Lecane quadridentata* (Rotifera: Monogononta)" *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(6), pp. 1-4.

Alvarado-Flores, J., Rico-Martínez, R., Ventura-Juárez, J., Silva-Briano, M., & Rubio-Franchini, I. (2012) "Bioconcentration and localization of lead in the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas 1677 (Rotifera: Monogononta)" *Aquatic toxicology*, 109, pp. 127-132.

Ambedkar, G. & Muniyan, M. (2011) "Bioaccumulation of some Heavy Metals in the selected five freshwater fish from Kollidam River, Tamilnadu, India" *Advances in Applied Science Research*, 2(5), pp. 221-225.

Aranguren-Riaño, N. J. & Monroy-González, J. D. (2014) "Respuestas del zooplancton en un sistema tropical (embalse La Chapa, Colombia) con alta tensión ambiental" *Acta Biológica Colombia*, 19(2), pp. 281-290.

Arcega-Cabrera, F., Garza-Pérez, R., Noreña-Barroso, E. & Ocegüera-Vargas, I. (2015) "Impacts of Geochemical and Environmental Factors on Seasonal Variation of Heavy Metals in a Coastal Lagoon Yucatán, México" *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94, pp. 58-65.

Arnauđova, D., & Sapundzhiev, E. (2012) "Cadmium bioaccumulation in kidneys of freshwater fishes from Kardzhali and Studen Kladenets dams" *Acta morphologica et anthropologica*, pp. 20-24

Arroyo Castro, J. (2015) "Estudio comparativo limnético en dos sistemas acúaticos de Cozumel, durante la interfase de épocas climáticas (lluvias, nortes y secas) 2012-2013" *Tesis de Licenciatura, Universidad de Quintana Roo*, Cozumel, Quintana Roo.

Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B. R. N., Charvert, G., Marín, L. E., Rebolledo-Vieyra, M., & Merediz-Alonso, G. (2011) "Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico" *Hydrogeology*, 19, pp. 507-524.

Buchman, M. (2008). *NOAA Screening Quick Reference Tables*, Seattle, WA: s.n.  
Cervantes-Martínez, A., Mazeta-Barrera, M. y Gutiérrez-Aguirre, M. A. (2009) "Limnología básica del lago cárstico turístico Cenote Azul en Quintana Roo, México" *Hidrobiológica*, 19(2), pp. 177-180.

Cejudo, E., Acosta-González, G., Ortega-Camacho, D. & Tun-Rosado, G. (2020). Changes in the hydrochemistry of a karstic lake in Yucatan, Mexico. *Environmental Earth Sciences* 79, 98.

Cervantes-Martínez, A., 2005. Análisis limnológicos de dos sistemas cársticos (cenotes) de la Península de Yucatán con énfasis en la variación espacial y temporal del zooplancton. *Tesis Doctoral*, p. 171.

Chapman, P. M. (2007) "Determining when contamination is pollution-Weight of evidence determinations for sediments and effluents" *Environment International*, 33, pp. 492-501.

Cresswell, T., Simpson, S. L., Mazumder, D., Callaghan, P. D., & Nguyen, A. P. (2015) "Bioaccumulation kinetics and organ distribution of cadmium and zinc in the freshwater decapod crustacean *Macrobrachium australiense*" *Environmental Science & Technology*, pp. 1-25.



Cresswell, T., Smith, R. E. W., Nugegoda, D., & Simpson, S. L. (2014a) "Comparing trace metal bioaccumulation characteristics of three freshwater decapods of the genus *Macrobrachium*" *Aquatic Toxicology*, 152, pp. 256-263.

Cresswell, T., Simpson, S. L., Smith, R. E. W., Nugegoda, D., Mazumder, D., & Twining, J. (2014b) "Bioaccumulation and retention kinetics of cadmium in the freshwater decapod *Macrobrachium australiense*" *Aquatic Toxicology*, 148, pp. 174-183.

Dahms, H., Hagiwara, A. & Lee, J. (2011) "Ecotoxicology, ecophysiology, and mechanistic studies with rotifers" *Aquatic Toxicology*, 101, pp. 1-12.

DeForest, D. K., Brix, K. V. & Adams, W. J. (2007) "Assesing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration" *Aquatic Toxicology*, 84, pp. 236-246.

Dumont, H. J., Van de Velde, I. & Dumont, S. (1975) "The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepoda and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters" *Oecologia*, 19, pp. 75-97

Ebrahimpour, M., Pourkhabbaz, A., Baramaki, R., Babaei, H. & Rezai, M. (2011) "Bioaccumulation of Heavy Metals in Freshwater Fish Species, Anzali, Iran" *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87, pp. 386-392.

