



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA  
(LIMNOLOGÍA)

Control de cianoprocariotas mediante la introducción de macrofitas  
y rotíferos en Cuemanco: un estudio a nivel de mesocosmos.

# Tesis

Que para optar por el grado de:

Maestro en Ciencias

(Limnología)

Presenta:

**Biól. José Antonio Guevara Franco**

TUTOR PRINCIPAL

**Dr. S.S.S. Sarma**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

COMITÉ TUTOR

**Dr. Pedro Ramírez García**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**Dr. Marcelo Silva Briano**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES

**Dra. Patricia Bonilla Lemus**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**Dr. Adrián Cervantes Martínez**

UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO. UNIDAD COZUMEL

Los Reyes Iztacala. Tlalnepantla, Estado de México. Octubre, 2019.



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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



# Control de cianoprocariontes mediante la introducción de macrofitas y rotíferos en Cuemanco: un estudio a nivel de mesocosmos.

---

## Tesis

Que para optar por el grado académico de:

**Maestro en Ciencias**

(Limnología)

Presenta:

**Biól. José Antonio Guevara Franco**

---

TUTOR PRINCIPAL

**Dr. S.S.S. Sarma**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

COMITÉ TUTOR

**Dr. Pedro Ramírez García**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**Dr. Marcelo Silva Briano**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES

**Dra. Patricia Bonilla Lemus**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**Dr. Adrián Cervantes Martínez**

UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO. UNIDAD COZUMEL

Los Reyes Iztacala. Tlalnepantla, Estado de México. Octubre, 2019.



*A la mujer con quien he compartido las más grandes experiencias en la vida. Con quien he crecido de la mano y de la cual nunca me ha soltado. Quien ilumina mi vida con su sonrisa y su mirada. Quien me anima, me levanta y me impulsa. Quien me ha dado la oportunidad de conocer el verdadero Amor. Quien me regala incondicionalmente su presencia, su cariño, su apoyo y sus enseñanzas invaluable. Con quien construimos confianza, amistad y respaldo mutuos y llena mi vida de felicidad. Con todo mi amor para ti, mi amada Brenda.*

*A mi hermosa familia que siempre me ha cobijado con su amor, su apoyo y confianza. A quienes procuraron mi pertenencia a un núcleo fuerte, cálido, alegre. Con quienes compruebo que la base de la felicidad es la unidad. Gracias por demostrar su cariño de tantas maneras. Gracias a cada uno por compartir su presencia y su esencia conmigo. Mamá, papá, Daniel, Rosa, Ceci, Isaías, Eric. A mis sobrinos Dani, Chris, Luis, Lía y Andrea por su inocencia, risas, alegría y los momentos que hemos pasado juntos. A mis estrellas en el Cielo, papi Toño, mami Colo . . .*

# Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por brindarme una formación integral, desde el nivel medio-superior, profesional y de posgrado. Por darme las bases y las herramientas necesarias para poder trabajar por un futuro mejor. Por el constante, sólido y ejemplar apoyo recibido a través del Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca escolar número 658697, otorgada para posibilitar mis estudios de maestría.

Al Doctor Singaraju Sri Subrahmanya Sarma, por su apoyo, sus consejos y su experiencia, por dirigir este trabajo con un enfoque autosuficiente. Por su contribución generosa y valiosa al conocimiento y el estudio de la limnología a nivel nacional. Por su afán de mejorar la educación superior en México a través de eventos, cursos, talleres y programas. Por su preocupación de una educación más allá de los estándares actuales y por crear recursos humanos competitivos a nivel mundial.

A los miembros de mi comité asesor: Dr. Pedro Ramírez García, Dr. Marcelo Silva Briano, Dra. Patricia Bonilla Lemus y Dr. Adrián Cervantes Martínez. Por su apoyo espontáneo y de gran calidad desde el inicio. Por su entrega, sus observaciones y comentarios acertados. Por su disponibilidad sin reservas y el esfuerzo dedicado a mejorar este trabajo. Por el tiempo restado a sus ocupaciones profesionales y personales para dar atención a los procesos, revisiones y evaluaciones precisos para concluir los trámites necesarios de este posgrado.

A la coordinación del Posgrado: A la ex coordinadora Dra. Cecilia Vanegas, por su labor exhaustiva e incansable con el fin de mejorar la calidad del Posgrado. Dra. Claudia Ponce de León Hill, por asumir con responsabilidad y pulcritud su labor como coordinadora actual del posgrado. A la M. en C. Diana Juárez Bustos y las señoritas Gaby y Lupita, por su apoyo constante para culminar en tiempo y forma cada trámite durante mis estudios de maestría. A la Biol. Yazmin Valenzuela Velázquez, por su apoyo siempre veloz, amable y eficiente; por su paciencia y su gran capacidad de resolver mis dudas y situaciones adversas.

A la directora de la Pista Olímpica de remo y Canotaje “Virgilio Uribe” Adriana Reyes Botas. Por brindar el acceso para los muestreos y los estudios de mesocosmos en las instalaciones deportivas. Al señor Juan Zacahula Cruz, por el soporte logístico para posibilitar las actividades dentro del recinto olímpico.

A mi razón de ser, a mi dulce, amada e inigualable esposa. A quien me da vida con su presencia alegre. A mi Brenda. Por todo tu apoyo, tu paciencia, tu hermosa actitud y tu eterna sonrisa. Por hacer real el “en las buenas y en las malas”. Por el futuro que estamos construyendo juntos. Por tu valor, tu fuerza, tu sorprendente capacidad profesional. Por tu amor, tus cuidados, tus apapachos, tus recomendaciones y consejos. Por tu alma buena. Por tu cariño sincero, tu ternura, tu empatía, tu hermoso corazón. Por existir y estar junto a mí.

A mis papás, por seguir siendo mi baluarte, mi modelo, mis hermosos cimientos. Por todo el esfuerzo y sacrificio que dedicaron para mi bienestar. Por alentarme a seguir adelante. Por su integridad, su vida, su ejemplo. Por formar la mejor familia de la que pude haber sido parte. Por enseñarme valores, respeto, tolerancia y límites. Por su vocación de padres, por su cariño precioso, por sus abrazos reconfortantes. Los amo con todo mi corazón y estoy orgulloso de poder ser su hijo. Eternamente, gracias por todo.

A mis hermanos. Porque cada vez somos más unidos a pesar del tiempo y la distancia. Por todo lo que directa o indirectamente me han enseñado. Por cada momento compartido. Por las innumerables risas, las payasadas, las carcajadas, los logros, los avances y las alegrías. Por tantos momentos de alegría. Por inundar mi infancia y juventud de un sentimiento de pertenencia. Por el apoyo en momentos difíciles, por acompañarnos en las tristezas, por crecer juntos en los errores. Por preocuparnos unos por otros y no dejarnos solos en ningún momento. Por ser los mejores compañeros de crecimiento. Por ser como somos cuando estamos juntos. Isa, Ceci, Rous, Daniel, gracias por ser tan especiales y por todo su cariño.

A Carlos Chávez y Rodrigo Alba, por ser una extensión de mi familia. Junto con Alex Ortiz y Melkart Noeller, por esta amistad duradera y sincera. Por todo lo vivido juntos y lo que falta por vivir y compartir. Por mantener una amistad tan fresca, por seguir riéndonos como en la prepa. Por siempre hacerme revivir una etapa tan ligera y despreocupada. Por el balance perfecto entre respeto, burlas, risas,

bromas, admiración mutua y todo lo que representan. Por ser ustedes, por hacerme ser yo, por seguir siendo juntos. Por la primera y muchas décadas más de amistad.

A la familia Almaraz Ornelas por abrirme las puertas de su casa y dejarme formar parte de ustedes mediante mi Bren. Por las alegrías y tristezas. Por los tropezones y los aciertos. Por compartir la felicidad y ser cada vez más cercanos.

A mi tío Güicho, por las bromas, chistes y consejos en los muchos trayectos que compartimos. Por las pláticas amenas, los favores, las consideraciones, el interés en mis actividades y el buen humor. Por la paciencia y la disposición de acompañarme a los muestreos de instalación y remoción de mesocosmos.

A Polo Benítez y Paulo Yáñez, por las numerosas veces que me acompañaron a realizar muestreos. Por la actitud positiva, el relajó y la muestra desinteresada de amistad que han tenido conmigo. Por la instalación maratónica de mesocosmos con Paulo. Por todas las aventuras, fiestas y risas con Polo. Por los momentos increíbles que me hicieron pasar.

A Cesar Zamora, por todo el apoyo durante el desarrollo de mi trabajo. Por el tiempo robado a sus propias obligaciones para ayudarme a entender, analizar, identificar o construir ideas, hipótesis, conceptos, especies, etc. Por su amistad característica, su actitud ligera, su conocimiento y generosidad.

A Ligia Rivera, por acompañarme (junto con Cesar) en mi primer muestreo y enseñarme el uso correcto de instrumentos y medición de variables. Por su amabilidad y su sonrisa, su carácter siempre alegre, su paciencia y enseñanzas.

A Cristian Espinosa por ser un gran ejemplo y un modelo a seguir. Por su manera de enseñar, su disposición alegre, y su espíritu contento. Por su carácter activo, su visión y manera de ser tan distintivas. Por su generosidad, confianza y todas las oportunidades, ayuda y consideraciones que ha tenido conmigo. Por su apoyo en momentos difíciles. Por sus lecciones, aclaraciones, correcciones y su muy valiosa amistad. Por mostrarme junto con Lig la meta de una pareja sólida, mutuamente amable, comprometida, responsable y madura.

