



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Facultad De Estudios Superiores Iztacala

Unidad de Morfología y función
Laboratorio de Zoología Acuática

El efecto de *Microcystis* spp. y microcistinas sobre las tasas de alimentación y el comportamiento alimentario de algunos invertebrados seleccionados

T E S I S

Que para obtener el título de

BIÓLOGO

P R E S E N T A

Bibiana Karina Ortiz Barajas

Directora de Tesis
Dra. Nandini Sarma



Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Edo. De México, 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Dedicatoria

Quiero dedicar este trabajo principalmente a mis padres Bibiana Barajas y Gilberto Ortiz por darme la oportunidad de estudiar y apoyar mis decisiones de vida, por enseñarme que los fracasos también son igual de importantes para crecer en la vida, gracias eternamente por darme una buena educación, sé que fue largo el recorrido pero esto es uno de los tantos frutos que les daré, los amo con todo mi ser al igual que a mis hermanos Sandy y Beny.

A mi tios Espe y Lupe que son como mis segundos padres, gracias por cuidar de mí, por su educación, apoyo incondicional y por ser mis cómplices, los amo.

A Gaby por cuidarme como si fuese su propia hija, por darme tanto y servir como ejemplo de vida, te adoro.

A Yessy por ser una pieza clave en mi educación para lograr entrar en la UNAM, toda la vida te estaré agradecida por eso y más, te adoro.

A mi mascota Pony que estuvo conmigo en mis desvelos, llantos, risas, enojos, por hacerme travesuras, por cuidarme en mis enfermedades, te llevo día a día en mi mente y mi corazón, te amo princesa.

Agradecimientos

Primeramente, agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Estudios Superiores de Iztacala por proporcionarme todas las herramientas necesarias para mi formación como Bióloga, así como a algunos de los profesores que gozan de su profesión y transmiten su conocimiento de la mejor manera.

Le agradezco a la Dra. Nandini Sarma que funge un papel importante en mi vida profesional y personal, por abrirme las puertas de su laboratorio sin hacer prejuicio alguno sobre mí y darme la mano para guiarme siempre que lo he necesitado compartiendo su conocimiento y enriqueciendo el mío, por sus consejos para tener una formación profesional con ética, por confiar en mí aún antes de que yo misma lo piense, por reconocer mis logros y llamar mi atención en mis fracasos y principalmente por apoyarme en la línea de investigación de mi interés, ofreciéndome las herramientas necesarias para la elaboración de este trabajo.

Le agradezco a mis sinodales: Dr. S.S.S. Sarma, Dr. Hugo Perales, Dra. Patricia Bonilla y Dr. Pedro Ramírez por el tiempo que me brindaron, su atención y recomendaciones para ultimar este trabajo.

Le agradezco a mis amigos y compañeros del laboratorio de Zoología Acuática: Mayra, Lety, Mich, Toño, Meetz, Uri, Jair, Carlos Iván, Cesar, Eve, Rosa, Bren, Tony, Salma, Alma, Ger, etc... por hacer cada día de trabajo más ameno, también por compartir su conocimiento conmigo, principalmente a la M. en C. Michelle Figueroa y al M. en C. Cesar Zamora por su asesoría para la realización de esta tesis.

A mi mejor amigo y compañero de clases, que fuiste pieza clave para muchas de mis buenas decisiones durante la carrera, siempre diré que llegaste justo a tiempo a mi vida, hoy te amo y agradezco a la vida por tenerte. Te amo David.

A mi gran amiga, casi hermana que conocí dentro del laboratorio por estar en las buenas y en las malas a mi lado, te agradezco Andy y te quiero mucho, siempre podrás contar conmigo.

Agradezco a CONACYT por la Beca otorgada como ayudante de investigador (SNI-20520), a PAPIIT UNAM (IN219218) y a FOMIX CONACYT (189194)

Índice

Resumen	1
Introducción	2
Situación en México	5
Antecedentes	6
Hipótesis	10
Justificación	11
Objetivos	12
General	12
Particulares	12
Área de estudio	13
Lago Tezozómoc	13
Pista de remo y canotaje “Virgilio Uribe”	14
Lago de Chapultepec	16
Material y Métodos	17
Mantenimiento de los organismos	17
Obtención de la muestra	18
Identificación y cuantificación de <i>Microcystis</i> spp.	19
Tasas de alimentación de <i>M. macrocopa</i>	19
Comportamiento alimentario de <i>A. sieboldii</i>	21
Preferencia alimentaria de <i>C. montezumae</i>	22
Resultados	23
Identificación y cuantificación de <i>Microcystis</i> spp.	23
Prueba de ELISA.....	25
Tasa de alimentación de <i>M. macrocopa</i>	26
Comportamiento alimentario del rotífero <i>A. sieboldii</i>	29
Preferencia alimentaria de <i>C. montezumae</i>	33
Discusión	38
Conclusiones	48
Literatura citada	49

Resumen

Las cianobacterias se encuentran entre los taxones dominantes en cuerpos de agua con eutrofización y algunas veces producen tóxicos que influyen en las estrategias de vida de los organismos expuestos. Se consideran los compuestos más preocupantes en las masas de agua y su detección temprana es una prioridad. El lago de Tezozómoc (S1), la Pista Olímpica de Canotaje “Virgilio Uribe” (S2) y el lago de Chapultepec (S3) se ubican en parques recreativos, presentan florecimientos de cianobacterias durante todo el año y generalmente suelen ser del género *Microcystis*. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que tienen las cianobacterias de cada sitio de estudio y sus microcistinas (extracto crudo) sobre la alimentación de *Moina macrocopa*, *Asplanchna sieboldii* y *Cambarellus montezumae*. Se realizaron pruebas de ELISA para microcistinas; el S3 presentó la mayor concentración con $6.31 \mu\text{gL}^{-1}$, el S2 tuvo $3.12 \mu\text{gL}^{-1}$ y el S1 tuvo $1.6 \mu\text{gL}^{-1}$ de microcistinas, sin embargo, este último presentó la mayor densidad de células de *Microcystis* spp. con $13.32 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$. En las tasas de filtración de *M. macrocopa* se ofrecieron dietas mixtas de *Scenedesmus acutus* y *Microcystis* spp., además de los tratamientos con extractos. Las dietas únicas (100%) con *S. acutus* y *Microcystis* de cada sitio, no mostraron diferencias, sin embargo, al combinar las dietas el consumo de *Microcystis* fue mayor; en las dietas al 75% consumió de 1.03 a $1.59 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ y en las dietas al 50% consumió de 0.34 a $0.59 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$. La presencia de microcistinas reduce la tasa de alimentación del cladóceros hasta el 46% en relación al control. El comportamiento alimentario de *A. sieboldii* alimentado con *Brachionus calyciflorus* en presencia de microcistinas y cianobacterias tuvo una tendencia de disminución en el número de interacciones de encuentros, ataques, capturas e ingestas en los tres sitios, siendo más afectado con la muestra del S3, reduciendo sus encuentros hasta el 32%, los ataques y capturas al 38% y las ingestas al 25%. El acócil *C. montezumae* en presencia de cianobacterias y microcistinas tuvo una selectividad constante por *M. macrocopa* (α de Manly: 0.28 a 0.52), pero la preferencia por las demás presas cambia en los tratamientos con microcistinas, consumiendo aquellas presas que en condiciones normales rechaza. Sugerimos que los estudios de alimentación con organismos acuáticos se puedan utilizar como herramienta complementaria para una evaluación rápida sobre el efecto que puedan ocasionar los contaminantes en los sistemas acuáticos.

Introducción

Uno de los principales problemas en sistemas acuáticos es la eutrofización, debido al aumento de las cantidades de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo que aumenta la frecuencia de las floraciones de cianobacterias especialmente durante los períodos cálidos (Lüring, 2003; Murrell y Loes, 2004). Su presencia deteriora en gran medida la calidad del agua, y aunque este proceso se puede presentar de manera natural, el ocasionado por causas antropogénicas, eleva la concentración de elementos nutritivos que es superior a su salida en los cuerpos de agua (Ongley, 1997; Moreno, 2010).

Las cianobacterias son habitantes antiguos y cosmopolitas de aguas continentales, salobres, marinas y de ambientes terrestres (Whitton y Potts, 2000). Existen diversos géneros de cianobacterias alrededor del mundo que son formadoras de florecimientos algales y potencialmente productoras de toxinas como: *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Arthrospira*, *Cylindrospermopsis*, *Cuspidothrix*, *Dolichospermum*, *Gloetrichia*, *Gomphosphaeria*, *Limnothrix*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya*, *Plectonema*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis*, *Scytonema*, *Synechococcus*, *Trichodesmium*, *Umezakia* y *Woronichinia* (Ortega, 1981). Y en México se han encontrado géneros como *Microcystis*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis*, *Pseudanabaena*, *Anabaena*, *Nostoc*, *Oscillatoria* (Buratti *et al.*, 2017), de las cuales, el género *Microcystis* spp. se encuentra frecuentemente en los cuerpos de agua (Zamora-Barrios *et al.*, 2019), que además de formar floraciones algales masivas, estas se asocian frecuentemente con la exclusión de algunos miembros del zooplancton, peces, gasterópodos, cangrejos y ajolotes, este efecto perjudicial puede estar relacionado con su comportamiento alimentario y su sensibilidad ante las cianobacterias tóxicas (Whitton, 2012).

La presencia de cianobacterias en los ecosistemas acuáticos depende de factores ambientales como la intensidad de luz, cantidad de oxígeno, pH, concentración de nutrientes, composición química, clorofila y temperatura (Arzate-Cárdenas *et al.*, 2010). Y ante condiciones ambientales desfavorables las cianobacterias mueren y liberan sustancias que pueden ser tóxicas (Codd *et al.*, 2005), también son capaces de generar compuestos volátiles como la geosmina y el 2-metilisoborneol los cuales

contribuyen a importantes cambios en las características físicas y químicas del agua e incluso de los organismos acuáticos (Pérez *et al.*, 2008). Algunas de las toxinas producidas por las cianobacterias tienen una elevada distribución y una alta toxicidad, por ello son consideradas los compuestos más preocupantes en las masas de agua. Son metabolitos secundarios y compuestos bioactivos (Sivonen y Jones, 1999) que se sintetizan y acumulan como parte del metabolismo secundario asociado a la síntesis de los pigmentos fotosintéticos, debido al estrés ambiental y antidepredatorio (Zamora-Barrios *et al.*, 2019).

Se clasifican de acuerdo al mecanismo de acción en los organismos y comprenden varios tipos, como son Toxinas irritantes, Citotoxinas, (Cilindrospermopsina), Dermatotoxinas (Aplisiatoxina y Lyngbyatoxina), Neurotoxinas (anatoxina-a y saxitoxina) y Hepatotoxinas (microcistinas y nodularinas) (Pérez *et al.*, 2008; Ferrão-Filho, 2011; Nandini y Sarma, 2012).

Por ello, existe un gran interés en la evaluación de la toxicidad de los cuerpos de agua y por lo tanto, la búsqueda de indicadores ecológicos adecuados (en la biota acuática) para identificar rápida y adecuadamente el estado del ecosistema acuático involucrado para así tomar las medidas necesarias.

Las pruebas de toxicidad que se basan en el reconocimiento de la respuesta de los organismos ante la presencia de agentes tóxicos, dependen del nivel de exposición para evaluar la respuesta al análisis. Para ello las pruebas de toxicidad utilizadas describen una relación de concentración-respuesta ya sea a corto o largo plazo (Hoffman *et al.*, 2002). Según APHA *et al.* (1992) una prueba aguda es aquella en la que se puede percibir un efecto letal u otro producido por un agente tóxico en un tiempo relativamente corto, aproximadamente de 4 a 2 días, por el contrario una prueba crónica es aquella en la que se pueden observar efectos a largo plazo y pueden estar relacionados con cambios en el crecimiento, metabolismo, reproducción, apetito, posibles mutaciones y hasta la muerte de los organismos.

En la ecotoxicología se ha propuesto al zooplancton (principalmente rotíferos, cladóceros y copépodos) para la evaluación de ecosistemas acuáticos, por su papel clave en la dinámica dentro de los cuerpos de agua, ya que, modifican su hábitat mediante actividades de forrajeo y dirigen el flujo de energía en los ecosistemas de agua dulce debido a sus hábitos de alimentación (Snell y Janssen, 1995; Rocha *et*

al., 1997; Hanazato 2000; Thorp y Covich, 2014), además de sus diversas características, como: su tamaño pequeño, sensibilidad a un gran número de sustancias tóxicas, amplia distribución en la naturaleza, reproducción predominantemente partenogenética, facilidad para cultivarlos, alcanzan una gran biomasa y altas tasas de crecimiento poblacional (Snell, 1998; Sarma y Nandini, 2006). Además, se ha comprobado que las microcistinas pueden afectar; la alimentación, el crecimiento (Martínez *et al.*, 2007; Zhu *et al.*, 2011) y reproducción del zooplancton y otros invertebrados y vertebrados (Lürling, 2003).

También, se han utilizado otro tipo de organismos acuáticos para pruebas experimentales dentro de los cuales están las microalgas (Gilbert *et al.*, 1992), peces (Drobac *et al.*, 2016), organismos marinos como nauplios de camarón, embriones de erizos de mar y mejillones (Martínez *et al.*, 2007) en los cuales se han evaluado aspectos demográficos (crecimiento, supervivencia y fecundidad), fisiológicos y metabólicos. Sin embargo, este tipo de pruebas crónicas a pesar de ser muy confiables, la obtención de resultados es tardada para determinar el estado toxicológico de un lago.

Una de las características más importantes de estos organismos es el papel de alimentación que desempeñan en los diferentes niveles dentro de los ecosistemas. La tasa de alimentación o ingestión se puede definir como la cantidad de alimento consumido por un organismo por unidad de tiempo. Suele depender de la condición fisiológica del alimentador, las variables ambientales, su comportamiento y capacidad (heredada y aprendida) para enfrentar las condiciones que están en constante cambio (Downing y Rigler, 1984; Paffenhöfer, 1988).

Por ello, la búsqueda de organismos de estudio para pruebas de alimentación como herramienta para la detección de agentes tóxicos en los cuerpos de agua es de suma importancia, ya que, es posible obtener un resultado rápido sobre la condición de un ecosistema acuático. Así mismo hay que tomar en cuenta que las especies han evolucionado para responder de diversas maneras ante cambios alimentarios y que se comportan de manera diferente incluso entre las mismas especies (Paffenhöfer, 1988; DeMott, 1991).

Situación en México

La variación del clima por periodos largos, ya sea por condiciones naturales o como resultado de actividades humanas, la temperatura media de la superficie del planeta ha aumentado aproximadamente 0.8°C mientras que la superficie oceánica 0.2°C (hasta 700 metros de profundidad) desde finales del siglo XIX la mayor parte del calentamiento global se ha producido en los últimos 5 años (NASA/GISS, 2018). Debido a este cambio la incidencia de florecimientos cianobacteriales es cada vez más frecuente en ríos, lagos, embalses (entre otros cuerpos de agua) y suelen afectar la alimentación en los diferentes niveles de energía dentro de las redes tróficas. Además de ser perjudicial para algunas industrias alimentarias de gran importancia económica, como la industria pesquera y las actividades de acuicultura, debido a que las cianobacterias se pueden bioacumular y a su vez pueden ser peligrosos para la salud humana por el consumo de crustáceos, peces, moluscos bivalvos, y algas.

Bajo esas circunstancias pretendemos implementar pruebas de toxicidad rápidas que en un día nos ofrezcan un panorama general de la situación en cualquier cuerpo de agua.

Antecedentes

DeMott *et al.* (1991) realizaron experimentos de toxicidad aguda con toxinas purificadas y demostraron que cuatro especies de zooplancton difieren notablemente en su sensibilidad fisiológica a las hepatotoxinas de *Microcystis aeruginosa*. Determinaron que la supervivencia del zooplancton en presencia de las toxinas se ve fuertemente influenciada por la sensibilidad fisiológica y el comportamiento alimentario. Sugieren que el zooplancton ha desarrollado adaptaciones fisiológicas y conductuales que mejoran sus habilidades para coexistir con cianobacterias tóxicas.

DeMott y Dhawale (1995) evaluaron los efectos de microcistinas- LR, observaron que es un potente inhibidor de la proteína fosfatasa de *Daphnia pulex*, *D. pulicaria* y *Diaptomus birgei*. Concluyeron que el impacto de las microcistinas en el zooplancton también puede depender del comportamiento en la alimentación, la absorción de toxinas en el intestino y la capacidad de sintetizar enzimas adicionales.