Elías Gutiérrez, M. (2008) "*Estudio comparativo del zooplancton en dos regiones de México*" México D. F. Informe Final SNIB-CONABIO proyecto No. AS019.

Elías Gutiérrez, M., Suárez Morales, E., Gutiérrez Aguirre, M.A., Silva Briano, M., Granados Ramírez, J. G. & Garfias Espejo, T. (2008). *CLADÓCERA Y COPÉPODA DE LAS AGUAS CONTINENTALES DE MÉXICO*. Estado de México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Elías Gutiérrez, M. & Montes Ortiz, L. (2018) “Estado actual del conocimiento de la diversidad del zooplancton (invertebrados) de agua dulce de la Península de Yucatán, utilizando la taxonomía integrativa” *Teoría y Praxis*, 25, pp. 31-48.

Franco-Gordo, C., Ambriz-Arreola, I., Rose Kozak, E., Gómez-Gutiérrez, J., Plascencia-Palomera, V., Godínez-Domínguez, E., & Hinojosa-Larios, A. (2015) “Seasonal succession of zooplankton taxonomic group assemblages in surface waters of Bahía de Navidad, Mexico (November 2010 - December 2011)” *Hidrobiológica*, 25(3), pp. 335-345.

Guevara, C. A. (2012). *Universidad virtual del estado de Guanajuato*. [En línea] Available at: <http://roa.uveg.edu.mx/repositorio/bachillerato/170/Clasificandoloselementosquimicos.pdf>

Gómez-Márquez, J., Peña-Mendoza, B., Guzmán-Santiago, J. & Gallardo-Pineda, V. (2013) “Comparación, abundancia del zooplancton y calidad del agua en un microreservorio en el estado de Morelos” *Hidrobiológica*, 23(2), pp. 227-240.

Guner, U. (2010) “Cadmium Bioaccumulation and Depuration by Freshwater Crayfish, *Astacus leptodactylus*” *Ekoloji*, 19, pp. 23-28.

Hawryshyn, C. W. & Mackay, W. C. (1979) “Toxicity and tissue uptake of methylmercury administered intraperitoneally to rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson)” *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 23, pp. 79-86.

Han, T-W., Tseng, C-C., Cai, M., Chen, K., Cheng, S-Y., & Wang, J. (2020). Effects of cadmium on bioaccumulation, bioabsorption, and photosynthesis in *Sarcodia suaiae*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, pp.1294.

Hernández-Ruiz, E., Alvarado-Flores, J., Rubio-Franchini, I., Ventura-Juárez, J. & Rico-Martínez, R. (2016) "Adverse effects and bioconcentration of chromium in two freshwater rotifer species" *Chemosphere*, 158, pp. 107-115.

Kane, K. (2016). Impacts of tourism on water quality in Quintana Roo, México. Department of Geology and Environmental Geosciences, Northern Illinois University.

Kaoud, H. A., & Eldahshan, A. R. (2010) "Bioaccumulation of cadmium in the fresh water prawn *Macrobrachium rosenbergii*" *Nature and Science*, 8(4), pp.157-168.

Kegley, S., Orme, S. & Choi, A. (2010) *PAN Pesticide DataBase, Pesticide Action Network, North America. San Francisco, CA, USA..* [En línea] Available at: <http://www.pesticideinfo.org>. [Último acceso: 2011].

Kotila, P. M. & Hinsenhoff, W. L. (1978) "Effects of antimycin on stream insects" *Water Resources Center, University of Wisconsin, Madison* .

Koste, W. (1978) "*Rotatoria*" En: Die Radertiere Mitteleuropas, Bortjtraeger, Berlin, 673 pp.

Landis, W. G. & Yu, M.-H. (2018) "*Environmental Toxicology*". 5ta ed. Washington, D.C.: Lewis Publishers.

Maldonado Vega, M. (2009) "Toxicología de los metales" En: *Toxicología Ambiental*. Aguascalientes(Aguascalientes): Departamento Editorial de la Universidad Autónoma de Aguascalientes.

Malik, N., Biswas, A. K., Qureshi, T. A., Borana, K., & Virha, R. (2010) "Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal" *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, pp. 267-276.