A Rosita Moreno. Por su amistad característica. Por su cariño y su apoyo que no necesitan muchas palabras. Por las risas y por la ayuda prestada en cada plan que compartí. Por su apoyo en el análisis de datos durante el desarrollo de este trabajo.

A Brenda González por ser maestra, compañera y amiga. Por su ayuda en la corrección de esta Tesis, por sus consejos y recomendaciones. Por su gran actitud.

A Yabín Castro (Rojo) por una amistad cada vez más sólida. Por su confianza y las experiencias compartidas. Por soportar bromas pesadas, por ser un gran amigo y por su preocupación por la enseñanza de las nuevas generaciones.

Al Laboratorio de Zoología Acuática I y II: Meetzli, Tony, Selene, Christian, Andreita, Nayeli, Salma, Evelyn, Mich, Lety, Toño, Denise, Aldo, Mayra y quien haya escapado de mi breve memoria. Muchas gracias a todos mis compañeros por el apoyo recibido y las amistades que han surgido.

Al apoyo PAPIIT-IN214618 por los recursos adicionales.

*“No te asustes por ser débil.*

*No te enorgullezcas demasiado por ser fuerte.*

*Sólo busca en tu corazón, amigo mío.*

*Ese será el regreso a ti mismo;*

*la vuelta a la inocencia.”*

*- Michael Cretu.*

# Índice

1. Resumen	1
Abstract	2
2. Introducción	3
2.1 Cianoprocaritas	6
2.2 Macrofitas	8
2.3 Mesocosmos	10
3. Antecedentes	12
4. Justificación	16
5. Preguntas e hipótesis	18
6. Objetivos	19
6.1 Objetivo general	19
6.2 Objetivos particulares	19
7. Materiales y métodos	20
7.1 Zona de estudio	20
7.2 Muestreo anual	22
7.2.1 Variables ambientales	22
7.2.2 Muestras de zooplancton	23
7.2.3 Análisis de rotíferos en laboratorio	24
7.3 Experimentos en campo	26
7.3.1 Material biológico	26

7.3.2 Mesocosmos	27
8. Resultados	30
8.1 Muestreo anual	30
8.1.1 Variables ambientales	30
8.1.2 Análisis de rotíferos en laboratorio	34
8.2 Mesocosmos	41
8.2.1 Variables ambientales	41
8.2.2 Análisis de rotíferos en laboratorio	46
9. Discusión	51
10. Conclusiones	64
11. Literatura citada	65
12. Anexo Fotográfico	85

# 1. Resumen

Los florecimientos de cianoprocarioras provocan graves pérdidas de diversidad en los cuerpos de agua epicontinentales, convirtiéndolas en una amenaza a mediano plazo para estos ecosistemas a nivel mundial. Las macrofitas, en conjunción con zooplancton capaz de consumir cianoprocarioras, tienen el potencial de disminuir sus densidades a través de diversos mecanismos. En este estudio se evaluaron dichas respuestas mediante la implementación de estudios con mesocosmos, que ofrecen resultados rápidos y semejantes a los obtenidos en estudios de sistemas enteros de manera práctica y eficaz. También se caracterizaron mensualmente las variables físicas, químicas y biológicas de la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” durante un año.

Los mesocosmos con macrofitas mostraron una disminución considerable de la concentración de ficocianinas, una medida indirecta de cuantificar la abundancia de cianoprocarioras en la naturaleza. Sin embargo, la conjunción de macrofitas y abundancias relativamente altas de rotíferos mostraron una disminución mayor en esta variable, sugiriendo que este es el mejor tratamiento para combatir los florecimientos de cianoprocarioras. La baja remoción de nitratos y fosfatos por parte de las macrofitas indicó la posibilidad de que su acción sobre las cianoprocarioras se deba más a mecanismos alelopáticos que a su presión por competencia por nutrientes. Se observó que las especies *Brachionus havanaensis* y *Keratella americana* fueron capaces de alimentarse de las cianoprocarioras potencialmente tóxicas (*Microcystis spp.*) presentes en el sitio de estudio.

En comparación con estudios anteriores, el estado trófico del sitio de estudio parece haber decaído. Con base en los datos físicos, químicos y biológicos se estableció que el estado trófico de la Pista olímpica fue de eutrófico a hipertrófico. Los mismos índices mostraron una zonificación (zona limnética y zona litoral) del sitio de estudio según su estado trófico.

Palabras clave:

*Cianoprocarioras, macrofitas, mesocosmos, rotíferos, biorremediación, alelopatía.*

# Abstract

Cyanobacterial blooms causes serious diversity losses in freshwater epicontinental water bodies. This makes them a medium-term threat for freshwater ecosystems worldwide. Macrophytes, working together with zooplankton capable to fed on cyanobacteria, have the potential to decrease cyanobacterial densities through various mechanisms. These responses were evaluated in this study through the implementation of mesocosm studies. Mesocosms offer rapid results similar to those obtained in studies of whole systems in a practical effective way. Physical, chemical and biological variables of Olympic rowing and canoeing track “Virgilio Uribe” were characterized monthly for a year.

Macrophyte mesocosms showed a considerable decrease in the concentration of phycocyanins, an indirect way to quantifying the abundance of cyanobacteria in nature. However, when macrophytes and relatively high abundances of rotifers worked together, this treatment showed a greater decrease in this variable, suggesting that this is the best treatment to control cyanobacterial blooms. The low removal of nitrates and phosphates by macrophytes indicated the possibility that their action on cyanobacterial densities is due more to allelopathic mechanisms than to their pressure due to nutrient competition. We observed that *Brachionus havanaensis* and *Keratella americana* species were able to feed on the potentially toxic cyanobacteria (*Microcystis spp.*) present at the water body.

Compared to previous studies, the trophic state of the study site seems to have declined. Based on the physical, chemical and biological data, it was established that the trophic state of the Olympic track went from eutrophic to hypertrophic. The same indices showed clear differenced zones (limnetic zone and coastal zone) at the study site according to their trophic state.

Keywords:

*Cyanobacteria, macrophytes, mesocosms, rotifers, bioremediation, allelopathy.*

## 2. Introducción

De acuerdo a su origen y dimensiones, los ecosistemas acuáticos se dividen en dos tipos principales: los ambientes marinos y los continentales (Atwood, 2012). Los ecosistemas acuáticos epicontinentales son uno de los ambientes más diversos en el mundo (Dayton, 2018). Algunas características que los diferencian son el volumen de agua que almacenan, su composición química y el abastecimiento y la descarga de sus tributarios (Cervantes-Martínez, 2007). Según el movimiento de las masas de agua, los sistemas continentales pueden clasificarse en tres tipos básicos: Lóticos: masas de agua con movimientos rápidos como arroyos, estuarios y ríos. Humedales: áreas de suelo saturado de agua o que están anegadas durante al menos parte del tiempo. Lénticos: aguas de movimiento lento que incluyen estanques, presas y lagos, entre otros (Atwood, 2012; Ebert y Lew, 2014).

Los cuerpos de agua lénticos habitualmente se depositan en cuencas o depresiones y pueden ser abiertos o semi-cerrados (Margalef, 1983). Por lo general, estos sistemas son relativamente someros y pequeños (Downing y Duarte, 2010), y diversas corrientes de agua los abastecen, los atraviesan y los descargan (Wetzel, 2001).

Cualquier ecosistema acuático responde a una serie de aspectos ambientales (bióticos, abióticos, de hábitat, etc.) que forman una auto-regulación y una unidad auto-sostenible (Rissik y Suthers, 2009; Willmer *et al.*, 2009). Dentro de estos aspectos se incluyen los factores físicos y químicos como la luz, la temperatura, el pH y la concentración de oxígeno disuelto. La cantidad de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua es con frecuencia un factor clave en la determinación de la extensión y tipo de vida en la masa de agua (Rissik y Suthers, 2009).

La comunidad del plancton presente en un cuerpo de agua forma parte de los factores bióticos que lo definen. Ciertos factores juegan un papel determinante en la abundancia y distribución del plancton. Algunos de ellos son la concentración y disponibilidad de nutrientes, el estado físico de la columna de agua, y la cantidad y

disponibilidad de luz (Ebert y Lew, 2014). Diversos grupos constituyen al plancton; dos de los más importantes son los productores primarios fotosintéticos y los consumidores primarios. Estos grupos son componentes vitales de las redes tróficas de los sistemas acuáticos y usualmente se ordenan por grupos funcionales como fitoplancton y zooplancton, respectivamente (Rissik y Suthers, 2009).

En muchos cuerpos de agua tropicales y subtropicales, la comunidad del zooplancton está dominada por rotíferos, cladóceros y copépodos. Los rotíferos son un grupo importante del zooplancton epicontinental (Sarma y Nandini, 2019). Según su especie, estos grupos del zooplancton pueden ser importantes consumidores (generalistas o especializados) en estos cuerpos de agua (Gulati, 1990). A nivel mundial existen cerca de 2,100 especies de rotíferos, 620 de cladóceros y 2000 de copépodos; en México se han registrado cerca del 19% de especies de rotíferos y cladóceros, y alrededor del 4% de especies de copépodos (Vázquez-Sánchez *et al.*, 2014; Fontaneto y De Smet, 2015; Nandini *et al.*, 2016).

Por su parte, los productores primarios fotosintéticos (organismos autótrofos) se componen por procariontas o algas eucariotas que viven cerca de la superficie del agua donde hay luz suficiente para realizar la fotosíntesis. Los ecosistemas acuáticos dependen considerablemente (tanto estructural como funcionalmente) de la cantidad y calidad de los productores primarios que los habitan (Wilson *et al.*, 2006). Entre los grupos más importantes están las diatomeas, los dinoflagelados y las cianoprocariontas (Gulati, 1990; Redden *et al.*, 2009; Ebert y Lew 2014).