Ghadouani *et al.* (2004) investigaron los mecanismos de los efectos negativos de las cianobacterias en el comportamiento alimentario de *Daphnia pulicaria* comparando los efectos de *Microcystis aeruginosa*, colonias y microcistinas sobre el mecanismo del apéndice, la mandíbula o la velocidad de movimiento del labrum. Encontraron que la adición de microcistina-LR purificada a la concentración de 5,000 ng ml⁻¹ produjo un deterioro irreversible del comportamiento de alimentación de *Daphnia*.

Wilson *et al.* (2007) determinaron que las microcistinas y *Microcystis* sp. tienen un efecto más tóxico en conjunto, que separadas, sobre las tasas de alimentación entre clones de *Daphnia*.

Alva-Martínez *et al.* 2009 evaluaron el impacto de las dietas mixtas (base en peso seco, 0%, 25%, 50%, 75% y 100% *Microcystis* o *Chlorella*) sobre el crecimiento y la competencia entre *B. calyciflorus* y *B. havanaensis*. Determinaron que una mayor proporción de *Microcystis aeruginosa* en la dieta resultó en una disminución en la tasa de crecimiento de la población de ambas especies de rotíferos. Ya sea que hayan crecido por separado o juntos, *B. havanaensis* creció más que *B. calyciflorus* independientemente de la proporción de *Microcystis* en la dieta. Sin embargo, cuando ambas especies crecieron juntas, el impacto de *M. aeruginosa* en la dieta tuvo un efecto más adverso sobre *B. calyciflorus* que sobre *B. havanaensis*.

Fernández *et al.* 2012 compararon la capacidad de los microcrustáceos pequeños ($\leq 2000 \mu\text{m}$) *Ceriodaphnia dubia*, *Moina macrocopa*, *Daphnia pulex*, *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens* para alimentarse y crecer con dietas de cianobacterias. Midieron que todas las especies se alimentaron de colonias pequeñas de *Microcystis* sp., *Simocephalus vetulus* y *H. incongruens* fueron generalistas y más capaces de reducir las densidades de cianobacterias. Las variables demográficas de *S. vetulus*, pero no de *H. incongruens*, fueron significativamente menores en la dieta cianobacteriana; por ejemplo, las tasas de crecimiento de la población estuvieron entre $0.07\text{--}0.2 \text{ día}^{-1}$ en las dietas de cianobacterias, pero 0.31 en *S. acutus*, mientras que para *H. incongruens* oscilaron entre 0.07 y 0.08 día^{-1} , independientemente de si la dieta era una cianobacteria o *S. acutus*.

Figuerola-Sánchez *et al.* 2014 probaron la capacidad del cladóceros *Simocephalus mixtus* y el anfípodo, *Hyaella aztecapara* consumir *Microcystis* sp. y *Chlorella* a diferentes concentraciones de alimento ($0.2, 0.5, 1.0$ y $2.0 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$) y a diferentes temperaturas ($20, 25$ y 30°C). Ambos crustáceos consumieron *C. vulgaris* y *Microcystis* sp. A 25°C con *Microcystis* sp. ($2.0 \times 10^6 \text{ cél mL}^{-1}$), *H. azteca* consumió hasta $60 \times 10^4 \text{ cél ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$, que fue incluso mayor que su tasa de alimentación con *C. vulgaris*. *Simocephalus* fue capaz de consumir *Microcystis* sp. aunque con tasas significativamente más bajas en comparación con *C. vulgaris*. Muestran que *H. azteca* puede alimentarse bien con *Microcystis* sp. combinada con el control en presión de depredación con peces.

Pérez-Morales *et al.* en 2014 cuantificaron las tasas de filtración y alimentarias de tres cladóceros (*Daphnia pulex*, *Moina micrura* y *Ceriodaphnia dubia*) y tres especies rotíferos (*Brachionus calyciflorus*, *Brachionus rubens* y *Plationus patulus*) utilizando *Microcystis aeruginosa* y *Scenedesmus acutus*. Encontraron que tanto cladóceros como rotíferos consumieron *M. aeruginosa*, siendo *D. pulex* y *P. patulus* los mayores filtradores.

Starkweather y Walsh en 1989, examinaron las implicaciones conductuales (depredador-presa) en la alimentación de *Asplanchna silvestrii*. Analizaron que en una prueba a corto plazo *A. silvestrii* no discrimina entre grupos de *Brachionus calyciflorus* alimentados con la cianobacteria *Anabaena flos-aquae* o una dieta de

control de *Euglena gracilis*. Sin embargo, *A. sylvestrii* alimentada con *B. calyciflorus* cultivadas con la cianobacteria se reprodujeron más lentamente que aquellas alimentadas con la misma presa cultivada con el alimento control.

Gómez *et al.* en 1997 probaron el efecto del pentaclorofenol (PCP) en la relación depredador-presa de dos rotíferos (*Asplanchna girodi* y *Brachionus calyciflorus*) utilizando el comportamiento predatorio de *Asplanchna* como criterio de valoración. Expusieron a presas y depredadores, solo a presas, y solo a depredadores. Observaron que los encuentros disminuyeron de una manera dependiente de la dosis, con un umbral de efecto no observado a 0.11 mg PCP l⁻¹. La disminución en la tasa de encuentro redujo el número de capturas, ingestas y el tiempo hasta la primera ingestión.

Vasconcelos *et al.* en 2001 expusieron larvas del acocil *P. clarkii* en presencia de *Microcystis aeruginosa* productora microcistinas y no productora de microcistinas mostraron que las larvas fueron resistentes a las cianobacterias y sus toxinas, sobreviviendo a las densidades de las cianobacterias durante las exposiciones agudas. Concluyendo que los acociles juveniles toleraron las cianobacterias tóxicas mejor que las no tóxicas y que es posible la transferencia de toxinas a lo largo de las cadenas alimentarias.

An *et al.* en 2015 determinaron el efecto de la toxicidad aguda y la acumulación de microcistina-leucina-arginina (MC-LR) en el cangrejo de río *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) bajo 5 concentraciones diferentes de MC-LR (0.3, 0.6, 1.2, 2.4, 4.8 mg / l), luego se observó el efecto de toxicidad aguda. La concentración letal media (LC₅₀) de MC-LR en *P. clarkii* juvenil fue de 3.741 mg/L a las 24 h, 1.494 mg/L a las 48 h, 0.817 mg/L a las 72 h y 0.567 mg/L a las 96 h. La acumulación de MC-LR se midió en diferentes órganos de *P. clarkii* maduro (58.7 ± 3.8 g) expuestos a 0.3 mg/L de MC-LR durante 120 h. Se encontró que el hepatopáncreas y el ovario son los principales objetivos de la toxina. Los resultados sugirieron que la MC-LR producida por la proliferación de cianobacterias no solo podría reducir la tasa de supervivencia de *P. clarkii* juvenil, sino que también afectaría la fecundidad del cangrejo maduro. Esta investigación también proporciona una base de referencia para la detección y evaluación de la contaminación de cuerpos de agua en *P. clarkii*.

Madrigal *et al.* en 2017 analizaron algunas investigaciones sobre el acocil

Cambarellus montezumae, de acuerdo a su metabolismo, alimentación, reproducción, crecimiento y con base en la utilización previa de este organismo para la evaluación de metales pesados con resultados favorables, llegaron a la conclusión de sugerirlo como un organismo candidato para biomonitoreos en lagos someros.

Hipótesis

Si la cepa de las cianobacterias del Lago Tezozómoc, Pista de Remo y Canotaje o del Lago de Chapultepec (principalmente de *Microcystis* spp.) es productora de metabolitos secundarios tóxicos, entonces se verá disminuida la alimentación de *Moina macrocopa*, *Asplanchna sieboldii* y *Cambarellus montezumae* en la presencia del fitoplancton de los lagos o en los extractos crudos en comparación con los tratamientos sin estas sustancias.

Justificación

En México el crecimiento de cianobacterias es cada vez más frecuente en los sistemas acuáticos como resultado de la eutrofización (Pérez-Morales, 2016), estas pueden producir una amplia gama de toxinas en el agua, lo que plantea un riesgo potencial para las poblaciones nativas de organismos acuáticos en cuanto a su abundancia, especies que las componen, productividad y condición fisiológica. Las comunidades acuáticas se consideran como una expresión de la calidad del agua es por ello que hay una creciente necesidad de detectar el crecimiento de las poblaciones de cianobacterias, y principalmente de aquellas que pueden ser tóxicas, en una etapa temprana (Codd *et al.*, 2005).

Además, la medición de la toxicidad de las cianobacterias es necesaria para contribuir al monitoreo y control del agua potable, así como para la gestión del riesgo en aguas recreativas que llegan a favorecer el crecimiento de las cianobacterias e implican el contacto directo con el agua ya sea por actividades como: natación, navegación, remo y en menor medida la pesca, esto puede provocar una ingestión accidental, aspiración o contacto con la piel de las cianobacterias e incluso de sus cianotoxinas (Codd *et al.*, 2005), ocasionando problemas nocivos para los organismos residentes del ecosistema y que pueden llegar a afectar la salud humana. Por ello, es importante determinar la calidad del agua con florecimientos de cianobacteria tóxicos de manera rápida y eficaz, lo cual, se puede lograr con pruebas alimentarias y estudios de comportamiento del zooplancton y de otros invertebrados comunes, como complemento de otras pruebas toxicológicas.

Objetivos

General

Evaluar la toxicidad de *Microcystis* spp. y de las microcistinas mediante pruebas agudas del lago de Tezozómoc, Pista de Remo y Canotaje “Virgilio Uribe” y Lago de Chapultepec, alimentando con ellas a *Moina macrocopa* (Straus, 1820), *Asplanchna sieboldii* (Leydig, 1854) y *Cambarellus montezumae* (Ortmann, 1905).

Particulares

- Comparar las tasas de alimentación del cladóceros *M. macrocopa*, expuesto a células de *Microcystis* spp., al extracto crudo de microcistinas y al agua directa del lago.
- Realizar pruebas de comportamiento alimentario del rotífero *A. sieboldii*, expuesto a células de *Microcystis* spp., al extracto crudo de microcistinas y al agua directa del lago.
- Evaluar pruebas de preferencia alimentaria del acócil *C. montezumae*, expuesto a células de *Microcystis* spp. y al extracto crudo de microcistinas.

Área de estudio

Lago Tezozómoc

Ubicado en la delegación Azcapotzalco, Ciudad de México, en la parte central del parque. Sus coordenadas geográficas son 19°29'05" N y 99°12'38" W, con una altitud de 2250 m. Posee una superficie de 17,000 m² con una capacidad de 38,000 m³. La profundidad mínima es de 0.5 m y la máxima de 2.40 m. El lago es abastecido por la planta de tratamiento de aguas residuales "El Rosario", con medios de un flujo continuo de 6 L s⁻¹. El agua se almacena ahí y posteriormente se utiliza para el riego de las zonas verdes del parque. Las altas cargas de nutrientes en el agua tratada se deben a las excreciones de aves acuáticas como el zambullidor pico pinto (*Podylimbus podiceps*, Linnaeus), el pato de pekin o blanco (*Anas platyrhynchos*, Linnaeus) "*domesticus*", el pato golondrino (*Anas acuta*, Linnaeus) y el pato tepalcate (*Oxyura jamaicensis*, Gmelin), entre otros (Ramírez, 2000) que habitan el lago, son los principales factores que promueven las condiciones del agua hipertrófica. El único pez que habita en el lago es el "guppy" (*Poecilia reticulata*) (Elías-Fernández *et al.*, 2006), y además existe un número importante de tortugas de orejas rojas (*Trachemys* spp). La planta de papiro (*Cyperus papyrus*, Linnaeus) es la única macrófita acuática que se encuentra en el lago.



Figura 1. Vista satelital del Parque Tezozómoc



Figura 2. A. Fosa ubicada en un extremo del lago Tezozómoc. B. Vista lateral del Lago.

Pista de remo y canotaje “Virgilio Uribe”

Está ubicada en la zona lacustre de Xochimilco y paralela a Cuemanco. Sus coordenadas geográficas son 19°17'31.6" N 99°06'10.5" W. La pista es una construcción de 2 canales: Una construcción es una pista de competencias con longitud de 2200 m, 125 m de ancho, 2 m de profundidad con una superficie de 600mil m²; la otra construcción es un canal retroceso, es una pista de entrenamiento de 1200 m. de largo por 30 m de ancho y 2 m de profundidad. Existen gran diversidad de plantas, aves migratorias como garzas y pelícanos y especies endémicas como el charal (*Chirostoma* sp.), el emblemático ajolote (*Ambystoma* spp.), y el acocil (*C. montezumae*) (Casellas, 1992).



Figura 3. Vista satelital de la pista Olímpica de Remo y Canotaje “Virgilio Uribe”.



Figura 4. Foto tomada el día del muestreo. Vista panorámica de la pista olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”.

Lago de Chapultepec

El Bosque de Chapultepec se localiza en el poniente de la Ciudad de México, dentro del pie de monte volcánico de la Sierra de Las Cruces. Sus coordenadas geográficas extremas están entre los 99°10'40" y 99°14'15" de longitud Oeste y 19°23'40" y 19°25'45" de latitud Norte. Tiene una superficie total de 686.018 hectáreas en sus tres secciones. Las especies de más amplia distribución dentro de la Segunda Sección son Eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus globulus*), Fresno (*Fraxinus uhdei*) y Trueno (*Ligustrum lucidum*). Los valores promedio mensuales de lluvia son de junio a septiembre con 125 a más de 200 mm. Estos lagos además de ser sitios de esparcimiento y diversión, significan un hábitat para diversas especies de aves y peces, y son reguladores del microclima. El Bosque de Chapultepec es un refugio importante para las aves. En el Valle de México, se han citado alrededor de 300 especies de aves, de las cuales 100 han sido detectadas en el Bosque de Chapultepec, es importante resaltar este dato como una característica de la riqueza de la fauna del Bosque (Alcocer y Lugo, 1995).



Figura 5. Vista satelital del Lago de Chapultepec



Figura 6. Sitio de Muestreo en el Lago menor de Chapultepec, primera sección.

Material y Métodos

Mantenimiento de los organismos

Para la alimentación de los cladóceros, rotíferos y copépodos utilizados a lo largo de los experimentos se hizo una resiembra de la microalga *Scenedesmus acutus*, el procedimiento se realizó en el Laboratorio de Zoología Acuática (UMF de la FES Iztacala), se utilizaron recipientes de 2 litros con medio basal Bold, con lámparas de luz blanca y aireación constante las 24 horas, cada tercer día se agregó medio gramo de NaCO_3 como fuente de carbono. La microalga se cosechó en el octavo día una vez que alcanzó su fase estacional, se dejó reposar cada recipiente con el alga en un refrigerador, posterior a eso se decantó para concentrar la muestra, se revisó y se obtuvo la concentración en una cámara de Neubauer. La concentración de algas para alimentar a los organismos en los tratamientos fue de 0.5×10^6 cel mL^{-1} .

El cladóceros *M. macrocopa*, se cultivó en el laboratorio de Zoología Acuática a partir de una hembra partenogénica, obteniendo poblaciones clónales. Se mantuvieron a temperatura ambiente, con ciclos de 12 horas de luz por 12 horas de oscuridad, en agua moderadamente dura (medio EPA) preparada con 60 mg NaHCO_3 , 60 mg

CaSO₄, 390 mg MgSO₄ y 2 mg KCL por cada litro de agua destilada (Weber, 1999). El medio se cambió cada tercer día para evitar la acumulación de residuos orgánicos y se alimentaron con *S. acutus* en una densidad de 0.5x10⁶ cel mL⁻¹ previamente a los experimentos.

Los rotíferos *A. sieboldii* fueron cultivados en el laboratorio bajo las mismas condiciones que los cladóceros a diferencia de la alimentación, ya que, estos rotíferos se caracterizan por depredar a otros rotíferos, por lo tanto se ofreció como alimento: *Brachionus calyciflorus*, *Platonus patulus*, *Brachionus havanaensis* previamente a los experimentos con el objetivo de mantener el cultivo de *A. sieboldii*. Durante los experimentos únicamente se alimentó con *B. calyciflorus*.