Marín, L. E., Steinich, B., Pacheco, J. & Escolero, O. A. (2000) "Hydrogeology of a contaminated sole-source karst aquifer, Mérida, Yucatán, Mexico" *Geofísica Internacional*, 39(4), pp. 359-365.

Martínez Jerónimo, F. (2009) "Ecotoxicología acuática" En: A. R. F. J. Juárez, ed. *TOXICOLOGÍA AMBIENTAL*. Aguascalientes: Departamento Editorial de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, p. 395.

Medina-Elizalde, M., Gold-Bouchot, G. & Ceja-Moreno, V. (2002) "Lead contamination in the Mexican Caribbean recorded by the coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander)" *Marine Pollution Bulletin*, 44, pp. 421-431.

Mejía, J., Sánchez-Armass, S., Santos-Medrano, G. E., González-Amaro, R., Razo-Soto, I., Rico-Martínez, R., & Díaz-Barriga, F. (2009) "Effect of coexposure to DDT and manganese on freshwater invertebrates: Pore water from contaminated rivers and laboratory studies" *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(8), pp. 2037-2044.

Nandini, S., Merino-Ibarra, M. & Sarma, S. (2008) "Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Reserv" Manage*, 24, pp. 321-330.

Nandini, S., Chaparro Herrera, D. J., Cárdenas Arriola, S. L. & Sarma, S. (2007) "Population growth of *Brachionus macracanthus* (Rotifera) in relation to cadmium toxicity: Influence of algal (*Chlorella vulgaris*) density" *Journal of Environmental Science and Health*, 42, pp. 1467-1472.

Nava Ruiz, C. (2011) "Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio)" *Arch Neurociencia*, pp. 140-147.

Pacheco Ávila, J., Cabrera Sansores, A., Barcelo Quintal, M., Alcocer Can L., & Pacheco Perera, M. (2011) "Environmental study on Cadmium in Groundwater in

Yucatán” *Hexagon Series on Human and Environmental Security and Peace*, 7(0), p. 509.

Pacheco Ávila, J., Cabrera Sansores, A. & Pérez Ceballos, R. (2004) “Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México” *Ingeniería*, 8(2), pp. 165-179.

Palacios-Fest, M. R., Park L. E., González Porta, J., Palacios Fest, M. R., & George, R. (2003) “Química de conchas de ostrácodos: una alternativa para medir la contaminación por metales en sistemas acuáticos” *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 20(2), pp. 139-152.

Pérez-Legaspi, I. A. & Rico-Martínez, R. (2001) “Acute toxicity tests on three species of the genus *Lecane* (Rotifera: Monogononta)” *Hydrobiología*, 446/447, pp. 375-381.

Pérez Yañez, D., Soriano-Martínez, D. R., Damian-Ku, M. E., Cejudo-Espinosa, E., & Alvarado-Flores, J. (2019). Cadmium and morphological alterations in the rotifer *Philodina cf. roseola* (Bdelloidea: Philodinidae) and the worm *Aelosoma hemprichi* (Annelida: Aeolosomatidae). *Revista Biología Tropical*, 67(6): 1406-1417.

Pérez Yañez, D. & Alvarado Flores, J. (2016). Toxicidad aguda de cadmio, plomo y cromo en el complejo de especies *Brachionus plicatilis*. Tesis Universidad Politécnica de Quintana Roo, Cancún, Quintana Roo

Polanco Rodríguez, Á., Árcega Cabrera, F., Araujo León, J. A. & Ocegüera Vargas, I. (2017) “Perspectivas de la contaminación del acuífero en Yucatán, México: plaguicidas y metales pesados” En: Y. M. Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, ed. *Las ciencias biomédicas y las sociales: abriendo brecha en la Península de Yucatán 40 años después*. Mérida(Yucatán): SECRETARÍA GENERAL.

Rainbow, P. S. & Luoma, S. N. (2011) "Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates-Modelling zinc in crustaceans" *Aquatic Toxicology*, 101(1), pp. 455-465.

Rainbow, P. S. (2007) "Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity" *Environment international*, 33, pp.576-582.

Ramírez, A. (2002) "Toxicología del cadmio" *Redalyc*, 63, pp. 51-64.

Reid, J. W. (1986) "*Some usually overlooked cryptic copepod habitats*" Ottawa, Canada, Syllogeus, pp. 594-598.

Ricci, C. & Balsamo, M. (2000) "The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs" *Freshwater Biology*, 44, pp. 15-28.

Rico Martínez, R. (2016) "Rotifers as models in toxicity screening of chemicals and environmental samples" *Invertebrates-Experimental Models in Toxicity*, pp. 58-99.