Cuando un ecosistema está dominado por fitoplancton de “buena calidad”, el flujo de energía a niveles tróficos más altos es más eficiente. Sin embargo, la presencia de cianoprocariontas frecuentemente reduce la eficiencia de dicha transferencia. Esto se debe a ciertas características (detalladas posteriormente) propias de este grupo, como formación de colonias, valor nutricional pobre, toxicidad, etc (Wilson *et al.*, 2006). En consecuencia, las interacciones tróficas entre los productores primarios y sus consumidores también resultan afectadas (Elser y Goldman, 1991).

La composición del fitoplancton en los sistemas acuáticos se define por diversos factores. Uno de los más importantes es la concentración de nutrientes (P y N,

regularmente considerados elementos limitantes) presentes en el medio (Conley *et al.*, 2009). La concentración alta de nutrientes regularmente se asocia con sistemas eutrofizados o en vías de eutrofización. El término eutrofización hace referencia al envejecimiento natural de los cuerpos de agua. Fue acuñado para describir el azolve de ecosistemas acuáticos relativamente profundos y pobres en nutrientes que paulatinamente se vuelven más productivos, más someros y más ricos en nutrientes (Wetzel, 1983).

El conocimiento de este proceso dio pie a sugerir una disminución importante en las descargas de P hacia estos sistemas. A pesar de ello, desde hace algunas décadas el aporte de nutrientes a estos sistemas se ha intensificado. De hecho, se ha detectado que en ocasiones el aporte de N incrementa más rápidamente que el de P (Vitousek *et al.*, 1997; Paerl y Paul, 2012). Debido a esta situación, actualmente el término también implica la aceleración de aportes de nutrientes y/o materia orgánica (provocada por actividades humanas) a un ecosistema (Nixon, 1995). La cercanía de zonas urbanas a los cuerpos de agua intensifica su perturbación (Bonilla-Lemus *et al.*, 2014). La actividad agrícola intensa, la descarga de aguas residuales crudas o tratadas y la inclusión de fosfatos en los detergentes son algunas de las actividades que aceleran los procesos de eutrofización en cuerpos de agua lénticos (Whitton y Potts, 2000; Kundu *et al.*, 2015; Miguez, 2016).

La conjunción de condiciones eutróficas, temperaturas cotidianas  $\geq 20$  °C, movimientos de agua relativamente lentos, intensidades lumínicas y condiciones físicas y químicas particulares pueden provocar el crecimiento excesivo o dominante (tanto en términos de biomasa como de composición) de uno o pocos taxa del fitoplancton. Esto generalmente provoca una pérdida de diversidad en el sistema, considerada como un aspecto negativo en términos ecológicos (Ramírez-García *et al.*, 2004; Elliott *et al.*, 2006; Ramsdell *et al.*, 2005; Miguez, 2016).

Una de las señales que evidencian claramente condiciones eutróficas en un cuerpo de agua es la reproducción intensa de cianoprocariontes. Los cuerpos de agua con concentraciones altas de fósforo total (o bien, con relaciones nitrógeno total:fósforo total bajas) comúnmente se encuentran dominados por este grupo del fitoplancton (Smith y Bennett 1999; Downing *et al.* 2001; Schindler *et al.* 2008).

## 2.1 Cianoprocariotas

Alrededor de 2.5-3.5 mil millones de años atrás, las cianoprocariotas desarrollaron una ruta metabólica capaz de aprovechar la radiación solar para producir compuestos orgánicos: la fotosíntesis. Este proceso liberó un producto secundario (oxígeno) al ambiente, que contribuyó enormemente a la formación del clima templado y la atmósfera oxigenada del planeta (Olson y Pierson, 1987; Des Marais, 2000; Whitton y Potts, 2000; Fischer *et al.*, 2016).

Las cianoprocariotas están ampliamente extendidas en los sistemas acuáticos tropicales. Este grupo comprende más de 150 géneros con cerca de 2000 especies clasificadas en tres órdenes: Chroococcales, Oscillatoriales y Nostocales. Según su especie, las cianoprocariotas pueden tener un tamaño de 2 a 20  $\mu\text{m}$  (aunque son capaces de formar colonias de hasta 500  $\mu\text{m}$ ). Se reproducen de manera asexual formando endo y exosporas o por el fraccionamiento de colonias o sus filamentos (Huisman *et al.*, 2005).

La antigua historia evolutiva de las cianoprocariotas ha favorecido su adaptación a diversos ambientes. Así, han proliferado exitosamente en condiciones extremadamente variables, desde la oligotrofia a la eutrofia, como ambientes polares o tropicales. También se han adecuado a condiciones hipersalinas o de alcalinidad o temperatura desfavorables para la mayoría de grupos del fitoplancton (Bouvy *et al.*, 2000; Whitton y Potts, 2000; Vincent, 2002; Zubkov *et al.*, 2003; Paerl y Huisman, 2009; Stanfield, 2013).

Son muchas las condiciones que favorecen el florecimiento de las cianoprocariotas, siendo las principales la intensidad lumínica (que incrementa la actividad fotosintética), la temperatura (su intervalo óptimo de crecimiento exponencial es de 20 a 26 °C) y la presencia de nitrógeno y fósforo en el ambiente. Las cianoprocariotas son capaces de aprovechar los excedentes de cargas de nutrientes que resultan de las actividades agrícola, industrial y urbana (Whitton y Potts, 2000). El éxito de las cianoprocariotas se atribuye a su capacidad de asimilar estos nutrientes, creciendo aceleradamente. Además, gracias al desarrollo de aerotopos (vesículas de gas que regulan su posición en la columna de agua)

pueden ascender hacia zonas con condiciones lumínicas más intensas (Whitton y Potts, 2000; Codd, *et al.*, 2005). También liberan sustancias alelopáticas que alteran la competencia con otros grupos del fitoplancton. Como son capaces de crecer en agrupaciones grandes como colonias o filamentos y su valor nutricional es pobre para el zooplancton, son poco consumidas por este. Adicionalmente, las cianoprocarioras liberan cianotoxinas. Estas sustancias pueden alterar la estructura de las comunidades acuáticas, ya que llegan a dificultar el desarrollo de los organismos que interactúan con ellas (Vasconcelos, 2001; Wilson *et al.*, 2006; Nandini y Sarma, 2012).

Consecuentemente, las cianoprocarioras suelen constituir la mayor proporción de la comunidad del fitoplancton en la mayoría de los sistemas acuáticos (Schindler, 1978). En ocasiones estos organismos representan el 50% o más de la biomasa del fitoplancton en un sistema y sus densidades llegan a ser mayores a 10,000 células mL<sup>-1</sup>, generando florecimientos algales nocivos (Ger *et al.*, 2014). Estos escenarios pueden generar diversos problemas como cambios en la composición del fitoplancton, efectos negativos importantes sobre el zooplancton, disminución de la transparencia y la concentración de oxígeno disuelto o cambios en el pH y las propiedades organolépticas del agua (Falconer *et al.*, 1999; Smith y Bennett, 1999; Whitton y Potts, 2000; Paerl y Huisman, 2008). La conjunción de estas variaciones provoca que tanto los sistemas acuáticos como la calidad su agua se deterioren de manera general (Paerl *et al.*, 2001; Paerl y Fulton, 2006; Rigosi *et al.*, 2014).

Ya que se prevé que las cianoprocarioras proliferen a escala mundial, se les considera una de las amenazas más evidentes para la ecología de los ecosistemas acuáticos (Paerl, 2017). A pesar de que las cianoprocarioras suelen dominar dentro de la comunidad del fitoplancton, las macrofitas son capaces de generar condiciones particulares que pueden llegar a limitar su crecimiento. Además, comparten con ellas algunas características clave (descritas a continuación), convirtiéndolas en competidores fuertes frente a las cianoprocarioras (Muylaert, 2010).

## 2.2 Macrofitas

Las macrofitas son un grupo polifilético conformado por las divisiones Bryophyta, Charophyta, Magnoliophyta y Pteridophyta, presentes en ambientes permanente o intermitentemente inundados (Lot *et al.*, 2013). Aunque también pueden tener efectos contraproducentes sobre los cuerpos de agua (Caraco *et al.*, 2006; Kagami *et al.*, 2019), se ha demostrado que pueden resultar benéficas para el sistema si sus densidades no son muy elevadas (Bakker *et al.*, 2012; Goncalves *et al.*, 2013; Fleming y Dibble, 2015). En latitudes subtropicales (a diferencia de las templadas) las macrofitas pueden ser capaces de ocupar una mayor diversidad de hábitats (Talling y Lemoalle, 1998). Esto puede deberse a que habitan ambientes más cálidos y resultan menos propensas a sufrir daños por bajas temperaturas. Estas condiciones les permiten establecerse durante períodos más extensos (Scheffer y van Nes, 2007). Consecuentemente, en estos sistemas las respuestas entre los distintos niveles tróficos tienden a ser más intrincadas que aquellas observadas en sistemas templados (Iglesias *et al.*, 2007).