Los acociles de *C. montezumae* se obtuvieron en el mercado de Morelos procedentes de la Ciudad de Morelia, se mantuvieron en peceras con capacidad para 10 L de agua, a temperatura ambiente, con aireación constante, con ciclos de luz/oscuridad de 12 horas, y fueron alimentados con una mezcla de copépodos, cladóceros y rotíferos que previamente fueron cultivados en botes de 20 L. Durante los experimentos se ofrecieron como alimento a *M. macrocopa*, *Macrothrix triserialis*, *Alona glabra* y *Elaphoidella grandidieri*.

Las tasas de alimentación se realizaron con el cladóceros *M. macrocopa* (Straus, 1820), el comportamiento alimentario con el rotífero *A. sieboldii* (Leydig, 1854) y la preferencia alimentaria con el acocil *C. montezumae* (Ortmann, 1905).

Obtención de la muestra

Los muestreos se realizaron en tres diferentes lagos de la Ciudad de México durante el año 2018; en el mes de marzo se muestreo en el Lago de Tezozómoc (Fig. 1), en abril en la Pista Olímpica de Remo y Canotaje "Virgilio Uribe (Fig. 3) y en septiembre en el Lago menor de la primera sección de Chapultepec (Fig. 5).

A través de una malla de 20 µm se filtraron 100 L de agua en cada lago y se concentró el volumen inicial a 5 L, se transportó la muestra al laboratorio de Zoología Acuática de la FES Iztacala para observar mediante un microscopio óptico la proporción de cianobacterias del género *Microcystis* en relación a otras microalgas.

Identificación y cuantificación de *Microcystis* spp.

Las cianobacterias fueron identificadas con las claves de Komárek y Anagnostidis (1998). Se obtuvo la concentración de las células por mililitro (cel mL^{-1}) con la cámara de Neubauer y de las colonias con la celda de Sedgwick-Rafter, para sacar una proporción con relación a otras microalgas, se midieron las células y colonias de cada sitio de muestreo.

La medición de la concentración de microcistinas del Lago Tezozómoc, la Pista de Remo y Canotaje “Virgilio Uribe” y el Lago de Chapultepec, se realizó con un ensayo inmunoabsorbente ligado a enzimas (ELISA) con el “QuantiPlate for microcystins de EviroLogix™”, el cual, cuantifica 4 variantes de microcistinas y la Nodularina, a través de un proceso de unión competitiva entre toxinas de una muestra y enzimas marcadas con microcistinas ubicadas en la pared interna de los pozos que contiene la prueba, formando sitios de unión de anticuerpos, según el fabricante, y siguiendo las instrucciones del mismo se obtuvieron las concentraciones de cada muestra para los tratamientos al 1% y 10%.

Tasas de alimentación de *M. macrocopa*

Se tomó 1 L de cada muestra colectada en los tres sitios seleccionados, y se trataron con el ultrasonicador (ColePalmer Instruments Co., USA) a 20 kHz y 50 Watts durante 3 minutos con pausas entre cada minuto con el objetivo de separar las células de las colonias evitando romper a las cianobacterias. Enseguida se filtró la muestra con una malla de 20 μm obteniendo únicamente células separadas. Posteriormente se contaron las células de cianobacterias y de *S. acutus* para determinar la densidad de células con la cámara de Neubauer y obtener una concentración de $5 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ en 20 mL de medio EPA, que correspondía al 100% en los tratamientos. Se utilizaron dietas mixtas de *S. acutus*+*Microcystis* spp. en porcentajes de 100%+0%, 75%+25%, 50%+50% y 25%+75% (Tabla 1). Se colocaron cinco individuos por tratamiento y se realizaron 4 repeticiones por cada uno de estos.

Tabla 1. Densidad de células correspondientes a cada proporción que se utilizó para los diferentes tratamientos

Proporción	Densidad de células (x 10 ⁵ cel mL ⁻¹)
100%	5
75%	3.8
50%	2.5
25%	1.2

Todos los organismos se sometieron a un estado de inanición durante 3 horas, transcurrido ese tiempo se colocaron en cada uno de los vasos con las concentraciones correspondientes a cada porción y se dejaron 30 minutos en alimentación, enseguida del tiempo se filtraron los organismos utilizados para el experimento y se cuantificó la densidad de cada uno de los tratamientos. Para la determinación de tasas de alimentación se utilizó la siguiente fórmula (Krebs, 1985).

$$V * (C_o - C_i) / t \cdot N$$

Dónde: **V** = Volumen del medio; **C_o** = Concentración de células iniciales; **C_i** = Concentración final de células; **t** = Tiempo de alimentación por min; **N** = Número individual del zooplancton.

Los datos sobre las tasas de alimentación expuestos a los tratamientos del extracto crudo de microcistinas y el agua del lago se evaluaron estadísticamente con un análisis de varianza de una vía con pruebas de post-hoc Holm-Sidak, para el contraste de medianas entre los tratamientos y para cuantificar las diferencias entre los tratamientos según el proceso estándar de normalidad de datos y la homogeneidad de varianza.

Mientras que los datos sobre las tasas de alimentación con dietas mixtas de *Microcystis* spp. y *S. acutus* se evaluaron estadísticamente con un análisis de varianza de dos vías con pruebas de post-hoc Holm-Sidak, para cuantificar las diferencias entre los tratamientos según el proceso estándar de normalidad de datos

y la homogeneidad de varianza.

Comportamiento alimentario de *A. sieboldii*

Se tomó el resto de la muestra que se concentró en 5 L para la obtención del extracto crudo (microcistinas) utilizando la técnica de Pietsch *et al.* (2001) modificada por Zamora-Barrios *et al.* (2015). Se utilizaron 20 viales con volúmenes de 20 mL a los cuales se les agregó 15 mL de agua filtrada directa de cada lago, 15 mL de medio EPA adicionado; con cianobacterias a una densidad de 0.5×10^6 cel mL⁻¹ y aparte con extracto crudo a porciones de 1% y 10%, el control únicamente contenía medio EPA. Se dejó en inanición a *A. sieboldii* durante 3 horas y 30 minutos en cada tratamiento, después del tiempo se agregó a cada contenedor 30 individuos de *B. calyciflorus* como presas. Se realizaron 4 repeticiones por tratamiento.

Se observó el comportamiento del *A. sieboldii* durante 10 minutos considerando el número de los siguientes parámetros: Encuentro (cuando hay contacto entre ambos individuos presa-depredador); Ataque (cuando el depredador intente capturar a la presa); Captura (cuando el depredador tenga prensada a la presa); Ingesta (cuando el depredador haya consumido a la presa) (Snell, 1980).

El número de interacciones entre depredador-presa se evaluaron estadísticamente con un análisis de varianza de una vía con pruebas de post-hoc de Tukey, para cuantificar las diferencias entre los tratamientos según el proceso estándar de normalidad de datos y la homogeneidad de varianza.

Tanto los depredadores como las presas utilizadas para los experimentos tuvieron más de 24 horas de haber nacido.

Preferencia alimentaria de *C. montezumae*.

Se realizó un cultivo en botes de plástico duro con capacidad de 20 L de una mezcla variada de zooplancton y se adicionó *S. acutus* como alimento. Este cultivo se dejó a la intemperie y a su vez sirvió como alimento diario para los acociles.

Se utilizaron 16 peceras con capacidad de 500 mL en las cuales se colocaron dos acociles por pecera y se les agregó a todas un volumen inicial de 300 mL de agua adicionada con; 0.5×10^6 cel mL⁻¹ de cianobacterias y 1% y 10% de microcistinas. Se utilizó como control únicamente agua.

Se mantuvieron a los acociles en un estado de inanición durante 24 horas expuestos al medio con cada tratamiento correspondiente. Posterior al tiempo se agregó a cada pecera 50 individuos de cada presa: *M. macrocopa* (cladóceros), *M. triserialis* (cladóceros), *A. glabra* (cladóceros) y *E. grandidieri* (copépodos). Se permitió la alimentación de los acociles durante 3 horas. Se realizaron 4 repeticiones por tratamiento.

Al terminar el tiempo fueron retirados los depredadores (acociles) del medio y se contó el sobrante de alimento.

Se realizó una gráfica con el promedio de cada valor obtenido para analizar el consumo de *C. montezumae*. Además para el análisis de datos se utilizó el índice de preferencia, α de Manly, estandarizado (Krebs, 1999) y se graficó.

$$\alpha_i = \left(\frac{r_i}{n_i} \right) * \frac{1}{\sum \left(\frac{r_j}{n_j} \right) *}$$

Donde $\sum \alpha_i = 1.0$, α_i = Índice de preferencia, α de Manly para el tipo de presa i ; $r_i r_j$ = Proporción de la especie de presa i o j en la dieta; $n_i n_j$ = Proporción de la especie de presa i o j en el medio; $i y j = 1, 2, 3 \dots m$; m = Número de especies de presas posibles; Si $\alpha \gg \frac{1}{m}$, entonces la especie de la presa i es preferida en la dieta y si, $\alpha \ll \frac{1}{m}$, la especie de la presa i es evitada en la dieta.

Resultados

Identificación y cuantificación de *Microcystis* spp.

En los tres lagos de la ciudad se identificó la presencia de *Microcystis* spp. en los meses de marzo, abril y septiembre del 2018 (Fig. 7, 8 y 9). Además, fue el género dominante de cianobacterias. Otra cianobacteria encontrada fue *Anabaena* spp. y solo se encontró en el Lago de Tezozómoc. El número de células de *Microcystis* spp. mostró una elevada densidad en el Lago Tezozómoc a diferencia de los otros sitios (Tabla 2).

Los resultados de la prueba de ELISA arrojaron que la mayor concentración de microcistinas se encontró en el lago de Chapultepec, correspondiente a $6.31 \mu\text{g L}^{-1}$, seguida de la Pista Olímpica y el lago Tezozómoc (Tabla 2). Una de las cianobacterias encontradas diferente de *Microcystis*, pertenece al género de *Anabaena* en el Lago de Tezozómoc y cabe mencionar que también fue el sitio de muestreo con mayor número en la concentración de células por litro de *Microcystis* spp.

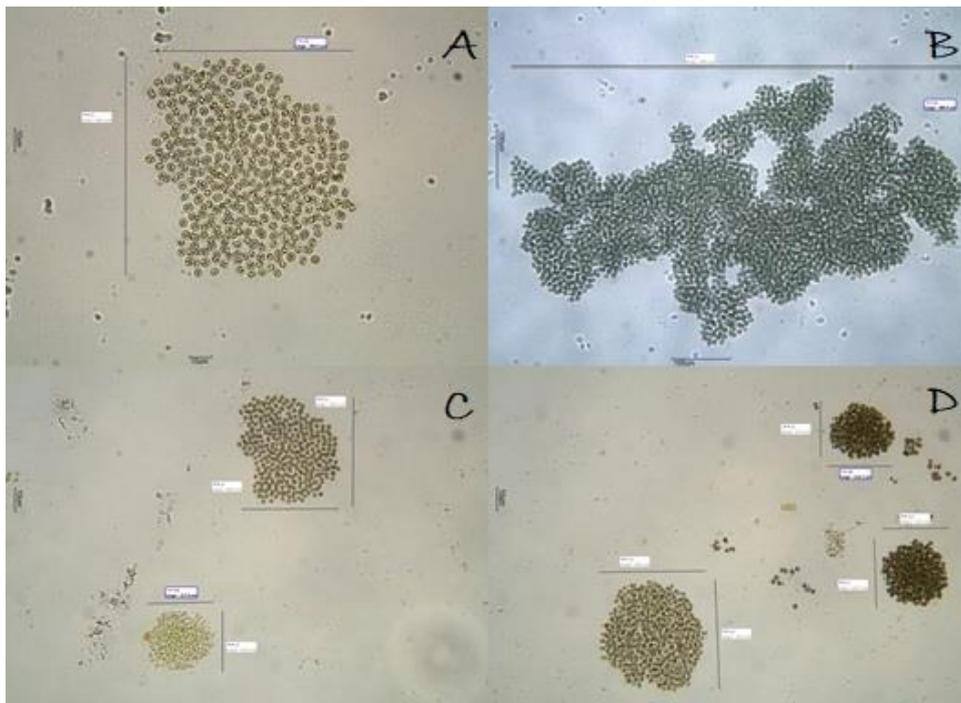


Figura 7. Colonias de *Microcystis* spp. pertenecientes al Lago Tezozómoc en el mes de marzo.

A, Aumento de 40x; B, C y D Aumento de 20x.

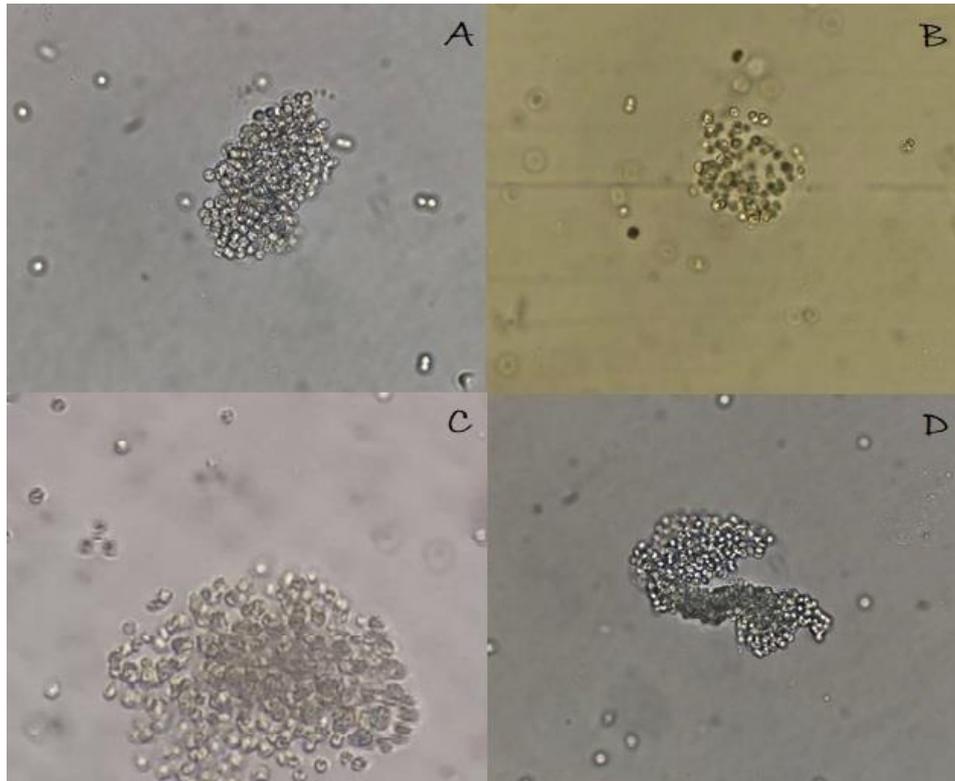


Figura 8. Colonias de *Microcystis* spp. pertenecientes a la Pista Olímpica de Remo y Canotaje “Virgilio Uribe” en el mes de abril. A, B, C y D Aumento de 40x.

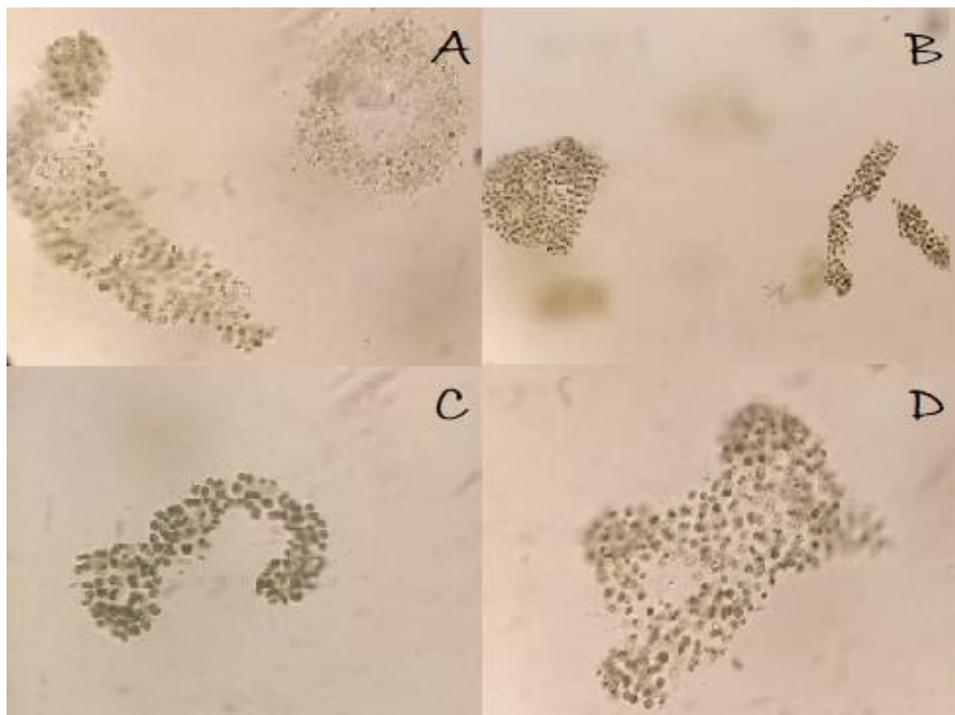


Figura 9. Colonias de *Microcystis* spp. pertenecientes al Lago menor de Chapultepec en el mes de Septiembre. A, C y D Aumento de 40x; B, Aumento de 20x.