Rico Martínez, R. (2009) "*Ecotoxicología General*" Aguascalientes: Departamento Editorial de la Universidad Autónoma de Aguascalientes .

Rico-Martínez, R., Pérez-Legaspi, I. A., Quintero-Díaz, G. E., Hernández-Rodríguez, M. A., Rodríguez-Martínez, M. G., & Zaragoza-Almaraz, J. E. (1998) "Effects of copper addition to laboratory maintained microcosms of Presidente Calles Reservoir organisms (Aguascalientes, Mexico). *Aquatic Ecosystems Health & Management*, 1, pp. 323-332. DOI: 10.1080/14634989808656927.

Rojas-Mingüer, A., & Morales-Vela, B. (2002) "Metales en hueso y sangre de manatíes de (*Trichechus manatus manatus*) de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México" En: F.J. Rosado-May, R. Romero Mayo, A. De Jesús Navarrete, eds. *Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su área de influencia*. Universidad de Quintana Roo, Chetumal, Q. Roo, México, pp.133-142.

Rubio-Franchini, I., López-Hernández, M., Ramos-Espinosa, M. G. & Rico-Martínez, R. (2016) "Bioaccumulation of Metals Arsenic, Cadmium, and Lead in Zooplankton and Fishes from the Tula River Watershed, Mexico" *Water, Air, & Soil Pollution*, pp. 227:5.

Rubio-Franchini, I. & Rico-Martínez, R. (2011) "Evidence of lead biomagnification in invertebrate predators from laboratory and field experiments" *Environmental Pollution*, 159, pp. 1831-1835.

Rubio-Franchini, I., Mejía Saavedra, J. & Rico-Martínez, R. (2008) "Determination of Lead in Samples of Zooplankton, Water, and Sediments in a Mexican Reservoir: Evidence for Lead Biomagnification in Lower/Intermediate Trophic Levels?" *Environmental Toxicology*, 24(4), pp. 459-465.

Sarma, S., Osnaya-Espinosa, L., Aguilar-Acosta, C. & Nandini, S. (2011) "Seasonal variations in zooplankton abundances in the Iturbide reservoir (Isidro Fabela, State of Mexico, Mexico)" *Journal of Environmental Biology*, 32, pp. 473-480.

Sarma, S., Martínez Jerónimo, F., Ramírez Pérez, T. & Nandini, S. (2006) "Effect of cadmium and chromium toxicity on the demography and population growth of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera)" 41, pp. 543-558.

Segers, H. (2008) "Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater" *Hydrobiologia*, 595(1), pp. 49-59.

Schmitter-Soto, J. J., Escobar-Briones, E., Alcocer, J., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M. & Marín, L. E. (2002) "Los cenotes de la Península de Yucatán". En: *Lagos y Presas de México*. México: AGT, pp. 337-381.

Snell, T. W., Moffat, B. D., Janssen, C. & Persoone, G. (1991) "Acute toxicity tests using rotifers III effects of temperature strain and exposure time on the sensitivity of *Brachionus plicatilis*" *Environmental Toxicology Water Quality*, 6(1), pp. 63-75.

Snell, T. W. & Persoone, G. (1989) "Acute toxicity bioassays using rotifers. II. A freshwater test with *Brachionus rubens*" *Aquatic toxicology*, 14, pp. 81-91.

Soegianto, A., Winarni, D., Handayani, U. S., & Hartati. (2013) "Bioaccumulation, Elimination, and Toxic Effect of Cadmium on Structure of Gills and Hepatopancreas of Freshwater Prawn *Macrobrachium sintangense* (De Man, 1898)" *Water, Air, & Soil Pollution*, pp. 224-1575.

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. & Sutton, D. J. (2014) "Heavy Metals Toxicity and the Environment" *National Institutes of Health*, 101, pp. 133-164.

Timmermans, K. R., Hattum, B. V., Kraak, M. H. S., & Davids, C. (1989) "Trace metals in a littoral foodweb: concentrations in organisms, sediment and water" *The Science of the Total Environment*, 87/88, pp. 477-494.

Tirado Amador, L. R., González-Martínez, F. D., Martínez Hernández, J. M., Wilches Vergara, L. A., & Celedón-Suárez, J. N. (2015) "Niveles de metales pesados en muestras biológicas y su importancia en salud" *Revista Nacional de Odontología*, 11(21), pp. 85-98.