La presencia de macrofitas (especialmente las sumergidas) es crucial sobre todo en las redes tróficas de los cuerpos de agua someros (van Donk, 1998; Scheffer, 2004). Su competencia con el fitoplancton puede darse por nutrientes y otros recursos. Además, las macrofitas pueden contribuir a los procesos de desnitrificación, disminuyendo la disponibilidad de N para el fitoplancton (Weisner *et al.*, 1994). La dominancia de uno u otro grupo define dos estados diferentes de turbidez, ya sea baja (dominado por macrofitas) o alta (dominado por fitoplancton). Una alternativa más apropiada para los cuerpos de agua situados en los trópicos o cerca de ellos propone que las macrofitas dominan el sistema en concentraciones altas de nutrientes, estabilizando la columna de agua de manera relativamente alta. Por ello las macrofitas pueden ser un factor clave para consolidar el estado claro del agua en sistemas acuáticos someros con condiciones mesotróficas o eutróficas (van Donk *et al.*, 1993; Scheffer *et al.*, 1994; Weisner *et al.*, 1994; Perrow *et al.*, 1997; Scheffer, 2004; Meerhoff y Jeppesen, 2010; Albertoni *et al.*, 2014).

Bajo estas condiciones tróficas, las macrofitas pueden tener un efecto negativo sobre la biomasa de la comunidad fitoplanctónica, incluyendo a las cianoprocariotas (van Donk y van de Bund, 2002). Esto es posible a través de diversos mecanismos, como la competencia por recursos o mediante interacciones alelopáticas. Por ejemplo, las macrofitas pueden ser capaces de absorber una cantidad considerable de la luz y los nutrientes presentes en el medio (Scheffer, 1999). Por otro lado, las sustancias alelopáticas liberadas por las macrofitas son capaces de disminuir el crecimiento de cianoprocariotas como *Microcystis* (Chicalote-Castillo *et al.*, 2017).

La abundancia y la biomasa de las macrofitas también se ha relacionado directamente con la abundancia de especies zooplanctónicas. Se ha sugerido que dicha relación es mayor mientras la estructura grupal de las macrofitas sea más sofisticada, ya que ofrece más refugios potenciales para el zooplancton ante sus depredadores (Kuczyńska-Kippen y Nagengast, 2006; Iglesias *et al.*, 2007). Así el zooplancton puede ejercer un impacto substancial sobre el fitoplancton al consumirlo, aumentando la transparencia del sistema (Timms y Moss, 1984). Al facilitar la incidencia de luz sobre las macrofitas, esta interacción cíclica macrofita-zooplancton resulta mutuamente beneficiosa (van Donk y van de Bund, 2002). Además, las macrofitas liberan sustancias alelopáticas que afectan y restringen el crecimiento del fitoplancton (Jasser, 1995; van Donk y van de Bund, 2002; Hilt y Gross, 2008; Meerhoff y Jeppesen, 2010; Sarma y Nandini, 2018). Por estos motivos se considera que en cuerpos de agua someros la claridad del agua se debe mayoritariamente a la presencia de las macrofitas (Albertoni *et al.*, 2014).

Aunque el estudio de sistemas completos sería ideal para probar los efectos de las macrofitas en los sistemas acuáticos, es difícil reconocer respuestas puntuales entre la gama de interacciones que suceden a esta escala (Švanys *et al.*, 2014). Otras limitantes pueden ser la gran demanda de recursos humanos y económicos necesarios para realizar este tipo de estudios. Por ello es necesario definir las variables que se pretenden estudiar y hacerlo a la escala adecuada. A fin de compensar estos factores se desarrollaron estudios a escala de mesocosmos, que han aportado buenos avances en la comprensión de diversos aspectos ecológicos de los ecosistemas acuáticos (Spivak *et al.*, 2011).

## 2.3 Mesocosmos

Desde el punto de vista ecológico, los cambios ambientales y los intentos de predecirlos oportunamente son sumamente importantes. Sin embargo, esta tarea implica el estudio de ambientes completos, lo que hace a estos cambios igualmente difíciles de estudiar (Walther, 2010). Además del enorme esfuerzo que representan por su escala, estos estudios comúnmente carecen de suficientes réplicas que brinden sustento estadístico para respaldar sus hallazgos (Spivak *et al.*, 2011).

La necesidad de optimizar estas predicciones (constantemente limitadas) impulsó el desarrollo de diversas alternativas de estudio, como la implementación de modelos. Sin embargo, ciertos factores (como su carencia inherente de datos ecológicos significativos) dificultan su uso (Evans, 2012). Por su parte los estudios experimentales son capaces de mostrar las causas de diversas variaciones, así como los mecanismos que las provocan. No obstante, por definición constituyen reducciones simplificadas de un determinado sistema, debido (sobre todo) a sus escalas breves en tiempo y espacio. Esto hace que sus hallazgos tengan cierta restricción respecto a su confiabilidad o bien, sean difíciles de extrapolar a los ambientes naturales (Stewart *et al.*, 2013).

Es evidente que la dinámica de los ecosistemas bajo condiciones naturales no debe estudiarse sólo mediante observaciones. También es claro que se requieren deducciones eficaces producidas por experimentos objetivos y reproducibles (Dzialowski *et al.*, 2014). Así, los mesocosmos se derivan como bioensayos útiles entre los estudios de laboratorio y los experimentos de sistemas enteros, convirtiéndolos en propuestas integrales que conjuntan los métodos anteriores.

Como operan a escala intermedia incluyendo una mayor complejidad biológica, emulan condiciones reales de manera más precisa. Su facultad de reproducir los rasgos más importantes de ecosistemas reales los convierte en el nexo que equilibra los estudios de laboratorio y los de sistemas enteros. Además, los mesocosmos producen plataformas predictivas confiables. De esta manera, ayudan a entender el efecto de los cambios ambientales sobre los organismos

presentes en un sistema (Odum, 1984; Woodward *et al.*, 2010; Spivak *et al.*, 2011; Urrutia-Cordero *et al.*, 2017).

Generalmente los mesocosmos se consideran más apropiados para probar respuestas a nivel de población o comunidad, ya que proporcionan cierta diversidad de especies y pueden incluir una complejidad biológica mayor. También permiten manipular múltiples variables con un número adecuado de réplicas con suficiente valor estadístico (Spivak *et al.*, 2011). Por ello los resultados de estas pruebas han sido utilizados en diversos estudios, tanto ecológicos como evolutivos y toxicológicos, entre otros (Dzialowski *et al.*, 2014).

Los mesocosmos son herramientas robustas; pueden explicar las variaciones de las condiciones físicas, químicas y biológicas entre sí mismos y los sitios que deben representar. Esta característica se enfatiza en sistemas lénticos, en los que los mesocosmos (sea en bolsas, corrales u otras presentaciones) frecuentemente son instalados dentro del mismo sistema (Dzialowski *et al.*, 2014). Las pruebas con mesocosmos en estos sistemas se han multiplicado recientemente debido al aumento continuo de las perturbaciones antrópicas hacia ellos. La necesidad de amortiguar estos efectos negativos ha posicionado a los mesocosmos como una herramienta necesaria para proponer métodos capaces de cubrir este objetivo (Stewart *et al.*, 2013).

Si bien no están exentos de limitaciones (prácticas, económicas, humanas o propias de su diseño), estos ensayos pueden brindar información que los otros niveles no son capaces de mostrar (Petersen *et al.*, 2009; Yvon-Durocher y Allen, 2012; Stewart *et al.*, 2013). Tanto los aspectos positivos como los negativos de los mesocosmos son ampliamente conocidos en el campo de la limnología. Pese a ello, su enfoque y flexibilidad han dado lugar a múltiples variantes de sus diseños en diferentes entornos (Stewart *et al.*, 2013). Parte de los resultados obtenidos con estos estudios han mostrado un punto importante: la viabilidad de establecer mesocosmos que incluyan macrofitas para disminuir la concentración de nutrientes en aguas con condiciones tróficas desfavorables (Srivastava *et al.*, 2008).

### 3. Antecedentes

Las macrofitas han sido ampliamente estudiadas como un sistema capaz de disminuir la concentración de nutrientes en el agua (Srivastava *et al.*, 2008). Bajo esta perspectiva, DeBusk *et al.* (1995) evaluaron el potencial de remoción de P de 12 diferentes macrofitas en un estudio de microcosmos. Al utilizar macrofitas flotantes, sus resultados mostraron una disminución de 67 a 97% de este elemento en el medio después de un período de retención hidráulica de siete días. La remoción de P del ambiente también se vio reflejada en un mayor contenido del mismo en los tejidos de macrofitas emergentes, así como en el aumento de su reproducción.

El mismo punto de vista reveló a Dierberg *et al.* (2002) una ventaja de las macrofitas sumergidas sobre las flotadoras y las emergentes: su capacidad de asimilar el P directamente de la columna de agua. Así, mediante experimentos con mesocosmos evaluaron la disminución de la concentración de nutrientes en el agua utilizando cuatro macrofitas diferentes. El porcentaje de disminución de P con respecto a la concentración de entrada fue de 83 % después de 3.5 días de retención hidráulica. Con base en los datos obtenidos, los autores sugirieron que la incorporación de macrofitas sumergidas puede ser un punto clave en la restauración de ambientes acuáticos perturbados.

Ya que los nutrientes no se limitan únicamente al fósforo total, Deaver *et al.* (2005) utilizaron tres macrofitas diferentes para disminuir concentraciones iniciales de 5 mg L<sup>-1</sup> de nitratos, ortofosfatos y amonio en contenedores de 379 L. Después de un tiempo de retención del agua de 9 h, los nutrientes mostraron una disminución de 83, 40 y 29% de amonio, nitratos y ortofosfatos, respectivamente. Como recomendación para establecer estrategias de biorremediación más acertadas, los autores sugirieron determinar la asimilación específica de cada nutriente por parte de cada macrofita.