Tabla 2. Concentración de microcistinas en $\mu\text{g L}^{-1}$ de los tres sitios de muestreo. Concentración y proporción de *Microcystis spp.* con respecto a otras cianobacterias.

Sitio	$\mu\text{g L}^{-1}$ de microcistinas	Cianobacterias dominantes	Células/mililitro de <i>Microcystis spp.</i>	Proporción de cianobacterias con respecto al resto
Lago Tezozómoc	1.615	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i>	13.32×10^5	99% <i>Microcystis</i> 1% <i>Anabaena</i>
Pista Olímpica de Remo y Canotaje	3.124	<i>Microcystis</i>	8×10^5	100% <i>Microcystis</i>
Lago menor de Chapultepec	6.31	<i>Microcystis</i>	9.78×10^5	100% <i>Microcystis</i>

Prueba de ELISA

Las concentraciones de variantes de microcistinas que se obtuvieron en los extractos crudos diluidos al 1% y 10% de los tres sitios estudiados muestran que la concentración menor fue en la Pista Olímpica de Remo y Canotaje con un rango de 0.15 a 1.56 $\mu\text{g L}^{-1}$ mientras que la concentración mayor se presentó en el Lago menor de Chapultepec con un rango de 1.26 a 12.6 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de la prueba de ELISA para microcistinas en microgramo por litro correspondientes al 1% y 10% que se utilizaron para los tratamientos.

Sitio	Lago	Concentración de microcistinas	
		1%	10%
1	Lago de Tezozómoc	0.323 $\mu\text{g L}^{-1}$	3.23 $\mu\text{g L}^{-1}$
2	Pista olímpica de Remo y Canotaje	0.156 $\mu\text{g L}^{-1}$	1.56 $\mu\text{g L}^{-1}$
3	Lago menor de Chapultepec	1.263 $\mu\text{g L}^{-1}$	12.63 $\mu\text{g L}^{-1}$

Tasa de alimentación de *M. macrocopa*.

El número de células consumidas en condiciones óptimas por *M. macrocopa* en los tres sitios varió de 1.49 a 2.14 x10⁵ cel mL⁻¹ de *S. acutus* (Fig. 10). Los resultados del análisis de varianza de una vía (Tabla 4) mostraron que en el sitio 1 y 2 se observó una misma tendencia en la alimentación con *S. acutus* en los medios con agua de lago, no mostrando diferencias significativas a comparación del sitio 3 en donde el cladóceros consumió un mayor número de células en el control, siendo este de 1.49±0.08 x10⁵ cel mL⁻¹ de *S. acutus*, mientras que con el agua filtrada del lago, fue de 1.03±0.11 x10⁵ cel mL⁻¹ de *S. acutus*, mostrando diferencias significativas (p=0.017).

Las dietas mixtas de *Microcystis* spp. y *S. acutus* que se ofrecieron para las pruebas, fueron evaluadas estadísticamente con un análisis de varianza de dos vías. Se puede observar que al ofrecer exclusivamente una dieta de *S. acutus* o de *Microcystis* spp. no hay diferencias significativas en la tasa de alimentación del cladóceros en los tres sitios (Tabla 4). Sin embargo, al combinar las dietas *M. macrocopa* tuvo un consumo significativamente mayor (p<0.001) por las células de *Microcystis* spp. En las porciones de 75%; consumieron de 0.54 a 0.78 x10⁵ cel mL⁻¹ de *S. acutus* y de 1.03 a 1.59 x10⁵ cel mL⁻¹ de *Microcystis* spp. y en las de 50%; consumieron de 0.34 a 0.59 x10⁵ cel mL⁻¹ de *S. acutus* y de 0.93 a 1.13 x10⁵ cel mL⁻¹ de *Microcystis* spp., a excepción de las dietas con menor cantidad alimento (25%). En el sitio 1 y 2 *M. macrocopa* no mostró diferencias significativas en su tasa de consumo de *S. acutus* y *Microcystis* spp., pero en el sitio 3 el consumo por cianobacterias fue mayor en un 57% consumiendo 0.66±0.04 x10⁵ cel mL⁻¹ de *Microcystis* spp.

El análisis de varianza de una vía (Tabla 4) muestra que no hubo diferencias significativas en el medio al 1% de MC's (microcistinas) con respecto al control a excepción del sitio 1 en el cual se ve un decremento del consumo de *S. acutus* representando solo el 69% (1.49±0.06 x10⁵ cel mL⁻¹) de lo consumido en el control. En los medios con 10% de MC's se puede observar que *M. macrocopa* tuvo un decremento significativo (p<0.001) en su tasa de alimentación presentando la misma tendencia en los tres sitios y siendo más evidente en el sitio 2 consumiendo solo el 46% (0.75±0.08 x10⁵ cel mL⁻¹) de lo consumido en el control.

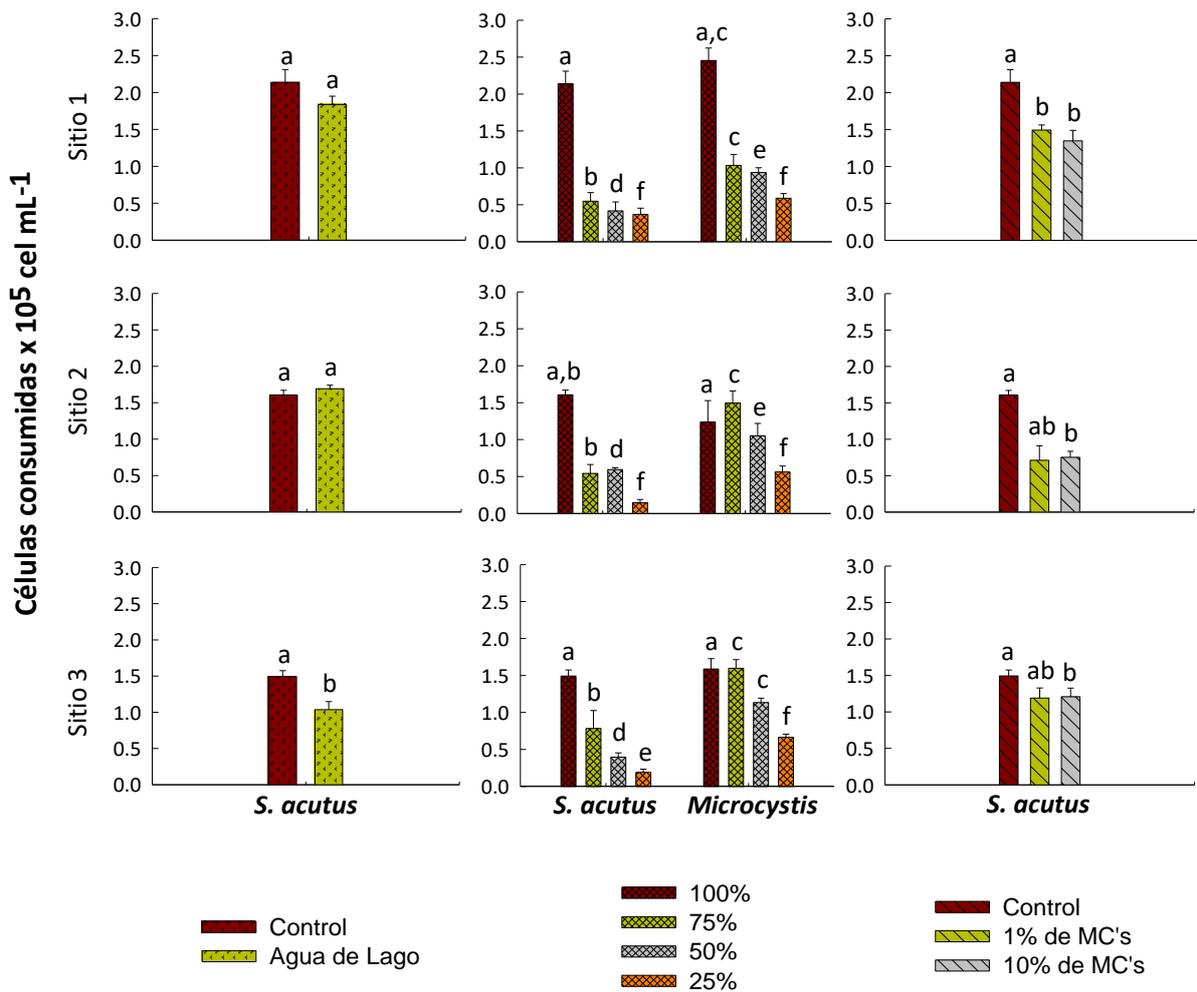


Figura 10. Tasas de alimentación del cladócero *M. macrocopa*; en presencia de agua filtrada del lago, con dietas mixtas de *S. acutus* y *Microcystis* spp. en proporción 3:1, 1:1 y 1:3, y en presencia de equivalentes de microcistinas a dos concentraciones diferentes en tres lagos recreativos de la CDMX. Sitio 1- Lago de Tezozómoc, Sitio 2- Pista Olímpica de Remo y canotaje, Sitio 3- Lago de Chapultepec. Los resultados mostrados en las barras son producto del promedio de 4 réplicas y la línea vertical en cada barra representa el error estándar. Para cada tratamiento, las barras que llevan letras diferentes son estadísticamente significativas ($p < 0.001$, test- Holm-Sidak)

Tabla 4. Resultado de ANDEVA de una vía con pruebas Kruskal-Wallis para las tasas de alimentación de *M. macrocopa* sometido a un medio con agua de lago y otro con microcistinas. Y ANDEVA de dos vías para las dietas mixtas de *S. acutus* y *Microcystis* spp. DF: Grados de libertad; SS: Suma de cuadrados; MS: Media de cuadrados; F: F-proporción

Fuente de Variación	DF	SS	MS	F	P
Lago de Tezozómoc					
Agua del Lago (ANDEVA, una vía)					
Entre grupos	1	18.60	18.60	2.21	0.187
Residual	6	50.40	8.40		
Equivalentes de microcistinas (ANDEVA, una vía)					
Entre grupos	2	142.76	71.38	9.95	0.005
Residual	9	64.56	7.17		
Dietas mixtas (ANDEVA, dos vías)					
Dieta (A)	1	118.64	118.64	19.25	<0.001
Proporciones (B)	3	2529.57	843.19	136.84	<0.001
Interacción A x B	3	12.30	4.10	0.66	0.581
Residual	24	147.88	6.16		
Pista olímpica de remo y canotaje "Virgilio Uribe"					
Agua del Lago (ANDEVA, una vía)					
Entre grupos	1	1.27	1.27	1.20	0.322
Residual	5	5.26	1.05		
Equivalentes de microcistinas (ANDEVA, una vía)					
Entre grupos	2	153.08	76.54	15.37	0.004
Residual	6	29.87	4.97		
Dietas mixtas (ANDEVA, dos vías)					
Dieta (A)	1	79.44	79.44	12.61	0.003
Proporciones (B)	3	2604.33	868.11	137.86	<0.001
Interacción A x B	3	134.14	44.71	7.10	0.003
Residual	16	100.74	6.29		
Lago de Chapultepec					
Agua del Lago (ANDEVA, una vía)					
Entre grupos	1	41.59	41.59	10.78	0.017
Residual	6	23.15	3.85		
Equivalentes de microcistinas (ANDEVA, una vía)					
Entre grupos	2	93.90	46.95	13.89	0.002
Residual	9	30.40	3.37		
Dietas mixtas (ANDEVA, dos vías)					
Dieta (A)	1	337.42	337.42	55.84	<0.001
Proporciones (B)	3	3104.20	1034.73	171.25	<0.001
Interacción A x B	3	171.74	57.24	9.47	<0.001
Residual	24	145	6.04		

Comportamiento alimentario del rotífero *A. sieboldii*

Las interacciones entre *A. sieboldii* y *B. calyciflorus* en condiciones normales (controles) fueron de 6 a 10 encuentros, de 3 a 5 ataques, de 3 a 4 capturas y de 2 a 4 ingestas.

De acuerdo con el análisis de varianza de una vía con pruebas de Tukey (Tabla 5) en el Lago de Tezozómoc (sitio 1), el proceso de alimentación del rotífero *A. sieboldii* tuvo una disminución significativa ($p < 0.001$) en el número de encuentros al ser expuesto en agua del lago, células de *Microcystis* ssp. y microcistinas (1 y 10%) teniendo de 3 a 6 de estas interacciones, representando menos del 65% con respecto al control (Figura 11). Los ataques de *A. sieboldii* se redujeron significativamente de 1 a 3 interacciones ($p < 0.001$) en los cuatro diferentes tratamientos siendo menos del 53% en relación al control y por ende la eficacia de *A. sieboldii* también disminuyó significativamente ($p < 0.001$) en la captura de las presas a menos del 25% con respecto al control. Las ingestas presentaron la misma tendencia en los cuatro tratamientos, disminuyendo hasta un 25% con respecto al control ($p < 0.001$). Sin embargo entre tratamientos no hubo diferencias significativas en alguna de las interacciones.

En la Pista de Canotaje (sitio 2), el rotífero *A. sieboldii* tuvo una disminución significativa ($p = 0.029$) en los encuentros con *B. calyciflorus* al ser expuesto ante microcistinas al 10%, disminuyendo hasta 32% según lo reportado en el control, en los demás tratamientos no hubo diferencias. El mecanismo de ataque de *A. sieboldii* no presentó diferencias significativas al exponer al rotífero en agua de lago, sin embargo, hubo diferencias significativas en los tratamientos con *Microcystis* spp. y microcistinas (en ambas concentraciones) con respecto al control ($p = 0.015$), disminuyendo el número de ataques de 1 a 2 y reduciendo hasta 35% la habilidad de *A. sieboldii* para atacar a sus presas. Las capturas e ingestas presentaron la misma tendencia que los ataques, reduciendo su eficacia hasta 26% en ambas interacciones ($p = 0.008$) (Figura 11).

Por último en el Lago de Chapultepec (sitio 3), los encuentros entre *A. sieboldii* y su presa disminuyeron significativamente ($p < 0.001$) en la presencia de microcistinas reduciendo su capacidad de encuentros hasta 32% con respecto al control. La interacción de ataque y captura tuvo la misma tendencia, en ambos casos las

interacciones fueron significativas, reduciendo las habilidades de *A. sieboldii* hasta menos del 38% ($p=0.001$). El número de ingestas fue significativamente menor en la presencia de agua del lago y de microcistinas ($p=0.009$), ingiriendo solo el 25% del total ingerido en el control.