Torres Guzmán, F., Avelar G, F. J. & Rico Martínez, R. (2010) "*Estudio de la toxicidad en muestras de agua y sedimentos de la cuenca del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, empleando pruebas de toxicidad: Integración de estudios de campo y laboratorio*", s.l.: s.n.

Vives, F. & Shmeleva, A. A. (2007) "*Fauna Iberica*" Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales.

Villareal-Treviño, C. M., Obregón-Morales, M. E., Lozano-Morales, J. F. & Villegas-Navarro, A. (1986) "Bioaccumulation of Lead, Cooper, Iron, and Zinc by fish in a



transect of the Santa Catarina River in Cadereyta Jiménez, Nuevo León, México” *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, pp. 395-401.

Walker, C., Sibly, R., Hopkin, S. & Peakall, D. (2012) *Principles of ecotoxicology*. 4 ed. New York: Taylor & Francis Group LLC.

Whelan III, T., Van Tussenbroek, B. & Barba Santos, M. (2011) “Changes in trace metals in *Thalassia testudinum* after hurricane impacts” *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp. 2797-2802.

Won, E-J., Han, J., Kim, D-H., Dahms, H-U., & Lee, J-S. (2017). “Rotifers in Ecotoxicology”. En: Hagiwara, A & Yoshinaga, T., *Rotifers Aquaculture, Ecology, Gerontology, and Ecotoxicology*. Tokyo, Japan: Springer.

Wu, J-P., Chen, H-C., & Li, M-H. (2012) “Bioaccumulation and Toxicodynamics of Cadmium to Freshwater Planarian and the Protective Effects of *N*-Acetylcysteine” *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63, pp. 220-229.

Yoshida, T., Kagami, M., Gurung, T. B. & Urabe, J. (2001) “Seasonal succession of zooplankton in the north basin of Lake Biwa” *Aquatic Ecology*, 35, pp. 19-29.

## 12. Anexos

Anexo 1. Muestras de cuantificadas de Cd y Pb en zooplancton en la temporada de lluvias

Tabla 1. Muestras de cuantificación de Cd y Pb en biota – Lluvias

Lugar	Especie	#Organismos	Fecha	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)
La Victoria	<i>Testudinella patina</i>	3	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	15	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	16	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Cypridopsis vidua</i>	3	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Brachionus patulus</i>	10	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	50	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	50	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Lecane cornuta</i>	10	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	50	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	10	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	25	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	40	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	25	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	35	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Cypridopsis vidua</i>	1	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	40	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	60	14-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Keratella americana</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Keratella americana</i>	100	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Nauplio de copepoda</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>B. havanaensis</i>	7	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Nauplio de copepoda</i>	50	14-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Keratella americana</i>	100	14-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Cypridopsis vidua</i>	5	28-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	15	28-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	50	28-sep-18	ND	ND

La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	60	28-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	50	28-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	60	28-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	100	28-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	50	28-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	30	28-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	120	28-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	100	28-sep-18	0.0069	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	50	28-sep-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	100	28-sep-18	0.0071	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	35	28-sep-18	0.0067	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	50	28-sep-18	0.0068	ND
Las Mojarras	<i>Keratella americana</i>	20	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	30	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Cypridopsis vidua</i>	2	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Copepoda</i>	6	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	40	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Keratella americana</i>	20	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Copepoda</i>	100	28-sep-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	20	28-sep-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	30	26-oct-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	60	26-oct-18	ND	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	15	26-oct-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Cypridopsis vidua</i>	1	26-oct-18	0.0074	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	50	26-oct-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	25	26-oct-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	70	26-oct-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	150	26-oct-18	ND	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	50	26-oct-18	0.007	ND
Verde Lucero	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	85	26-oct-18	0.0071	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	120	26-oct-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	100	26-oct-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Keratella americana</i>	75	26-oct-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	100	26-oct-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	110	26-oct-18	ND	ND
Las Mojarras	<i>Cypridopsis vidua</i>	1	26-oct-18	ND	ND

Anexo 2. Muestras de cuantificadas de Cd y Pb en zooplancton en la temporada de lluvias