El uso de las macrofitas en estudios con mesocosmos ha mostrado su potencial para mejorar la calidad del agua, incluyendo aguas residuales (Srivastava *et al.*, 2008). La afirmación anterior fue probada por Bindu *et al.* (2008). En su ensayo utilizaron contenedores de 66 L con macrofitas semi-acuáticas como tratamiento para remover nutrientes ( $\text{PO}_4^{3-}$ , P,  $\text{NO}_3^-$ , N) de agua residual doméstica. Además de una disminución importante de nutrientes, la demanda química de oxígeno en el agua fue estabilizada, mostrando que la materia orgánica del sistema también fue recirculada de manera más eficiente.

Por otro lado, Wu *et al.* (2010) utilizaron estanques experimentales para restringir la presencia de cianoprocariotas introduciendo, entre otros controladores, diferentes tipos de macrofitas. Como parte de sus resultados señalaron la contribución innegable de las macrofitas en la remoción de nutrientes y la consecuente disminución de cianoprocariotas. La diversidad de zoobentos y zooplancton se reportaron como recuperadas, sugiriendo una mejora importante del hábitat de manera general. Su técnica fue valorada como un método de restauración de ecosistemas con gran potencial.

Estos estudios han tenido una finalidad común: la disminución de cianoprocariotas en el medio, ya sea de manera directa o indirecta (disminuyendo las concentraciones de nutrientes). Sin embargo, los bioensayos y los volúmenes utilizados en cada uno no son homogéneos. Para probar las diferencias en las respuestas del fitoplancton a diferentes formas y volúmenes de las unidades experimentales, Spivak *et al.* (2011) evaluaron el efecto de uno o ambos factores en mesocosmos de 4, 20, 1000, 5000 y 500,000 L con diferentes relaciones área:superficie. Basándose en sus resultados, los autores recomendaron utilizar mesocosmos con volúmenes mayores a 20 L. Según sus hallazgos, a partir de este volumen las respuestas del fitoplancton a los cambios en la concentración de nutrientes pueden compararse con distintos experimentos de mesocosmos, aumentando su grado de confiabilidad.

Así, Wang *et al.* (2012) probaron el efecto de tres diferentes macrofitas sumergidas a fin de controlar florecimientos de cianoprocariotas. La limitación en la concentración de nutrientes en el agua provocada por las macrofitas, mostró

efectos negativos sobre el crecimiento de cianoprocariontes. A su vez, señalaron una tasa de remoción de N y P mayor, una menor demanda química de oxígeno y un incremento en la calidad del agua expuesta a las macrofitas en comparación con aquella sin tratamientos.

Dentro de las alternativas propuestas para disminuir la presencia de cianoprocariontes en los cuerpos de agua también se encuentran los estudios con zooplancton. Con este objetivo, Lacerot *et al.* (2013) realizaron experimentos en cuerpos de agua subtropicales ricos en nutrientes. Utilizaron zooplancton y densidades diferentes de cianoprocariontes y depredadores en mesocosmos de 80 L de capacidad. Tanto con especies grandes (*Notodiaptomus incompositus*) como con pequeñas (*Moina micrura*) obtuvieron resultados negativos, argumentando que la única probabilidad de ver un resultado positivo sería a través de la remoción drástica de peces omnívoros pequeños. Los autores sugirieron que, a no ser que se disponga de zooplancton grande y en abundancia, éste tendría un efecto muy pequeño sobre la densidad del fitoplancton.

Sin embargo, los datos presentados por Ramírez-García *et al.* (2015) mostraron que, mientras las macrofitas se encuentren presentes, la presencia de peces no afecta significativamente la densidad de zooplancton o la disminución de nutrientes. A pesar de que el estudio fue llevado a cabo en una presa utilizada para pesquería, la densidad de zooplancton fue alta y la concentración de nutrientes fue despreciable. Según lo refieren los autores, el factor clave para este escenario fue la presencia de macrofitas.

Lo anterior muestra que, incluso bajo depredación, el rol ecológico del zooplancton es más eficiente en presencia de macrofitas, y que la sinergia entre estos dos grupos puede disminuir la abundancia de cianoprocariontes en el medio de manera más eficaz (Timms y Moss, 1984; van Donk y van de Bund, 2002; Kuczyńska-Kippen y Nagengast, 2006; Iglesias *et al.*, 2007). Esta teoría también fue probada por Choi *et al.* (2016), mediante la estructuración de un hábitat complejo de macrofitas. Sus hallazgos indican que un hábitat que incluye diferentes tipos de macrofitas es esencial para el desarrollo de una comunidad zooplanctónica diversa y abundante. Los autores también mencionaron que esta respuesta conjunta puede

derivar en un control más integral de la comunidad fitoplanctónica al ejercer sobre ella presiones simultáneas tanto de competencia como de depredación.

En este sentido, el estudio de Zeng *et al.* (2017) evaluó la respuesta de la comunidad fitoplanctónica en presencia de macrofitas sumergidas durante tres años en un lago subtropical somero. Sus resultados más relevantes indicaron que al aumentar la presencia de macrofitas, la abundancia y la biomasa del fitoplancton fue menor comparada con datos de años anteriores. La diversidad del cuerpo de agua aumentó año con año y se reportó un gran cambio en la estructura del fitoplancton. Las cianoprocariontes (*Microcystis aeruginosa* y *M. incerta*) disminuyeron gradualmente hasta casi desaparecer. La correlación negativa entre macrofitas y el fitoplancton, la concentración de nitrógeno total y la demanda química de oxígeno registradas reiteraron los resultados obtenidos. La idea concluyente del trabajo señaló que el uso de macrofitas inhibe el crecimiento del fitoplancton tanto de forma ascendente como descendente.

Otras perspectivas del papel de las macrofitas sobre la densidad de la comunidad fitoplanctónica también han sido estudiadas. Un ejemplo son las consecuencias de la remoción de macrofitas en un sistema y la respuesta del fitoplancton ante este escenario. De esta manera, Wojciechowski *et al.* (2018) realizaron experimentos utilizando fitoplancton tomado de un cuerpo de agua tropical antes y después de la remoción de macrofitas en el mismo. El eje direccional del estudio fue analizar la composición, el crecimiento y la dominancia de grupos de fitoplancton del sistema después del cambio de régimen respecto a los nutrientes. Sus resultados mostraron una sucesión súbita de diatomeas y clorofitas de lento crecimiento en bajas abundancias (en presencia de macrofitas) a la dominancia de algunas cianoprocariontes (sobre todo especies toxigénicas) con gran biomasa después de la remoción de macrofitas. Sus hallazgos los condujeron a concluir que, de no realizarse cuidadosamente, la remoción de macrofitas en sistemas acuáticos pueden incrementar la dificultad y el costo de tratamiento del agua (sobre todo para consumo humano). A su vez, indicaron que estas prácticas tienen el potencial de provocar cambios significativos en la composición y biomasa de los principales grupos de fitoplancton en este tipo de ecosistemas.

## 4. Justificación

El crecimiento masivo de cianoprocariotas afecta en gran medida la calidad del agua disminuyendo su transparencia. Estos florecimientos también favorecen la acumulación de materia orgánica, provocan mal olor y un aspecto desagradable en los cuerpos de agua (Smith *et al.*, 1999; Whitton y Potts, 2000; Paerl y Huisman, 2008). Además, debido a la restricción de intercambio de oxígeno atmosférico que provocan y a la descomposición de sus restos por bacterias, pueden provocar condiciones de anoxia durante y después de su crecimiento. Lo anterior puede conducir a la muerte de organismos que habitan en el cuerpo de agua (peces, zooplancton, fitoplancton, organismos bentónicos, etc.) disminuyendo de manera grave la biodiversidad del mismo (Paerl *et al.*, 2001; Ramírez-García *et al.*, 2004; Codd, 2005; Elliott *et al.*, 2006; Ramsdell *et al.*, 2005; Paerl y Fulton, 2006; Paerl y Otten, 2013; Rigosi *et al.*, 2014; Miguez, 2016).

Por otro lado, se sabe que las cianotoxinas producidas por las cianoprocariotas pueden afectar a la fauna acuática y (más agudamente) a la terrestre. Las cianotoxinas tienen el potencial de causar enfermedades e incluso la muerte tanto a seres humanos como al resto de los animales (Sivonen y Jones, 1999). Así mismo, existen pocos estudios referidos al análisis de cianoprocariotas (Nandini y Sarma, 2012) y aún menos realizados en condiciones de mesocosmos. A su vez, los efectos de las macrofitas sobre el crecimiento del fitoplancton han sido probados, en su mayoría, en ambientes templados, siendo escasos en ecosistemas acuáticos cercanos a los trópicos (Talling y Lemoalle, 1998; van Donk y van de Bund, 2002; Iglesias *et al.*, 2007; Zeng *et al.*, 2017).

Algunas macrofitas del género *Myriophyllum* han mostrado efectos adversos sobre el crecimiento de diversas cianoprocariotas, incluyendo las del género *Microcystis* (Gross y Sütffeld, 1994; Nakai *et al.*, 1999; Nakai *et al.*, 2000; Hilt *et al.*, 2006; Nakai *et al.*, 2012). Sin embargo, pocos estudios han evaluado la acción de *Myriophyllum*

*aquaticum* (Vellozo) Verdcourt 1973 sobre florecimientos de cianoprocarotas, comunes en la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”.