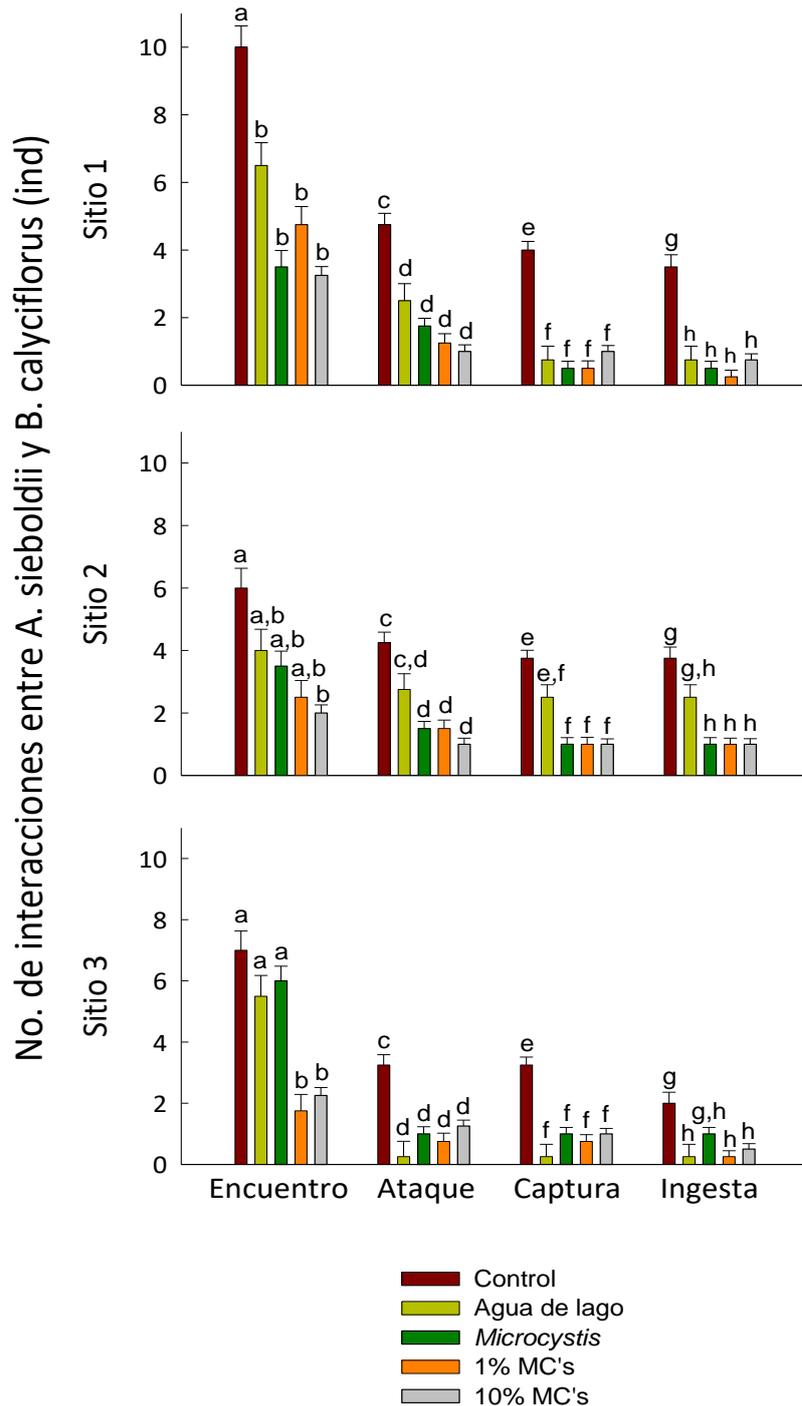


Figura 11. Comportamiento alimentario del depredador *A. sieboldii*. Se muestran los valores de una serie de eventos de un depredador en un periodo de 10 min. en 4 diferentes medios de tres Lagos de la CDMX. Sitio 1-Lago Tezozómoc, Sitio 2- Pista Olímpica de remo y canotaje, Sitio 3- Lago de Chapultepec. Las barras muestran los promedios de 4 réplicas por cada uno de los tratamientos, con sus respectivos errores típicos. Para cada tratamiento, las barras que llevan letras diferentes son estadísticamente significativas ($p < 0.001$, test-Tukey).

Tabla 5. Resultado de ANDEVA una vía con pruebas post hoc de Tukey para el comportamiento alimentario de *A. sieboldii* sometido a un medio con agua de lago, cianobacterias y dos proporciones de microcistinas. DF: Grados de libertad; SS: Suma de cuadrados; MS: Media de cuadrados; F: F-proporción.

Fuente de Variación	DF	SS	MS	F	P
Lago de Tezozómoc (ANDEVA una vía)					
Encuentros	4	130.2	32.55	9.25	<0.001
Residual	15	52.75	3.51		
Ataques	4	36.5	9.12	10.33	<0.001
Residual	15	13.25	0.88		
Captura	4	35.8	8.95	28.26	<0.001
Residual	15	4.75	0.31		
Ingesta	4	28.3	7.07	12.86	<0.001
Residual	15	8.25	0.55		
Pista olímpica de remo y canotaje "Virgilio Uribe" (ANDEVA una vía)					
Encuentros	4	38.8	9.7	3.63	0.029
Residual	15	40	2.66		
Ataques	4	27.7	6.92	4.42	0.015
Residual	15	23.5	1.56		
Capturas	4	24.8	6.2	5.23	0.008
Residual	15	17.75	1.18		
Ingestas	4	24.8	6.2	5.23	0.008
Residual	15	17.75	1.18		
Lago menor de Chapultepec (ANDEVA una vía)					
Encuentros	4	88.5	22.12	11.64	<0.001
Residual	15	28.5	1.9		
Ataques	4	21.2	5.3	7.22	0.002
Residual	15	11	0.73		
Capturas	4	21.5	5.37	7.86	0.001
Residual	15	10.25	0.68		
Ingestas	4	8.7	2.17	5.01	0.009
Residual	15	6.5	0.43		

Preferencia alimentaria de *C. montezumae*

El índice alfa de Manly (Figura 12) indica que los acociles presentaron una preferencia por el cladóceros *M. macrocopa* en todos los casos bajo condiciones del medio con células (*Microcystis* spp. y *S. acutus*) y a diferentes concentraciones de microcistinas, presentando índices de entre 0.28 a 0.52. En condiciones normales con la microalga (*S. acutus*) se puede observar que también tuvo cierta selectividad por el cladóceros *A. glabra* (índice de 0.32). En los medios acondicionados con células de *Microcystis* spp. del lago Tezozómoc y la Pista Olímpica el acocil tuvo una preferencia por *M. triserialis* mostrando un índice de alfa de Manly de 0.25 a 0.26, en este mismo tratamiento con la muestra tomada del lago de Chapultepec existe una preferencia por el copépodo *E. grandidieri* (índice de 0.34). Al exponer a *C. montezumae* a una concentración al 10% de microcistinas pertenecientes al lago Tezozómoc muestra una preferencia por el copépodo *E. grandidieri* (índice 0.28) y en el mismo tratamiento pero con microcistinas de Chapultepec el acocil suele preferir a *M. triserialis* (índice 0.29). En el tratamiento con extracto al 1% el acocil no mostró otras preferencias además de *M. macrocopa* representando valores por debajo de 0.25 (índice alfa de Manly).

Consumo de presas de *C. montezumae*

En relación a las presas *M. macrocopa* fue el que más consumió *C. montezumae*, principalmente en el tratamiento con *S. actutus* consumiendo entre 39 y 43 organismos que representan más del 78% de las presas ofrecidas en las muestras del sitio 1 y 2. Sin embargo, en el sitio 3 la alimentación de *C. montezumae* hacia *M. macrocopa* tiende a disminuir hasta 28% con respecto al número de organismos iniciales cuando este se encuentra en un medio con células de *Microcystis* spp., y hasta 44% cuando se encuentra en concentraciones altas de microcistinas de dicho lago, teniendo así diferencias significativas en el consumo por *M. macrocopa* ($p=0.003$) (Tabla 6).

Se puede observar (Figura 13) que el consumo por *M. triserialis* disminuye significativamente ($p<0.001$) (Tabla 6) cuando *C. montezumae* es expuesto ante microcistinas del sitio 1, consumiendo alrededor de 12 *M. triserialis* representando menos del 50% de la alimentación en relación a los tratamientos con células. En el sitio 2 no se mostraron diferencias significativas en el consumo por este cladóceros

en relación al control. En el sitio 3 el menor consumo de *M. triserialis* se presentó en presencia de *Microcystis* spp. siendo significativo y con un valor de 7 ind. durante el tiempo de alimentación, sin embargo en presencia de MC's al 10% el consumo por este cladóceros aumentó significativamente ($p < 0.001$) con respecto al control en un 48%, consumiendo 24 ind. durante el tiempo de alimentación.

En el sitio 1 el consumo de *A. glabra* varió significativamente entre los cuatro tratamientos ($p < 0.001$), consumiendo la menor cantidad en el tratamiento con MC's al 1% siendo esta de 11 ind, seguida del medio con MC's al 10% consumió 16 ind, en el medio con *Microcystis* spp. se elevó su consumo a 24 ind. Por otra parte en el sitio 2 y 3 hay una misma tendencia en el consumo de *A. glabra* al no existir diferencias significativas en los diferentes tratamientos con respecto al control.

En condiciones normales el acocil consumió entre 9 y 14 ind. del copépodo *E. grandidieri*, presentando una misma tendencia en los 3 sitios con la exposición a *Microcystis* spp., sin embargo, en los medios con microcistinas se eleva el consumo por este copépodo, consumiendo más del 34% en el sitio 1, más del 63% en el sitio 2 y en el sitio 3 se elevó el consumo solo en el tratamiento con 10% de MC's en más del 44%.

Preferencia alimentaria α de Manly (0.25)

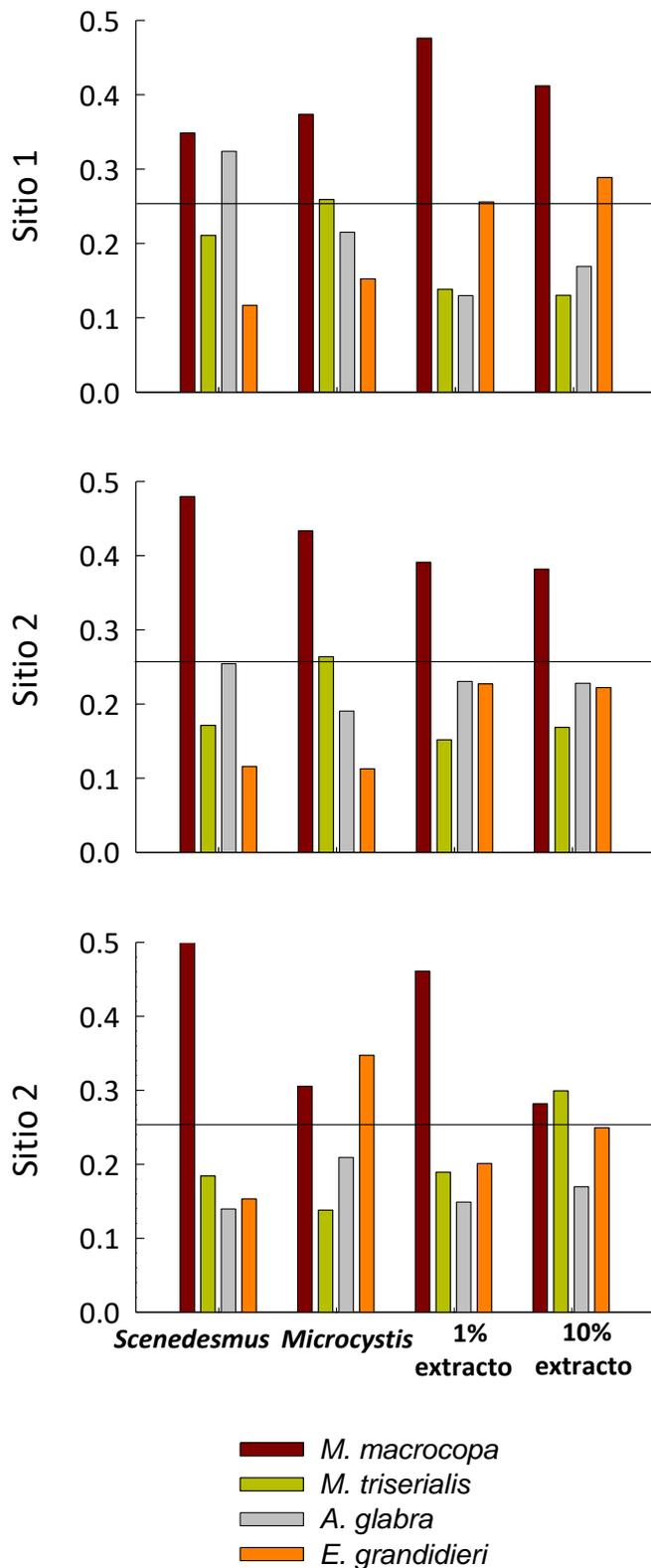


Figura 12. Índice de preferencia α Manly estandarizado (Krebs, 1999) del acocil *C. montezumae*. Las barras muestran el valor promedio obtenido de cuatro réplicas por el consumo del acocil y la línea horizontal-central indica el índice de preferencia (0.25) para todas las presas.

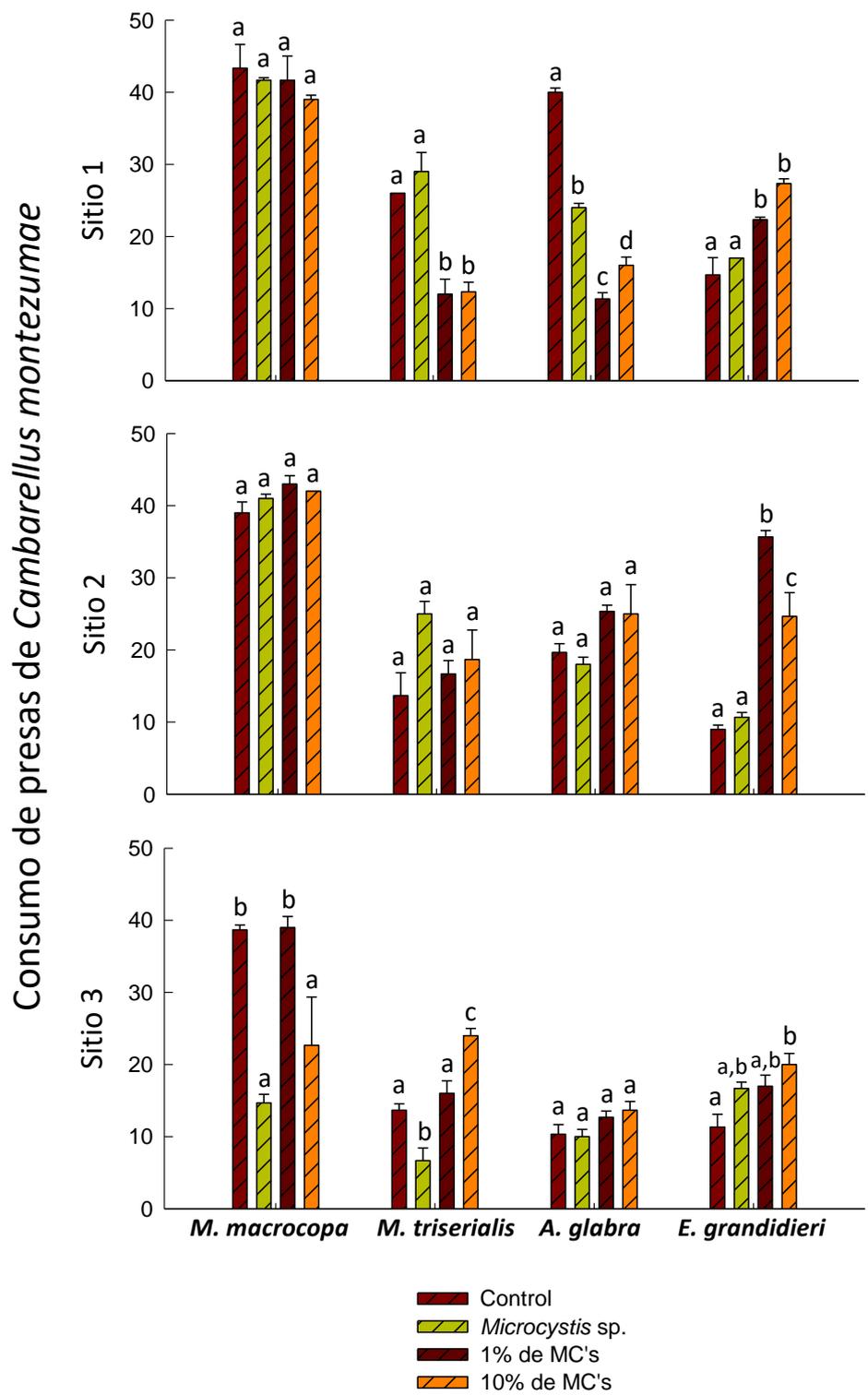


Figura 13. Consumo del acocil *C. montezumae* en presencia de cuatro diferentes medios acondicionados y a una misma densidad de presas de tres cladóceros y un copépodo. Para cada tratamiento, las barras que llevan letras diferentes son estadísticamente significativas ($p < 0.001$, test-t Holm-Sidak)

Tabla 6. Resultado de ANDEVA una vía con pruebas Holm-Sidak para el consumo de *C. montezumae* sometido a un medio con cianobacterias y dos proporciones de microcistinas y alimentado con tres cladóceros y un copépodo. DF: Grados de libertad; SS: Suma de cuadrados; MS: Media de cuadrados; F: F-proporción.