Tabla 2. Muestras de cuantificación de Cd y Pb en biota – Secas

Lugar	Especie	#Organismos	Fecha	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)
La Victoria	<i>Brachionus patulus</i>	6	21-mar-19	0.0066	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	35	21-mar-19	0.0075	ND
La Victoria	<i>Cypridopsis vidua</i>	9	21-mar-19	0.0062	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	110	21-mar-19	0.0059	ND
La Victoria	<i>Brachionus patulus</i>	6	21-mar-19	0.0066	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	50	21-mar-19	0.0063	0.0042
La Victoria	<i>Cypridopsis vidua</i>	7	21-mar-19	0.0063	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	100	21-mar-19	0.0060	ND
La Victoria	<i>Brachionus patulus</i>	11	21-mar-19	0.0061	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	50	21-mar-19	0.0064	ND
La Victoria	<i>Brachionus havanaensis</i>	5	21-mar-19	0.0065	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	130	21-mar-19	0.0067	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	15	21-mar-19	0.0061	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	18	21-mar-19	0.0062	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	10	21-mar-19	0.0067	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	13	21-mar-19	0.0000	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	52	21-mar-19	0.0059	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	17	21-mar-19	0.0058	ND
Las Mojarras	<i>Cypridopsis vidua</i>	8	21-mar-19	0.0273	ND
Las Mojarras	<i>Nauplio de copepoda</i>	50	21-mar-19	0.0000	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	26	21-mar-19	0.0057	ND
Las Mojarras	<i>Nauplio de copepoda</i>	40	21-mar-19	0.0061	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	45	21-mar-19	0.0060	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	40	28-mar-19	0.0058	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	100	28-mar-19	0.0061	ND
La Victoria	<i>Brachionus patulus</i>	11	28-mar-19	0.0058	ND
La Victoria	<i>Cypridopsis vidua</i>	5	28-mar-19	0.0059	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	75	28-mar-19	0.0063	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	110	28-mar-19	0.0059	ND
La Victoria	<i>Brachionus patulus</i>	14	28-mar-19	0.0061	ND

La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	70	28-mar-19	0.0060	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	110	28-mar-19	0.0061	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	38	28-mar-19	0.0463	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	40	28-mar-19	0.0140	ND
Verde Lucero	<i>Copepoda</i>	40	28-mar-19	0.0062	ND
Verde Lucero	<i>Keratella americana</i>	38	28-mar-19	0.0061	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	24	28-mar-19	0.0061	ND
Las Mojarras	<i>Cypridopsis vidua</i>	10	28-mar-19	0.0066	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	43	28-mar-19	0.0176	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	55	28-mar-19	0.0062	ND
Las Mojarras	<i>Copépoda</i>	80	28-mar-19	0.0058	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	25	11-abr-19	0.0058	ND
La Victoria	<i>Hexarthra sp</i>	47	11-abr-19	0.0068	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	120	11-abr-19	0.0058	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	65	11-abr-19	0.0079	ND
La Victoria	<i>Hexarthra sp</i>	28	11-abr-19	0.0064	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	100	11-abr-19	0.0063	ND
La Victoria	<i>Nauplio de copepoda</i>	40	11-abr-19	0.0073	0.0121
La Victoria	<i>Hexarthra sp</i>	37	11-abr-19	0.0063	ND
La Victoria	<i>Keratella americana</i>	60	11-abr-19	0.0071	0.0074
La Victoria	<i>Polyarthra vulgaris</i>	38	11-abr-19	0.0073	0.0078
La Victoria	<i>Brachionus havanaensis</i>	10	11-abr-19	0.0062	ND
La Victoria	<i>Brachionus patulus</i>	9	11-abr-19	0.0074	0.0122
La Victoria	<i>Trichocerca stylata</i>	8	11-abr-19	0.0075	0.0145
La Victoria	<i>Cypridopsis vidua</i>	2	11-abr-19	0.0062	ND
Verde Lucero	<i>Copépoda</i>	17	11-abr-19	0.0062	ND
Verde Lucero	<i>Copépoda</i>	27	11-abr-19	0.0059	ND
Verde Lucero	<i>Copépoda</i>	28	11-abr-19	0.0063	ND
Verde Lucero	<i>Cypridopsis vidua</i>	4	11-abr-19	0.0059	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	150	11-abr-19	0.0519	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	170	11-abr-19	0.0064	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	70	11-abr-19	0.0060	ND
Las Mojarras	<i>Cypridopsis vidua</i>	6	11-abr-19	0.0063	ND
Las Mojarras	<i>Nauplio de copepoda</i>	36	11-abr-19	0.0063	ND
Las Mojarras	<i>Nauplio de copepoda</i>	21	11-abr-19	0.0214	ND
Las Mojarras	<i>Brachionus havanaensis</i>	17	11-abr-19	0.0063	ND
Las Mojarras	<i>Anuraeopsis fissa</i>	100	11-abr-19	0.0064	ND