Si bien *M. aquaticum* es potencialmente invasiva, estos eventos solamente ocurren en sistemas con baja presencia de competidores por nutrientes (Wersal y Madsen, 2011). Así, presencia de esta macrofita no debería suponer una amenaza para el sitio de estudio, dadas las altas densidades de cianoprocarotas presentes en él. En cambio, bajo las condiciones de este cuerpo de agua, *M. aquaticum* podría fungir como un control potencial de la abundancia de las cianoprocarotas que lo habitan.

## 5. Preguntas e hipótesis

¿Las macrofitas serán capaces de disminuir en cierto grado la abundancia de cianoprocariontes presentes en la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”?

Si la presencia de macrofitas disminuye la cantidad de cianoprocariontes, ¿La presencia de rotíferos provocaría alguna diferencia en dicha disminución?

¿Qué efecto será mayor sobre la abundancia de cianoprocariontes: el ascendente producido por las macrofitas o el descendente provocado por los rotíferos?

La presencia de macrofitas puede disminuir la cantidad de cianoprocariontes presentes en un ecosistema determinado a través de la liberación de aleloquímicos y la competencia por nutrientes. También proveen refugio al zooplancton, permitiendo que sus densidades poblacionales y su consumo sobre el fitoplancton (incluidas las cianoprocariontes) aumenten. Si la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” presenta florecimientos de cianoprocariontes y no cuenta con macrofitas, entonces un estudio con mesocosmos puede demostrar que la introducción de macrofitas en el sistema puede disminuir la cantidad de cianoprocariontes.

## 6. Objetivos

### 6.1 Objetivo general

Comparar la cantidad de cianoprocariotas presentes en la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” con la presente en los mesocosmos con tratamientos después de la introducción de macrofitas y/o rotíferos.

### 6.2 Objetivos particulares

1. Caracterizar la pista Olímpica de remo y canotaje respecto a sus variables físico-químicas durante un ciclo anual (diciembre 2017-noviembre 2018).
2. Cuantificar los cambios en la riqueza, la abundancia y la diversidad de rotíferos en el sitio de estudio durante un año.
3. Determinar el estado trófico del sitio de estudio con base en los parámetros físico-químicos registrados y las especies presentes que lo habitan mediante los índices de estado trófico, sapróbico,  $TSI_{ROT}$  y de densidad total.
4. Establecer un estudio experimental de mesocosmos para evaluar el efecto diferencial y/o sinérgico de las macrofitas *Myriophyllum aquaticum* y los rotíferos *Brachionus havanaensis* y *B. caudatus* sobre la densidad natural de cianoprocariotas en la pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” (representada por el grupo control).

# 7. Materiales y métodos

## 7.1 Zona de estudio

La Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” (Fig. 1) se ubica al sureste de la Ciudad de México. Se encuentra en las coordenadas 19°16'26.9"N, 99°06'17.9"W a una altitud de 2250 msnm (Nandini *et al.*, 2005; Gayosso *et al.*, 2017). La Pista Olímpica es un cuerpo de agua artificial, de 160 m de ancho y 2.2 Km de longitud, con una profundidad media de 2 m. En conjunción con el Parque Ecológico de Xochimilco forma parte de la Cuenca antigua del Valle de México (Nandini *et. al.*, 2016). El sitio tiene un clima templado-húmedo. La temporada de lluvias se presenta en la época de verano, principalmente en los meses de mayo a septiembre, con 700 mm anuales y una temperatura media al año de 16.2°C, que oscila entre 12 y 20 °C (Gayosso *et al.*, 2017).

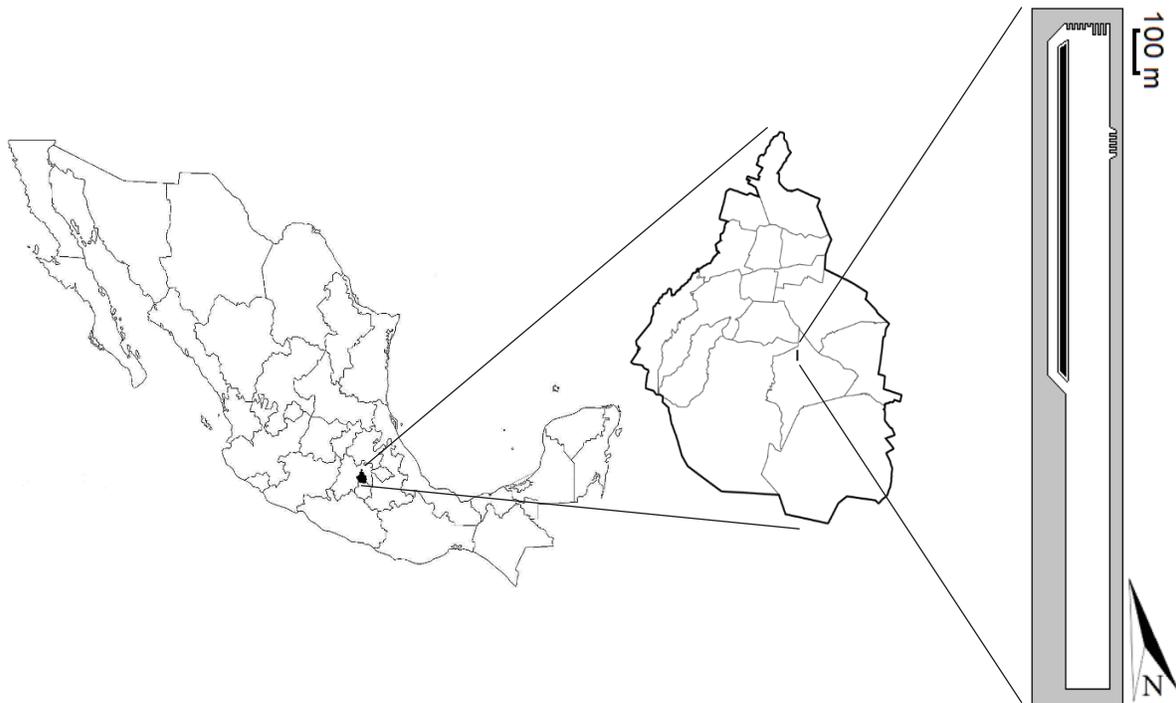


Figura 1. Mapa de ubicación de la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”.

La planta de tratamiento de agua residual “Cerro de la estrella” abastece a la Pista Olímpica y al parque ecológico de Xochimilco (Martínez-Arroyo y Jáuregui, 2000; Enríquez-García *et al.*, 2009). Por ello, se podría esperar que sus aguas tengan condiciones físico-químicas similares al momento de su entrada.

A pesar de su importancia, el parque ecológico está sometido a numerosas perturbaciones. Ejemplos de ello son: tráfico intenso de visitantes, remoción continua de sedimentos, acumulación de basura, pesca habitual y descargas directas de aguas negras crudas a sus canales, entre otros (Nandini *et al.*, 2016; Gayosso-Morales *et al.*, 2017). Estos factores dificultan realizar estudios en sus aguas, ya que provocan variaciones de grandes magnitudes en cortos períodos. Por ello los muestreos podrían verse afectados en gran medida. Asimismo, sería muy difícil reconocer si las variaciones observadas son producto de las tendencias naturales del sistema, de los tratamientos implementados o de las perturbaciones que sufre el sistema.

Por su parte, la Pista Olímpica tiene un acceso restringido y controlado. Además, se encuentra libre de las numerosas presiones a las que se enfrenta el parque ecológico, lo que permite que sus variables físicoquímicas sean relativamente estables y con menores perturbaciones. Este recinto funge como un refugio para los axolotes endémicos *Ambystoma mexicanum*, en peligro de extinción (Stephan-Otto, 2003; Zambrano *et al.*, 2010). Es un cuerpo de agua de gran altitud y es de importancia deportiva y recreativa, siendo sede de múltiples eventos nacionales, regionales e internacionales. En conjunción con el parque ecológico de Xochimilco, este sitio figura en la lista de patrimonio de la humanidad de la UNESCO desde 1987 y se considera un sitio RAMSAR desde 2004 (Gayosso-Morales *et al.*, 2017).

## 7.2 Muestreo anual

### 7.2.1 Variables ambientales

La figura 2 A muestra los cuatro sitios de muestreo seleccionados (dos limnéticos y dos litorales). Los puntos seleccionados fueron muestreados mensualmente durante un año, en el período comprendido entre diciembre de 2017 y noviembre de 2018. Los siguientes parámetros físico-químicos fueron medidos *in situ*: temperatura y oxígeno disuelto ( $^{\circ}\text{C}$ ,  $\text{mg L}^{-1}$ ; oxímetro YSI, modelo 55), pH y conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; medidor portátil HANNA, modelo HI 9812-5), transparencia vertical (cm; disco de Secchi; Tyler, 1968), clorofila *a* total y ficocianinas (fluorómetro Turner Designs, modelo Aquafluor) y profundidad (cm; pértiga graduada). La lectura de cada uno de los parámetros fue tomada por triplicado. El registro final de estas variables correspondió con el promedio de sus tres lecturas.

Adicionalmente se tomaron 500 ml del agua superficial de cada sitio en botellas ámbar. Estas muestras fueron transportadas al laboratorio en hieleras (a  $8 \pm 2$   $^{\circ}\text{C}$ ) para preservarlas y tomar lectura de su dureza y alcalinidad total y a la fenoltaleína (APHA, 2005). También se midió la concentración de nitratos y fosfatos (kit de ensayo de múltiples parámetros YSI, modelo 9100).

Por último, se cuantificó la clorofila *a* ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) mediante el filtrado de 10 ml de la muestra (a través de papel milipore de  $0.45\mu\text{m}$  de apertura de poro) con ayuda de una bomba de vacío Boeco R-300. Los filtros saturados fueron almacenados individualmente en tubos Falcon con 10 ml de acetona al 90% y mantenidos en refrigeración durante al menos 24 h para asegurar su disolución completa. Posteriormente las muestras fueron procesadas según el método espectrofotométrico tricromático definido por APHA (2005).