Fuente de Variación	DF	SS	MS	F	P
Lago de Tezozómoc					
Entre tratamientos con:					
<i>M. macrocopa</i>	3	28.91	9.63	0.575	0.647
Error	8	134	16.75		
<i>M. triserialis</i>	3	719	239.66	24.373	<0.001
Error	8	78.66	9.83		
<i>A. glabra</i>	3	1425	475	228	<0.001
Error	8	16.66	2.08		
<i>E. grandidieri</i>	3	288.66	96.22	20.257	<0.001
Error	8	38	4.75		
Pista olímpica de remo y canotaje "Virgilio Uribe"					
Entre tratamientos con:					
<i>M. macrocopa</i>	2	24	12	3	0.125
Error	6	24	4		
<i>M. triserialis</i>	3	207	69	2.760	0.112
Error	8	200	25		
<i>A. glabra</i>	3	124.66	41.55	2.833	0.106
Error	8	117.33	14.66		
<i>E. grandidieri</i>	3	1426	475.33	51.387	<0.001
Error	8	74	9.25		
Lago menor de Chapultepec					
Entre tratamientos con:					
<i>M. macrocopa</i>	3	1316.25	438.75	11.939	0.003
Error	8	294	36.75		
<i>M. triserialis</i>	3	459.58	153.19	25.892	<0.001
Error	8	47.33	5.917		
<i>A. glabra</i>	3	28.66	9.55	2.548	0.129
Error	8	30	3.75		
<i>E. grandidieri</i>	3	116.9	38.97	6.074	0.019
Error	8	51.333	6.417		

Discusión

En México, los lagos de Tezozómoc y Chapultepec (menor, primera sección), y la Pista Olímpica de Remo son consideradas como zonas recreativas para la población de la CDMX, en ellos se cuantificaron concentraciones de microcistinas que varían en un rango de $1.6 \mu\text{g L}^{-1}$ a $6.3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 3); la Organización Mundial de la Salud (OMS), ha reportado un valor guía de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ de microcistinas (MC-LR) como máximo permisible en agua para el consumo humano (WHO, 1998). Para aguas recreativas, se reconoce que la exposición a partir de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de MC-LR representan niveles bajos de riesgo, pero a partir de $20 \mu\text{g L}^{-1}$ conllevan a un alto riesgo de efectos adversos para la salud. Las concentraciones encontradas en éste trabajo se encuentran por debajo de estos niveles, es decir, éstas no representan un riesgo a la salud humana; sin embargo, no existe un valor límite que indique el potencial riesgo para los organismos residentes en un ecosistema con tales concentraciones. En México hay algunos registros de microcistinas obtenidas mediante pruebas moleculares, inmunológicas y técnicas químicas (Tabla 7). En la Pista Olímpica de Remo y Canotaje “Virgilio Uribe”, se encontró una concentración de $3.124 \mu\text{g L}^{-1}$, éste valor se aproxima a las concentraciones reportadas por Arzate-Cárdenas *et al.* 2010 (3.42 y $3.55 \mu\text{g L}^{-1}$), pero superior al reportado dos años después por Pineda-Mendoza *et al.* (2012) con concentraciones que van de $0.22 \mu\text{g L}^{-1}$ a $2.77 \mu\text{g L}^{-1}$, esto indica que hasta el momento no hay una alta variación en la concentración como en el caso de Chapultepec. Los valores de microcistinas que se cuantificaron en los tres lagos recreativos se encuentran dentro del rango de los valores reportados en todo México.

En el lago de Chapultepec se puede observar que los datos obtenidos se encuentran dentro de los rangos ya registrados previamente, sin embargo la concentración más alta obtenida fue de $6.31 \mu\text{g L}^{-1}$ que representa mucho menos de la concentración reportada ($78 \mu\text{g L}^{-1}$) por Vasconcelos *et al.* (2010), pero más alta que la reportada ($1.89 \mu\text{g L}^{-1}$) por Arzate-Cárdenas *et al.* (2010). Una posible explicación de la disminución en la producción de este metabolito secundario puede ser a que desde hace algunos años se ha intentado erradicar los florecimientos continuamente, motivo por el cual se han instalado sistemas de aireadores con tubería en algunos puntos del lago de Chapultepec y se han adicionado sales floculantes para eliminar la carga interna de fósforo (Noyma *et al.*, 2015).

Para el Lago de Tezozómoc, aunque ya se ha reportado la formación de florecimientos de cianobacterias (Oliva-Martínez *et al.*, 2008), éste estudio presenta el primer reporte de evaluación de equivalentes de microcistinas con una concentración de $1.615 \mu\text{g L}^{-1}$, cabe destacar que de los tres lagos estudiados, éste lago presentó la menor concentración de microcistinas.

Densidad de cianobacterias

Ger *et al.* (2014) han considerado que un cuerpo de agua presenta un “floreamiento” cuando las cianobacterias representan más del 50% de la biomasa total del fitoplancton y su abundancia supera una densidad celular de 10^4 cel mL^{-1} . De acuerdo con esto, podemos considerar que los tres lagos estudiados presentan problemas de florecimientos cianobacteriales, dominados por el género *Microcystis* spp. con una biomasa mayor al 90% de la comunidad del fitoplancton y con densidades que oscilan entre $8 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ y $13.32 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$.

El lago Tezozómoc presentó una máxima densidad en el mes de abril de $13.32 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$, siendo la más alta de los tres sitios estudiados. Previamente Oliva-Martínez *et al.* (2008) también reportaron altas densidad de cianobacterias del género *Microcystis* spp. con un pico máximo mayor a $0.15 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ durante el mes de abril, sin embargo, el florecimiento se mantiene persistente en altas densidades durante todo el año, especialmente en temporadas donde la temperatura aumenta y la proporción de concentraciones de Nitrógeno y Fósforo son 1:1, por ello lo clasificaron como un lago hipertrófico, con dominancia de cianobacterias representando el 96% de la densidad celular. A pesar de la alta densidad, éste sitio presentó la menor producción de equivalentes de microcistinas ($1.615 \mu\text{g L}^{-1}$), posiblemente por la heterogeneidad de las condiciones ambientales que podrían contribuir a la eliminación natural de estos metabolitos secundarios, mediante dilución, descomposición térmica, cambios en el pH del medio, fotólisis, adsorción y degradación biológica (Schmidt *et al.*, 2014).

Tabla 7. Valores de microcistinas ($\mu\text{g L}^{-1}$) registrados para México en lagos naturales y artificiales.

Sitio	Método de cuantificación	$\mu\text{g L}^{-1}$ de microcistinas	Referencia
Alameda Oriente	Prueba de ELISA	$0.27\mu\text{g L}^{-1}$ – $3.51\mu\text{g L}^{-1}$	Arzate-Cárdenas <i>et al.</i> , 2010
	Prueba de ELISA	$0.14\mu\text{g L}^{-1}$ – $0.45\mu\text{g L}^{-1}$	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> , 2012
Chapultepec	Cromatografía de alta densidad (HPLC)	$78 \mu\text{g L}^{-1}$ (Lago mayor, 1ª sección) datos del 2007	Vasconcelos <i>et al.</i> , 2010
	Prueba de ELISA	$1.89\mu\text{g L}^{-1}$ – $3.19\mu\text{g L}^{-1}$ (Lago mayor, 1ª Sección)	Arzate-Cárdenas <i>et al.</i> , 2010
	Prueba de ELISA (eq. de microcistinas)	$6.31 \mu\text{g L}^{-1}$ (Lago menor, 1ª Sección)	Presente trabajo
Cuemanco, Xochimilco	Cromatografía de alta densidad (HPLC)	$4.9 \mu\text{g L}^{-1}$	Vasconcelos <i>et al.</i> , 2010
Los Ángeles	Cromatografía de alta densidad (HPLC)	$26.3 \mu\text{g L}^{-1}$	Vasconcelos <i>et al.</i> , 2010
Lago de Pátzcuaro, Michoacán	Cromatografía líquida-espectrometría de masas	$0.02\mu\text{g L}^{-1}$ – $0.36\mu\text{g L}^{-1}$	Berry <i>et al.</i> , 2011
	ELISA para MC-LR	0 – $6.520 \mu\text{g L}^{-1}$ (Datos reportados de 2 años)	Tomasini-Ortiz <i>et al.</i> , 2012
Lago de Texcoco	Prueba de ELISA	$0.2\mu\text{g L}^{-1}$ – $2.4\mu\text{g L}^{-1}$	Zamora-Barrios <i>et al.</i> , 2017
Lago Tezozómoc	Prueba de ELISA (eq. de microcistinas)	$1.615 \mu\text{g L}^{-1}$	Presente trabajo
Laguna de Zumpango	Cromatografía de alta densidad (HPLC)	$62.4 \mu\text{g L}^{-1}$	Vasconcelos <i>et al.</i> , 2010
	Prueba de ELISA	$35.6 \mu\text{g L}^{-1}$	Zamora-Barrios <i>et al.</i> , 2019
Pista Olímpica de Remo y Canotaje	Prueba de ELISA	$3.42\mu\text{g L}^{-1}$ – $3.55\mu\text{g L}^{-1}$	Arzate-Cárdenas <i>et al.</i> , 2010
	Prueba de ELISA	$0.22\mu\text{g L}^{-1}$ – $2.77\mu\text{g L}^{-1}$	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> , 2012
	Prueba de ELISA (eq. de microcistinas)	$3.124 \mu\text{g L}^{-1}$	Presente trabajo
Valle de Bravo	Prueba de ELISA	$0.03\mu\text{g L}^{-1}$ – $0.77\mu\text{g L}^{-1}$	Figuroa-Sánchez <i>et al.</i> , 2014
	Prueba de ELISA	$5.56\mu\text{g L}^{-1}$	Alillo-Sánchez <i>et al.</i> , 2014

Otra explicación posible es que el genotipo del género *Microcystis* encontrado en el lago de Tezozómoc, no contaba o no expresaba el complejo enzimático (*mcyA-J*) que codifica para la producción de microcistinas (Via-Ordorika *et al.*, 2004; Pineda-Mendoza *et al.* 2016). Se ha demostrado que la biosíntesis de las cianotoxinas es dependiente de factores ambientales como: la tasa de crecimiento celular, competencia, depredación, temperatura, intensidad de luz, concentración de nutrientes, que desencadenan o estimulan la biosíntesis de estos metabolitos (Merel *et al.*, 2013).

En la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”, el dominio de las cianoprocariontes nuevamente fue por especies del género *Microcystis*. Pineda-Mendoza *et al.* (2012) y Arzate-Cárdenas *et al.* (2010), reportaron que cepas tóxicas (identificación de genes *mcyA-J*) de éste género son recurrentes en la pista olímpica, asociadas generalmente al estado trófico del cuerpo de agua y a las condiciones medio ambientales. La concentración de células de *Microcystis* spp. fue de 8×10^5 cel mL⁻¹, siendo la menor densidad de células en comparación con los otros sitios de muestreo. Múltiples estudios realizados en la Pista Olímpica han reportado la presencia del género *Microcystis* spp., pero no todos indican la densidad de células (Arzate-Cárdenas *et al.*, 2010, Pineda-Mendoza *et al.*, 2012). Sin embargo, uno de los precedentes de la densidad celular fue aportado por Chávez-Ríos (2018), quien registró en el 2016 la densidad de cuatro especies de *Microcystis* spp. con un valor de 11.18×10^5 cel mL⁻¹ que representa el 71% de los datos obtenidos, y otro por Araiza-Vázquez (2017), registrando la dominancia del género *Microcystis* en tres distintos periodos del año (junio-julio, septiembre-octubre y marzo-abril). Durante el mes de abril se registró una abundancia superior a 258×10^5 cel mL⁻¹, lo que representa 96% más que los valores obtenidos en el presente trabajo.

En el lago de Chapultepec, los valores obtenidos en este trabajo están por debajo de los rangos reportados previamente (Vasconcelos *et al.*, 2010, Fernández y Alcocer, 2018), sin embargo la densidad obtenida fue de 9.78×10^5 cel mL⁻¹ de cianobacterias que representa el 17% de la densidad reportada por Vasconcelos *et al.* (2010) en 2007 en el lago de la primera sección del bosque de Chapultepec y el 32% de la densidad reportada por Fernández y Alcocer (2018), en el lago Viejo de Chapultepec. Cabe mencionar que a partir del año 2016 el Gobierno de la CDMX

implementó estrategias para el control de fitoplancton en dichos cuerpos de agua, probablemente esto explicaría la elevada densidad reportada unos años antes por Vasconcelos *et al.* (2010). En cuanto a la dominancia de cianobacterias del género *Microcystis* sigue estando presente en más del 80% con relación al resto del fitoplancton (Vasconcelos *et al.*, 2010; Fernández y Alcocer, 2018). Además, el lago de Chapultepec presentó la mayor concentración de microcistinas con $6.31 \mu\text{gL}^{-1}$, esto indica que de los esfuerzos realizados por erradicar esta cianobacteria, no han dado resultado y que una mayor proporción de células de las cepas encontradas podrían estar sintetizando estos metabolitos secundarios.

Tasas de alimentación de *M. macrocopa*

No se muestra una diferencia en las densidades consumidas por *M. macrocopa* al ser expuesto ante un medio con agua directamente tomada del Lago Tezozómoc y la Pista Olímpica de Remo y Canotaje (consumo de *S. acutus* de 1.6 a 2.1×10^5 cel mL^{-1}) (Figura 10), esto puede ser posible debido a que la concentración de microcistinas en el medio no era demasiada alta como para afectar su tasa de alimentación, retomando el hecho de que estos dos sitios presentaron concentraciones bajas de microcistinas (en su forma particulada) que oscilan entre 1.6 y $3.1 \mu\text{L}^{-1}$ (Tabla 2), no obstante es posible que a pesar de que la molécula de microcistina es químicamente estable (Dawson, 1998), en el medio existiera una densidad alta de bacterias productoras de enzimas microcistininasas (Brinkman y Bourne, 2013) que contribuyeran a la velocidad de degradación de las microcistinas. Jones *et al.* en 1990 evaluaron la degradación de microcistinas-LR al adicionar 1mgL^{-1} de estas en agua del río filtrada ($0.45 \mu\text{m}$) (Para eliminar la mayoría de las bacterias y los sólidos suspendidos), produciendo una degradación del 20% en un lapso de dos semanas. Sin embargo, el lago de Chapultepec tuvo una concentración mayor en relación a los sitios estudiados reportando $6.31 \mu\text{L}^{-1}$ de microcistinas (forma particulada) y se puede apreciar un consumo menor de *S. acutus* por el cladócono *M. macrocopa* expuesto al agua filtrada del lago representando solo el 69% con respecto al control.

Tabla. Valores de referencia de la OMS para prácticas seguras en el manejo de agua que pueden contener células de cianobacterias, según el nivel de probabilidad de efectos adversos para la salud (OMS, 2003), modificada de Churro et al. 2012.

OMS niveles de referencia	Células de cianobacterias	Riesgos a la salud	Acción recomendada
Bajo	< 20,000 del total de células de cianobacterias mL ⁻¹	Resultados de salud adversos a corto plazo poco probables	Continuar monitoreando
Moderado	20,000 - 100,000 del total de células de cianobacterias mL ⁻¹	Resultados de salud adversos a corto plazo, por ej. Irritaciones de la piel, enfermedades gastrointestinales, probablemente a baja frecuencia.	Agregue carteles para indicar el nivel de alerta MODERADO: mayor riesgo de salud para Natación y otras actividades de contacto con el agua.
Alto	Formación de espuma de cianobacterias en áreas de recreación de contacto ó >100,000 de las células de cianobacterias totales ml ⁻¹	Resultados adversos para la salud a corto plazo, como irritaciones de la piel o enfermedades gastrointestinales después de contacto o ingestión accidental. Es posible que se produzca una intoxicación aguda grave en los peores casos de ingestión.	Acción inmediata para prevenir el contacto con la espuma. Agregar señales para indicar. ALTO nivel de alerta: advertencia de peligro para nadar y otras actividades de contacto con el agua

En las dietas exclusivas de 100% *S. acutus* o *Microcystis* spp. no se mostró una diferencia en la tasa de alimentación consumiendo de 1.2 a 2.4×10^5 cel/mL⁻¹ de *Microcystis* spp. y de 1.4 a 2.1×10^5 cel/mL⁻¹ de *S. acutus* (en los tres sitios de muestreo), corroborando que *M. macrocopa* es un organismo no selectivo y que puede alimentarse de cianobacterias. Además se ha reportado que *M. macrocopa* es un cladóceros que se puede encontrar frecuentemente en los lagos de la CDMX con eutrofización, y coexistir en presencia de cianobacterias a pesar del escaso valor nutricional que estas aportan (Alva-Martínez *et al.*, 2007), suele ser un organismo capaz de sobrevivir ante contaminantes como metales pesados (García-García *et al.*, 2004) y concentraciones bajas de medicamentos (paracetamol y diclofenaco) (Sarma *et al.*, 2014) por mencionar algunos, mostrando una alta resistencia a efectos adversos en el ecosistema y posiblemente por ello no fue afectada su alimentación de forma inmediata. Sin embargo, se ha visto que la tasa de crecimiento poblacional (r) de *M. macrocopa* e incluso de otro cladóceros como

Ceriodaphnia dubia suele ser influenciada con dietas exclusivas de *Microcystis* spp. teniendo un aumento retrasado en la densidad de la población (Alva-Martínez *et al.*, 2007).

En las dietas mixtas el consumo fue mayor en los tratamientos con 75% y 50% de *Microcystis* spp. en todos los casos. Esto es consistente con lo reportado por Pérez-Morales *et al.* (2014) quienes muestran que otros cladóceros como *C. dubia*, *Daphnia pulex* y *M. micrura* al ser expuestos a la misma dieta se alimentan en mayor cantidad de la cianobacteria *M. aeruginosa*, pero los organismos de mayor tamaño como *C. dubia* y *D. pulex* presentaron altas tasas de alimentación y filtración en las porciones de 50% y 75% siendo similar a la tasa de alimentación de *M. macrocopa*. Entonces, de acuerdo con Pagano (2008) la tasa de alimentación tiende a ser dependiente del tamaño de cada célula ofrecida como alimento para organismos filtradores, como en el caso de las dietas mixtas cuyo número de células consumidas de *Microcystis* spp. de los tres sitios fue más alta, comparada con la dieta de *S. acutus*, debido a que el género *Microcystis* medía entre 3 y 5 μm y *S. acutus* de 7 a 9 μm . En las dietas bajas, al 25%, la tasa de alimentación de *M. macrocopa* no presentó diferencias significativas entre una dieta y otra, consumiendo entre 0.14 a 0.58 cel mL⁻¹ de *S. acutus* y *Microcystis* spp. a diferencia del consumo con células de *Microcystis* spp. pertenecientes al Lago de Chapultepec, la tasa de alimentación fue de 0.18x10⁵ cel mL⁻¹ de *S. acutus* siendo mayor la de *Microcystis* spp. reportando 0.6x10⁵ cel mL⁻¹, es decir, que posiblemente las células de *Microcystis* spp. colectadas en el lago Tezozómoc y la Pista Olímpica de Remo y Canotaje presentaron un mayor tamaño que las células presentes al momento de la colecta en el Lago de Chapultepec.

A diferencia de las pruebas agudas con filtrados de agua directa del lago y las dietas mixtas de *S. acutus* y *Microcystis* spp., las pruebas en presencia de microcistinas tuvieron resultados más claros de la toxicidad que éstas pueden presentar sobre la tasa de alimentación de *M. macrocopa*, principalmente en las concentraciones al 10% de MC's. Además de *M. macrocopa* se ha reportado que las especies de *Daphnia* tienen una mayor sensibilidad a pruebas de toxicidad con microcistinas, presentando bajas tasas de crecimiento poblacional y fecundidad (Herrera, *et al.* 2015). La cepa que pudo provocar una disminución mayor en la tasa de alimentación fue la que estuvo presente en la Pista Olímpica de Remo y Canotaje

“Virgilio Uribe” reportando únicamente 43% con respecto al control, tomando en cuenta que la concentración de microcistinas fue la más baja de $0.15 \mu\text{gL}^{-1}$ (1%) a $1.5 \mu\text{gL}^{-1}$ (10%), es decir que la cepa colectada en ese momento presentó algunas microcistinas tóxicas como MC-LR, MC-YR, MC-LA, MC-YM o MC-RR (Catherine, 2017), a diferencia de la muestra tomada del Lago de Chapultepec de donde se ocuparon las concentraciones más altas de $1.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (1%) y $12.6 \mu\text{gL}^{-1}$ (10%), la tasa de alimentación de *M. macrocopa* representó el 84% con respecto al control, esto también puede ser posible debido a que la toxicidad de microcistinas suele depender de diversos factores como la clorofila, las elevadas temperaturas, la estación y otros factores como el tiempo de exposición de los organismos en los cuerpos de agua naturales (Davis *et al.*, 2009). Estas pruebas contribuyen a la utilización de *M. macrocopa* como un organismo de estudio para evaluar la toxicidad de las cianobacterias y sus metabolitos secundarios. Además de que el uso directo de la prueba de ELISA para la detección de microcistinas y pruebas agudas con tasas de alimentación de algún cladóceros son de ayuda complementaria para tener una visión más clara y concisa del estado en el que se encuentra un lago.

Comportamiento alimentario de *A. sieboldii*

Otros estudios que han evaluado la respuesta funcional de *A. intermedia*, reportan a diferentes especies de los géneros *Brachionus* y *Hexarthra* como un buen alimento para el crecimiento de *A. intermedia* en densidades de $0.5-1.5 \text{ ind mL}^{-1}$ (Iyer y Rao, 1996) a diferencia de *A. sieboldii* que tuvo densidades de $2-3.7 \text{ ind mL}^{-1}$, debido a que esta especie es la más grande del género, además de que la alimentación de estos rotíferos es proporcional a la cantidad de agua, disponibilidad del zooplancton y al tamaño del depredador y la presa (Sarma, 1993).

Los tratamientos que reflejaron una diferencia más notable en cuanto al comportamiento alimentario fueron los medios que contenían microcistinas, en los que se observó una reducción de los encuentros, ataques, capturas e ingestas entre el 53 y 80% en relación con el control. Se observó que la movilidad de *A. sieboldii* disminuyó en los tratamientos con microcistinas e incluso en presencia de cianobacterias. De acuerdo con Snell (1980) la tasa de reproducción de *A. girodi* decreció en presencia de *Anabaena flos-aquae*, y su afectación fue atribuida de manera extracelular, es posible que las microcistinas afectarán de la misma manera

(extracelular), ya que no se observó que el rotífero consumiera *Microcystis* spp.

Entre tratamientos no se presentaron diferencias entre sí, sin embargo, en el lago de Chapultepec hay una gran diferencia con relación a los demás tratamientos reduciendo el proceso de alimentación un 75%, cabe recalcar que la cuantificación de microcistinas fue mayor en el mismo sitio. Los efectos a través de la interacción depredador-presa son igualmente importantes para mantener un equilibrio en los ecosistemas acuáticos. También es importante que al realizar este tipo de pruebas agudas con depredadores la presa ofrecida al momento no presente huevos, ya que, se ha reportado una susceptibilidad de *Asplanchna* de al menos 3 veces menor por aquellos organismos que no presentan huevos y más pequeños (Starkweather y Walsh, 1990).

Preferencia y consumo alimentario de *C. montezumae*

Los acociles tuvieron una preferencia por el cladóceros *M. macrocopa* con índices de entre 0.28 a 0.52 en todos los casos bajo condiciones del medio con células (*Microcystis* spp. y *S. acutus*) y a diferentes concentraciones de microcistinas, desafortunadamente no se ha estudiado mucho sobre la biología de estos organismos a pesar de tener gran importancia y ser organismos endémicos de Xochimilco (Álvarez y Rangel, 2007), sin embargo, se ha descrito que tiene hábitos alimentarios detritívoros, herbívoros (Loya-Javellana *et al.*, 1993), y omnívoros (Rodríguez-Serna, 1999). En general el acocil *C. montezumae* consumió de 14 a 43 presas de *M. macrocopa*, siendo el valor más alto en cada tratamiento de los tres diferentes sitios, a pesar, de que los Cambaridos se alimentan de materia orgánica situada en el sustrato (Félix y Gutiérrez, 2005). Por lo tanto, debido a la natación constante de la presa en la columna de agua y al volumen utilizado para las pruebas agudas, la eficiencia de captura de *C. montezumae* fue mayor en comparación con las demás presas ofrecidas. Otra presa preferida en condiciones óptimas fue *A. glabra* (índice de 32), que a diferencia de *M. macrocopa* su natación suele ser más lenta, además de que algunas especies de Alona tienen su caparazón grueso (Sinev, 2009), este tuvo un consumo máximo de 40 individuos y solo en Lago de Tezozómoc ocurrió esa preferencia.

El cladóceros *M. triserialis* presenta una morfología peculiar que lo defiende ante algunos depredadores principalmente por sus anténulas (Dumont *et al.*, 2002) y el

copépodo *E. grandidieri* es un organismo de hábitos bentónicos (Thorp y Covich, 2001) y capaz de huir ante depredadores. Sin embargo en los medios con *Microcystis* spp. y la concentración mayor de microcistinas se ve reflejado una preferencia de 0.25 a 0.34 y un mayor consumo de estas dos presas. Esto puede ser posible debido a que durante el tiempo de alimentación de *C. montezumae* las cianobacterias y las microcistinas hayan afectado principalmente a las presas (Pérez *et al.*, 2008) dándole ventaja al acicil para lograr capturarlas.

Por último, de acuerdo con los resultados *C. montezumae* consumió de 45 a 84 presas totales, siendo la menor cantidad en relación con los demás sitios, enseguida del Lago de Chapultepec y la Pista Olímpica (esta última con el mayor consumo de 93 a 120 presas totales). En esta prueba los datos se vieron influenciados por las afectaciones hacia las presas provocando una mayor eficacia en el consumo del depredador.

Se ha estudiado que los aspectos demográficos de *C. montezumae* suelen ser independientes de variables como el pH, el oxígeno disuelto y la temperatura (Álvarez y Rangel, 2007). Sin embargo, es importante que al realizar estas pruebas se deban contemplar las condiciones óptimas en las que vive el organismo debido a los factores limitantes que se pueden presentar. Por ejemplo, se ha demostrado que *C. montezumae* presenta una eficiencia en la asimilación del alimento y una mayor tasa de alimentación a temperaturas bajas de hasta 17° C a 23° C, prefiriendo ambientes de 20° C (Rodríguez-Serna y Carmona-Osalde, 2002), en el presente trabajo todos los experimentos se realizaron a temperatura ambiente.

Por otra parte también se ha considerado a *C. montezumae* como un biomonitor no convencional debido a sus hábitos alimentarios y resistencia a condiciones adversas (Madrigal-Bujaidar, 2017). Sin embargo, la utilización de *C. montezumae* como organismo estudio es de gran ayuda para evaluar la toxicidad de cianobacterias y cianotoxinas, debido a que las floraciones de cianobacterias suelen presentarse en altas temperaturas, pudiendo modificar sus hábitos alimentarios y por consiguiente modificar las cadenas tróficas al cambiar su tipo de alimentación (Nystrom *et al.*, 1996). Además por el papel que desempeña en el ecosistema, su amplia distribución, endemismo y su consumo gastronómico (Sánchez, 2007).

Conclusiones

- El uso de pruebas agudas ecotoxicológicas para la evaluación de la calidad de las aguas someras permite la detección temprana de agentes tóxicos que presentan riesgos para la salud humana y para el mismo ecosistema, con el fin de posteriormente implantar las medidas necesarias de prevención o remediación para el lago.
- *M. macrocopa* presentó sensibilidad en sus tasas de alimentación ante estos agentes tóxicos, por ello se considera como un buen candidato para evaluar la toxicidad de las cianobacterias y principalmente sus metabolitos secundarios.
- Los efectos a través de la interacción depredador-presa son igualmente importantes para mantener un equilibrio y ampliar un panorama del estado en el que se encuentran los ecosistemas acuáticos en este caso *A. sieboldii* demostró ser un buen candidato para este tipo de pruebas.
- Las presas ofrecidas para *C. montezumae* fueron afectadas por el tiempo de exposición ante los agentes tóxicos, no se mostró un claro efecto en su comportamiento, sin embargo, es de gran importancia realizar pruebas toxicológicas con este organismo es de gran importancia debido al papel trófico que desempeña dentro de los ecosistemas acuáticos.
- El presente trabajo queda abierto para la búsqueda de organismos candidatos con cierta sensibilidad ante agentes dañinos para la evaluación de la toxicidad mediante pruebas a corto plazo.

Literatura citada

- Alcocer D. J. y Lugo A. 1995. The urban lakes of Mexico City (Lago Viejo de Chapultepec). *Lakeline*. 15(2): 14-31.
- Alillo-Sánchez J., Gaytán-Herrera M., Martínez-Almeida V., y Ramírez-García P. 2014. Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* spp. in the main reservoir of a hydraulic system of Central Mexico. *Inland Waters*. 4(3): 327–336.
- Alva-Martínez A.F., Fernández R., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2009. Effect of mixed toxic diets (*Microcystis* and *Chlorella*) on the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* cultured alone and together. *Limnologica* 39: 302–305.
- Alva-Martínez A.F., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2007. Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquat Ecol. Springer Science Business Media B.V.* 41: 579–585.
- Álvarez F. y Rangel R. 2007. Population study of the crayfish *Cambarellus montezumae* (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) in Xochimilco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 78:431-437.
- An Z., Sun L., y Wang P. 2015. Acute toxicity and accumulation of microcystin-leucine-arginine in the crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). *Crustaceana*. 88(4): 397-404.
- APHA, AWWA y WPCF. 1992. Metodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. *Diaz de Santos*.17: 8000-8999.
- Arzate-Cárdenas M.A., Olvera-Ramírez R., y Martínez-Jerónimo F. 2010. *Microcystis* toxigenic strains in urban lakes: a case of study in Mexico City. *Ecotoxicology*. 19(6): 1157-1165.
- Berry J.P., Lee E., Walton K., Wilson A.E., y Bernal-Brooks F. 2011. Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Pátzcuaro (Michoacán, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30(7): 1621-1628.
- Brinkman D.L, Bourne D.G. 2013. Microcystinase. In: Rawlings N, Salveson G. (Eds) *Handbook of Proteolytic Enzymes 3rd Edition*. Academic Press, London. 1726-1731.
- Buratti F.M., Manganelli M., Vichi S., Stefanelli M., Scardala S., Testai E. y Funari E. 2017. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Casellas R. 1992. México 68, Confidencias de una Olimpiada., 1ª ed., Edit. Jus., México., 279 p.

- Catherine, A. 2017. Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis. Chichester: Wiley.
- Chávez-Ríos A. 2018. Histopatología de hígado, riñón y branquias de *Ambystoma mexicanum* expuesto por vía oral a microcistinas-LR obtenida de un florecimiento cianobacteriano de Xochimilco. UNAM-Dirección General de Bibliotecas, 78.
- Churro C., Dias E. y Valério E. 2012. Risk Assessment of Cyanobacteria and Cyanotoxins, the Particularities and Challenges of *Planktothrix* spp. Monitoring, Novel Approaches and Their Applications in Risk Assessment. InTech p. 4-84.
- Codd G.A., Morrison L.F. y Metcalf J.S. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. Toxicology and Applied Pharmacology. 203(3): 264-272.
- Davis T.W., Berry D.D., Boyer G.L. y Gobler C.J. 2009. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. Harmful Algae. 8(5): 715-725.
- Dawson R. M. 1998. The toxicology of microcystins. Toxicon. 36 (7): 953-962.
- DeMott W.R. y Dhawale S. 1995. Inhibition of in-vitro protein phosphatase-activity in 3 zooplankton species by Microcystin-LR, a toxin from cyanobacteria. Archive fur hydrobiology. 134(4): 417-424.
- DeMott W.R. y Moxter F. 1991. Foraging Cyanobacteria by Copepods: Responses to Chemical Defense and Resource Abundance. Wiley on behalf of the Ecological Society of America. Ecology. 72(5): 1820-1834.
- DeMott W.R., Zhang Q.X. y Carmichael W.W. 1991. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. American Society of Limnology and Oceanography. 36(7): 1346-1357.
- Downing J.A. y Rigler F.H. 1984. A manual for the methods of assessment of secondary productivity in fresh waters, 2nd ed., IBP Handbook 17. Blackwell Scientific, London, 485.
- Drobac D., Tokodi N., Lujčić J., Marinović Z., Subakov-Simić G., Dulić T., Vazžić T., Nybom S., Meriluoto J., Codd A.G. y Svirčev Z. 2016. Cyanobacteria and cyanotoxins in fishponds and their effects on fish tissue. Harmful Algae. 55: 66–76.
- Dumont H.J., Briano M.S. y Subhash Babu K.K. 2002. A re-evaluation of the *Macrothrix rosea-triserialis* group, with the description of two new species (Crustacea Anomopoda: Macrothricidae). Hydrobiologia. 467(1-3): 1-44.
- Elías-Fernández G., Navarrete-Salgado N., Fernández-Guzmán J.L. y Contreras-Rivero G. 2006. Crecimiento, abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata* en el lago urbano del Parque Tezozomoc de la Ciudad de México. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 12: 155-159.