Se realizaron gráficas de variación anual con los datos obtenidos, así como análisis de correspondencia canónica por sitio y general (Canoco for Windows, versión 4.5) para determinar la influencia de los diferentes parámetros sobre las especies de rotíferos encontradas.

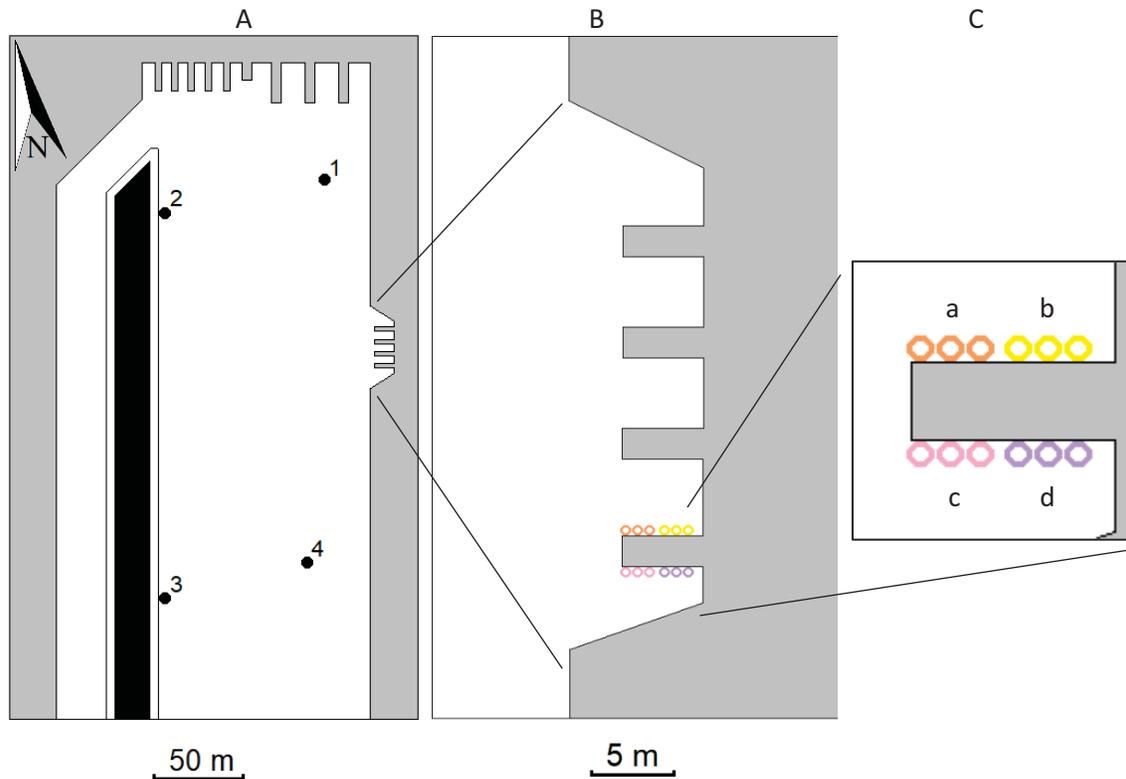


Figura 2. Detalle de la ubicación de los cuatro puntos de muestreo (A), la zona de muelles (B) y la disposición de los mesocosmos (C) dentro de la Pista Olímpica de remo y canotaje "Virgilio Uribe". Los tratamientos del estudio de mesocosmos (a, macrofita + zooplancton; b, macrofita; c, grupo control; d, zooplancton) se distinguieron usando los diferentes colores de flotadores mostrados.

### 7.2.2 Muestras de zooplancton

EL zooplancton se recolectó mediante el filtrado de 80 litros de agua superficial de la Pista Olímpica con una red de plancton de 50  $\mu\text{m}$  de apertura de poro. En los sitios limnéticos se filtró agua de 1 a 20 cm de profundidad. En la zona litoral, los filtrados se realizaron a la misma profundidad y a  $40 \pm 5$  cm de la orilla, agitando las plantas circundantes para aumentar la probabilidad de obtener organismos propios de estas zonas. Las muestras obtenidas se resuspendieron a  $240 \pm 6$  ml y fueron fijadas con formol a una concentración final de 4%. Las 48 muestras obtenidas fueron etiquetadas con el nombre del área de estudio, sitio, fecha y método de preservación.

### 7.2.3 Análisis de rotíferos en laboratorio

Los análisis taxonómicos y de abundancia se llevaron a cabo en el laboratorio de Zoología Acuática de la UNAM, ubicado en la Unidad de Morfología y Función del campus Iztacala. La determinación taxonómica de los rotíferos se realizó mediante el uso de claves taxonómicas especializadas (Koste, 1978). Los rotíferos lorizados se identificaron con base en el número, posición y acomodo de espinas o la forma de sus placas ventrales o dorsales, entre otras características. La determinación de organismos iloricados se realizó mediante la observación de su trophi; la mejor estructura que apoya su identificación (Siva-Briano *et al.*, 2015). La abundancia de rotíferos se cuantificó mediante el conteo de tres alícuotas de un mililitro cada una, utilizando una cámara de conteo Sedgewick-Rafter y observando las muestras a través del objetivo 10x de un microscopio óptico invertido (Nikon ECLIPSE TS100). El registro final de la abundancia correspondió con el promedio de sus tres conteos y fue expresada en número de individuos por litro (ind L<sup>-1</sup>).

La diversidad de rotíferos se calculó mediante el índice de Shannon-Wiener utilizando la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \times \log_2 p_i$$

donde  $H'$  es el índice de diversidad de especies, y  $p$  es la proporción de individuos de la especie  $i$  (Krebs, 1993).

Para conocer la dominancia de especies y su variación a lo largo del año se utilizaron los datos de su frecuencia y abundancia en un análisis de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 2013), tanto por sitio como de manera global. A partir de las especies dominantes registradas en la Pista Olímpica se elaboró un análisis de correspondencia canónica anual, tanto de manera general como por sitios. A fin de determinar la condición trófica del cuerpo de agua, se derivaron múltiples índices.

El índice de estado trófico de Carlson (CTSI) fue calculado utilizando los datos de la transparencia del disco de Secchi (TSI<sub>sd</sub>), clorofila  $a$  (TSI<sub>chl</sub>) y la concentración de fósforo total (TSI<sub>TP</sub>) según lo describe Carlson (1977).

Después se utilizó la siguiente fórmula:

$$CTSI = [ TSI_{sd} + TSI_{chl} + TSI_{TP} ] / 3, \text{ donde:}$$

$$TSI_{sd} = 60 - 14.41 \ln \text{ transparencia de Secchi (m)}$$

$$TSI_{chl} = 9.81 \ln \text{ clorofila } a (\mu\text{g L}^{-1}) + 30.6$$

$$TSI_{TP} = 14.42 \ln \text{ fósforo total } (\mu\text{g L}^{-1}) + 4.15 \text{ (Osgood, 1982).}$$

Cuando El CTSI va de <30-40, denota diferentes grados de oligotrofia. De 40-50 indica condiciones mesotróficas, mientras que de 50 a >80 indica diferentes grados de eutrofia.

El índice saprobico (S) fue calculado utilizando la fórmula propuesta en 1955 por Pantle y Buck:

$$S = \frac{\sum(s.h)}{\sum h}, \text{ donde:}$$

s = valencia de cada especie de rotíferos (Sládeček, 1983)

h = frecuencia relativa (1, rara; 3, común; 5, abundante).

El índice saprobico S utiliza la siguiente escala de clasificación:

1.0-1.5, oligosaprobiedad; 1.6-2.5, β-mesosaprobiedad; 2.6-3.5, α-mesosaprobiedad; 3.6-4.4, polisaprobiedad.

El índice de estado trófico propuesto por Ejsmont-Karabin (2012) es útil cuando los rotíferos dominan los sistemas acuáticos y se conoce su densidad. Se calcula usando la siguiente fórmula:

$$TSI_{ROT} = 5.38 \ln(N) + 19.28, \text{ donde } N = \text{densidad total de rotíferos (ind L}^{-1}\text{)}$$

Cuando el  $TSI_{ROT} \leq 45$  revela condiciones mesotróficas; entre 45-55, meso-eutróficas; de 55-65, eutróficas y >65, hipertróficas.

Adicionalmente, utilizando la densidad total de rotíferos, se calculó el estado trófico de la siguiente manera (Ejsmont-Karabin, 1995; May y O'Hare, 2005; Ejsmont-Karabin, 2012): La densidad total de rotíferos  $<500 \text{ ind. L}^{-1}$  revela condiciones oligotróficas; entre  $500-1000 \text{ ind L}^{-1}$ , mesotróficas; entre  $1000-2500 \text{ ind L}^{-1}$ , eutrólicas y de  $3000-4000 \text{ ind L}^{-1}$  indica condiciones hipertrólicas.

## 7.3 Experimentos en campo

### 7.3.1 Material biológico

#### *7.3.1.1 Cultivo de rotíferos*

*Brachionus havanaensis* Rousselet, 1911 y *Brachionus caudatus* Barrois y Daday, 1894 fueron aislados de la Pista Olímpica de remo y canotaje "Virgilio Uribe". Estos organismos se cultivaron en condiciones de laboratorio a  $25 \pm 3 \text{ }^\circ\text{C}$  utilizando medio de cultivo EPA (USEPA, 1993). Los rotíferos fueron alimentados con *Chlorella vulgaris* Beijerinck, 1890 a  $1 \times 10^6 \text{ células mL}^{-1}$ .