- Félix-Cuencas L. y Gutiérrez-Yurrita P.J 2006. Influencia de los factores ambientales en la ecología poblacional de *Cambarellus montezumae* (crustácea, decápoda) en el Río San Juan, Querétaro. Congreso Nacional de Zoología. Octubre, Monterrey, N.L.
- Fernández R. y Alcocer J. 2018. Cyanobacteria consumption by cladocerans: a case study on facilitation. *Aquat Ecol.* 52: 245.
- Fernandez R., Nandini S. y S.S.S. Sarma. 2012. A comparative study on the ability of tropical micro-crustaceans to feed and grow on cyanobacterial diets. *Journal of Plankton Research.* 34(8): 719–731.
- Ferrão-Filho A. da S. y Kozlowsky-Suzuki B. 2011. Cyanotoxins: Bioaccumulation and Effects on Aquatic Animals. Open acces, *Marine Drugs.* 9: 2729-2772.
- Figuroa-Sánchez M.A., Nandini S. y Sarma S.S.S. 2014. Zooplankton community structure in the presence of low levels of cyanotoxins: A case study in a high altitude tropical reservoir (Valle de Bravo, México). *Journal of Limnology.* 73(1): 157-166.
- Figuroa-Sánchez M.A., Nandini S., Castellanos-Páez M.E. y Sarma S.S.S. 2014. Effect of temperature, food quality and quantity on the feeding behavior of *Simocephalus mixtus* and *Hyalella azteca*: implications for biomanipulation. *Wetlands Ecology and Management.* 27(2-3): 353-361.
- García G.G., Nandini S. y Sarma S.S.S. 2004. Effect of Cadmium on the Population Dynamics of *Moina macrocopa* and *Macrothrix triserialis* (Cladocera). *Bull. Environ. Contam. Toxicol. Springer-Verlag New York.* 72:717–724.
- Ger K. A., Hansson L.-A., y Lürling M. 2014. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. *Freshwater Biology.* 59(9): 1783-1798.
- Ghadouani A., Pinel-Alloul B., Plath K., Codd G.A. y Lampert W. 2004. Effects of *Microcystis aeruginosa* and purified microcystin-LR on the feeding behavior of *Daphnia pulex*. *Limnol. Oceanogr.* 49(3): 666–679.
- Gilbert F., Galgani F. y Cadiou Y. 1992. Rapid assessment of metabolic activity in marine microalgae: application in ecotoxicological tests and evaluation of water quality. *Marine Biology.* 112: 199-205.
- Gómez A., Cecchine G., y Snell T. W. 1997. Effect of pentachlorophenol on predator-prey interaction of two rotifers. *Aquatic Toxicology.* 37(4): 271-282.
- Hanazato T. 2000. Toxic cyanobacteria and the zooplankton community: Watanabe M.F., Harada K., Carmichael W.W., Fujiki H. (eds.) *Toxic Microcystis*. CRC Press, Boca Raton. pp 79–98.
- Herrera N.A., Echeverría L.F. y Ferrão-Filho A.S. 2015. Effects of phytoplankton extracts containing the toxin microcystin-LR on the survival and reproduction of cladocerans. *Toxicon.* 95: 38-45.

- Hoffman D.J. Rattner B.A., Burton Jr. G.A. y Cairns Jr. J. 2002. Handbook of ecotoxicology. Lewis Publishers, A CRC Press Company, Second edition, p. 1253.
- <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM09DF/delegaciones/09002a.html>
- http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972008000400004&lng=es&tlng=en
- INAFED. Azcapotzalco. Enciclopedia de los Municipios y delegaciones de México. Delegación del Distrito federal.
- Iyer N., y Rao T. 1996. Responses of the predatory rotifer *Asplanchna intermedia* to prey species differing in vulnerability: laboratory and field studies. *Freshwater Biology*. 36(3): 521–533.
- Jones G.J., Bourne D.G., Blakeley R.L., y Doelle, H. 1994. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria. *Natural Toxins*. 2(4): 228–235.
- Krebs C.J. 1985. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*, 3rd edn. Harper and Row, New York.
- Krebs C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd Edition, Benjamin Cummings, Menlo Park, p. 620.
- Loya-Javellana G.N., Fielder D.R., y Thorne M.J. 1993. Food choice by free-living stages of the tropical freshwater crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Parastacidae: Decapoda). *Aquaculture*. 118(3-4): 299–308.
- Lürling M. 2003. Effects of microcystin-free and microcystin-containing strains of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on growth of the grazer *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology*. 18(3): 202–210.
- Madrigal-Bujaidar E., Álvarez-González I., López-López E., Sedeño-Díaz J.E. y Ruiz-Picos R.A. 2017. The Crayfish *Cambarellus montezumae* as a Possible Freshwater Non-conventional Biomonitor. *Ecotoxicology and Genotoxicology: Non-traditional Aquatic Models*. Capítulo 7.
- Martínez R., Fernández N., Beiras R., y Vasconcelos V. 2007. Toxicity assessment of crude and partially purified extracts of marine *Synechocystis* and *Synechococcus* cyanobacterial strains in marine invertebrates. *Toxicon*. 50(6): 791–799.
- Merel S., Walker D., Chicana R., Snyder S. Baurès E. y Thomas O. 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*. 59: 303-327.
- Moreno M.J. 2010. Analysis of the Relationship Between Submerged Aquatic Vegetation (SAV) and Water Trophic Status of Lakes Clustered in Northwestern Hillsborough County, Florida. *Water, Air, & Soil Pollution*. 214(1-4): 539–546.

- Murrell M.C. y Loes E.M. 2004. Phytoplankton and zooplankton seasonal dynamics in a subtropical estuary: importance of cyanobacteria, *Journal of Plankton Research*. 26(3): 371-382.
- Nandini S. y Sarma S.S.S. 2012. Cianobacterias y cianotoxinas dulceacuícolas en ambientes tropicales: una revisión de la problemática. 15-34. In: Pica-Granados Y. & Ramírez-Romero P. (editors). *Contribuciones al Conocimiento de la Ecotoxicología y Química Ambiental en México*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, México. ISBN: 978-607-7563-54-9.
- National Aeronautics and Space Administration/Goddard Institute for Space Studies. 2018. "Global climate change: evidence", National Aeronautics and Space Administration. Earth Science Communications Team at NASA's Jet Propulsion Laboratory. California Institute of Technology. <https://climate.nasa.gov/evidence/>
- Noyma N.P., Magalhães L., Furtado L.L., Mucci M. Van Oosterhout F., Huszar L.M.V., Marinho M.M., Lürling M. 2015. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. *Elsevier, Water research*. 97: 26-38.
- Nystrom P. y Strand J. 1996. Grazing by native and an exotic crayfish on aquatic Macrophytes. *Freshwater Biology*. 36:673-682.
- Oliva-Martínez M.G., Rodríguez-Rocha A., Lugo-Vázquez A. y Sánchez-Rodríguez M. del R. 2008. Taxonomical composition and dynamics of phytoplankton in an urban hypertrophic lake. *Hidrobiológica*. 18(1): 1-13. Disponible en:
- Ongley E.D. 1997. Matching water quality programs to management need in developing countries: the challenge of program modernization. *European Water Pollution Control*. 7(4): 43-8.
- Ortega, M.M. 1981. Catálogo de algas continentales recientes de México. Primera edición, Universidad Nacional Autónoma de México. p. 565.
- Paffenhöfer G.A. 1988. Feeding Rates and Behavior of Zooplankton. *Bulletin of Marine Science*. 43(3): 430-445.
- Pagano M. 2008. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size-structure. *J. Plankton Res.* 30: 401-414.
- Pérez D.S., Soraci A.L., y Tapia M.O. 2008. Cianobacterias y cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Veterinaria*. 28(1): 48-56.
- Pérez-Morales A., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2014. Feeding and filtration rates of zooplankton (rotifers and cladocerans) fed toxic cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*). *Journal of Environmental Biology*. 0254-8704.

- Pérez-Morales, A., Olivos-Ortiz, A., Quijano-Scheggia, S.I., Espinosa-Rodríguez, C.A. y Jiménez-Santos, M.A. 2016. Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. p. 408-421.
- Pietsch C., Wiegand C., Amé M.V., Nicklisch A., Wunderlin D. y Pflungmacher S. 2001. The effects of a cyanobacterial crude extract on different aquatic organisms: evidence for cyanobacterial toxin modulating factors. *Environ. Toxicol.* 16(6): 535-542.
- Pineda-Mendoza R.M., Olvera-Ramírez R. y Martínez-Jerónimo F. 2012. Microcystins produced by filamentous cyanobacteria in urban lakes. A case study in Mexico City. *Hidrobiológica.* 22(3): 290-298.
- Pineda-Mendoza R.M., Zúñiga G. y Martínez-Jerónimo F. 2016. Microcystin production in *Microcystis aeruginosa*: effect of type of strain, environmental factors, nutrient concentrations, and N:P ratio on *mcyA* gene expression. *Aquat Ecol.* 50: 103.
- Ramírez B.P. 2000. Aves de humedales en zonas urbanas del noroeste de la Ciudad de México. Tesis de Maestría (Biología), Facultad de Ciencias. UNAM, México. p. 188.
- Rocha O., Matsumura-Tundisi T. y Sampaio E.V. 1997. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. *Vehr Int Verein Limnol. Stuttgart.* 26: 599–604.
- Rodríguez-Serna M. y Carmona-Osalde C. 2002. Balance energético del acocil *Cambarellus montezumae* (Saussure) (Crustacea: Astacidea: Cambaridae): pérdida de energía en la tasa metabólica. *Universidad y Ciencia.* 18:128-134.
- Rodríguez-Serna M., 1999. Biología y sistemática de los Cambáridos del sudeste de México y su potencial aprovechamiento en la acuicultura. PhD dissertation, Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Iztapalapa. México D.F. pp 101.
- Sánchez, M.P. 2007 o 2017?. Aprovechamiento de los ambientes reducidos en los canales de Xochimilco para el cultivo del acocil *Cambarellus montezumae*, para consumo humano. Tesis de Maestría en Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma Metropolitana- Xochimilco. p. 44.
- Sarma S.S.S. 1993. Feeding responses of *Asplanchna brightwelli* (rotifera): laboratory and field studies. *Hydrobiologia.* 255/256: 275-282.
- Sarma S.S.S., González-Pérez B.K., Moreno-Gutiérrez R.M. y Nandini S. 2014. Effect of paracetamol and diclofenac on population growth of and *Platonus patulus* *Moina macrocopa*. *Journal of Environmental Biology.* 119: 35-126.
- Sarma S.S.S., y Nandini S. 2006. Review of Recent Ecotoxicological Studies on Cladocerans. *Journal of Environmental Science and Health, Part B.* 41(8): 1417–1430.
- Schmidt J.R., Wilhelm S.W. y Boyer G.L. 2014. The fate of microcystins in the environment and challenges for monitoring. *Toxins.* 6(12): 3354-3387.

- Sinev A. 2009. Notes on morphology and taxonomic status of some North American species of the genus *Alona* Baird, 1843 (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae). *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*. 175(1): 59-77.
- Sivonen K. y Jones G. 1999. Cyanobacterial toxins: Chorus I, Bartram J (eds.) Toxic cyanobacteria in water-A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London. pp 41–91.
- Snell T.W. y Janssen C.R. 1995. Rotifers in ecotoxicology: a review. *Hydrobiologia*. 231-247.
- Snell, T.W. 1980. Blue-green algae and selection in rotifer populations. *Oecologia* 46: 343.
- Snell, T.W. 1998. Chemical ecology of rotifers. *Hydrobiologia*, 267–276.
- Starkweather P.L., Walsh E.J. 1989. Influence of cyanobacterial diet on *Asplanchna* predation risk in *Brachionus calyciflorus*. In: Ricci C., Snell T.W., King C.E. (eds) Rotifer Symposium V. *Developments in Hydrobiology*. 52(186/187): 35-38.
- Starkweather P.L., Walsh E.J. 1990. Influence of cyanobacterial diet on *Asplanchna* predation risk in *Brachionus calyciflorus*. Kluwer Academic Publishers. Printed in Belgium. *Hydrobiologia* 196: 265-266.
- Thorp J.H. y Covich A.P. 2001. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. 2º Edición. Academic Press. Pp. 915-938.
- Thorp, J.H. y Covich, A.P. 2009. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic press is an imprint Elsevier, Third edition, p. 1021.
- Thorp, J.H., y Covich, A.P. 2015 o 2014. Overview of Inland Water Habitats. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, 23–56.
- Tomasini-Ortiz, A. C., Moeller-Chávez, G. Sánchez J. J. y Bravo L. A. 2012.
- Vasconcelos V., Martins A., Vale M., Antunes A., Azevedo J., Welker M., López O. y Montejano G. 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon*. 56(3): 425-431.
- Vasconcelos V., Oliveira S., y Teles F. O. 2001. Impact of a toxic and a non-toxic strain of *Microcystis aeruginosa* on the crayfish *Procambarus clarkii*. *Toxicon*. 39(10): 1461–1470.
- Via-Ordorika L., Fastner J., Kurmayer R., Hisbergues M., Dittmann E., Komarek J., Erhard M. y Chorus I. 2004. Distribution of Microcystin-Producing and Non-Microcystin-Producing *Microcystis* spp. in European Freshwater Bodies: Detection of Microcystins and Microcystin Genes in Individual Colonies. *Systematic and Applied Microbiology*. 27(5): 592–602.
- Whitton A.B. 2012. Ecology of cyanobacteria II, Their diversity in space and time. Springer. p 770.

- Whitton B.A. y Potts M. 2000. Introduction to the cyanobacteria. Ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp 1–11, 689 pp.
- Wilson A.E. y Hay M.E. 2007. A direct test of cyanobacterial chemical defense: Variable effects of microcystin-treated food on two *Daphnia pulicaria* clones. Limnology and Oceanography. 52(4): 1467-1479.
- World Health Organization (WHO), 1998. Guidelines for Drinking e Water Quality. Second ed. Addendum to Vol 2, Geneva, Switzerland.
- Zamora-Barrios C.A., Nandini S. y Sarma S.S.S. 2015. Effect of crude extracts of *Dolichospermum planctonicum* on the demography of *Plationus patulus* (Rotifera) and *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera). Springer, Ecotoxicology New York. 24:85-93.
- Zamora-Barrios C.A., Nandini S. y Sarma S.S.S. 2019. Bioaccumulation of microcystins in seston, zooplankton and fish: a case study in Lake Zumpango, Mexico. Environmental Pollution.
- Zamora-Barrios C.A., Nandini S., y Sarma S.S.S. 2017. Effect of crude extracts from cyanobacterial blooms in Lake Texcoco (Mexico) on the population growth of *Brachionus calyciflorus* (Rotifera). Toxicon. 139: 45–53.
- Zhu J., Lu K., Zhang C., Liang J., y Hu Z. 2011. Biochemical and Ultrastructural Changes in the Hepatopancreas of *Bellamyia aeruginosa* (Gastropoda) Fed with Toxic Cyanobacteria. The Scientific World Journal. 11: 2091–2105.