#### *7.3.1.2 Macrofitas*

Las macrofitas (*M. aquaticum*) fueron obtenidas de un proveedor local, en el "Mercado de Plantas y Flores Xochimilco, Patrimonio cultural de la humanidad". Al momento de su obtención las 72 macrofitas tenían una longitud de  $21 \pm 3.6 \text{ cm}$  y un peso fresco de  $26.25 \pm 4.13 \text{ g}$ . Las macrofitas fueron trasladadas al laboratorio donde se enjuagaron con una solución diluida de cloro y agua corriente del grifo y posteriormente con agua destilada. Se mantuvieron durante dos semanas en condiciones de laboratorio en una pecera con 40 L de agua destilada a la que se añadieron 30 ml de medio Bold Basal (Borowitzka y Borowitzka, 1988). El volumen evaporado fue repuesto diariamente con agua destilada, aunque no se volvió a agregar medio Bold Basal durante esta fase. Las macrofitas se sometieron a un fotoperíodo de 18/6 (luz/obscuridad) y una temperatura de  $18 \pm 2^\circ\text{C}$ .

Posteriormente las macrofitas se aclimataron durante 5 semanas a luz natural y un pH de 9.5 en tres contenedores de plástico con 60 L de agua destilada cada uno. En cada contenedor se colocaron 24 macrofitas y se añadieron 30 ml de medio Bold Basal. Diariamente se repuso el volumen perdido por evaporación con agua destilada. De manera semanal se renovaron 55 L de agua de cada contenedor, dejando los 5 L del fondo; no se volvió a agregar medio Bold Basal. Una vez concluida la aclimatación, las macrofitas ( $62 \pm 4.3$  cm y  $49 \pm 7.21$  g, peso fresco) fueron enjuagadas con una solución diluida de cloro y agua corriente del grifo. Posteriormente fueron enjuagadas con agua destilada, transportadas al sitio de estudio y dispuestas en las unidades experimentales.

### 7.3.2 Mesocosmos

Durante 6 semanas (febrero-marzo, 2019) se estableció un bioensayo a nivel de mesocosmos en la zona de muelles (Fig. 2 B) de la Pista Olímpica, que sirvieron como plataformas de soporte y resguardo de los mesocosmos. La ubicación y disposición de esta zona amortiguó el impacto del oleaje sobre las unidades experimentales. Su acceso restringido disminuyó la interacción del público con los mesocosmos, de esta manera se evitaron probables perturbaciones subsecuentes.

Se construyeron 12 estructuras (3 tratamientos x 3 réplicas + grupo control) de aluminio para dar estructura a los mesocosmos. Los marcos de forma cilíndrica, tuvieron 120 cm de altura y 60 cm de diámetro (Fig. 3). Dentro de las estructuras se colocaron dos capas cilíndricas de polietileno transparente de 150x90 cm previamente lavadas con cloro, enjuagadas con agua destilada y secadas.

Una vez ensamblados, los mesocosmos fueron introducidos en el cuerpo de agua (Fig. 2 C). Para evitar intercambios de agua con el sitio, fueron llenados a la mitad de su capacidad (60 cm; 170 L, aproximadamente) dejando la otra mitad por encima de la superficie del agua.

A fin de evitar hundimientos inesperados, y para reconocer los tratamientos a simple vista, se instalaron flotadores cilíndricos para piscina (Fix Find 5, de 52

pulgadas) rodeando la parte superior de los mesocosmos. Todos los tratamientos utilizaron alrededor de 170 L del agua del sitio. A excepción del grupo control, se removió el zooplancton que pudiera encontrarse en el agua filtrándola a través de una malla para zooplancton de 50  $\mu\text{m}$  de apertura de poro. Los tratamientos consistieron en:

#### *Macrofita*

12 plantas ( $\approx 600$  g; peso fresco) por contenedor de *M. aquaticum*.

#### *Zooplancton*

4 ind  $\text{L}^{-1}$  de *B. havanaensis* y 4 ind  $\text{L}^{-1}$  de *B. caudatus*.

#### *Macrofita + Zooplancton*

12 plantas ( $\approx 600$  g; peso fresco) por contenedor de *M. aquaticum* + 4 ind  $\text{L}^{-1}$  de *B. havanaensis* y 4 ind  $\text{L}^{-1}$  de *B. caudatus*.

#### *Grupo control*

Agua tomada directamente del sitio, sin ningún tratamiento.

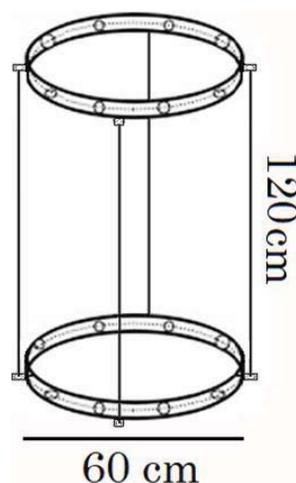


Figura 3. Diagrama de la estructura de aluminio que sirvió de soporte a los mesocosmos. La estructura consistió en dos aros concéntricos en la parte superior y dos en la parte inferior que sostenían el polietileno a presión. Los pares de aros se unieron mediante varas de aluminio atornilladas a cuatro pestañas situadas en los dos aros exteriores (inferior y superior).

El período de experimentación se estableció considerando que los florecimientos de cianoprocariontes son menos intensos durante el invierno. Esto facilita la observación de cambios en su abundancia en comparación con estaciones más cálidas (Ma *et al.*, 2016).

Los mesocosmos fueron muestreados semanalmente durante seis semanas. Se midieron y registraron los parámetros físico-químicos *in situ* (temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, clorofila *a* total y ficocianinas) y en laboratorio (dureza, alcalinidad, nitratos, fosfatos y clorofila *a*) siguiendo la metodología descrita para el muestreo anual.

Los datos obtenidos fueron tratados estadísticamente mediante el software especializado Sigma Plot versión 11.0. Se realizaron pruebas de ANDEVA unifactoriales y análisis post-hoc de Dunnett para encontrar diferencias significativas entre los distintos tratamientos en contraste con el grupo control. La concentración de ficocianinas al final del período experimental fue analizada mediante un ANDEVA unifactorial y una prueba post-hoc de Tukey a fin de encontrar diferencias significativas entre los distintos tratamientos.

También se tomaron muestras biológicas (fito y zooplancton) tomando 1 L de agua de manera directa de cada uno de los tratamientos. Las 24 muestras obtenidas fueron etiquetadas con el nombre del área de estudio, bioensayo, tratamiento, fecha y método de preservación. Las muestras se preservaron y analizaron siguiendo la misma metodología del muestreo anual, a excepción de los índices de Carlson, sapróbico, TSI<sub>ROT</sub> y de densidad total.

## 8. Resultados

### 8.1 Muestreo anual

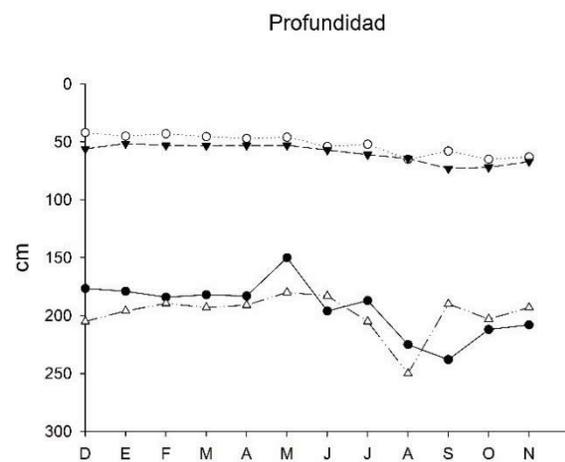
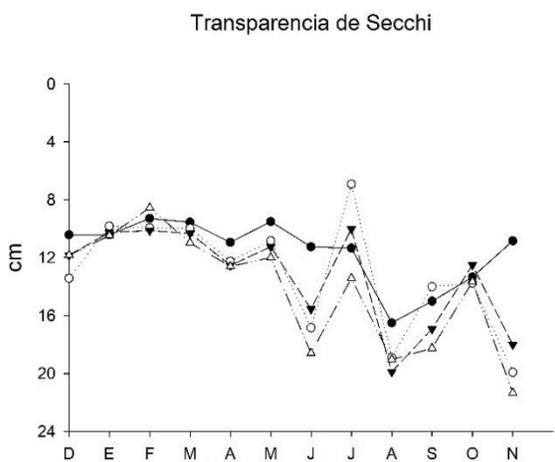
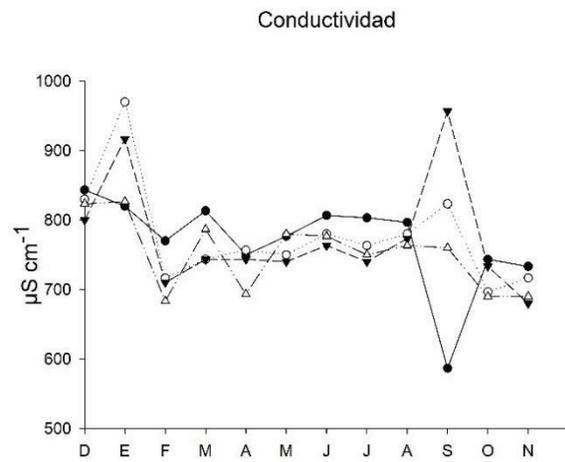
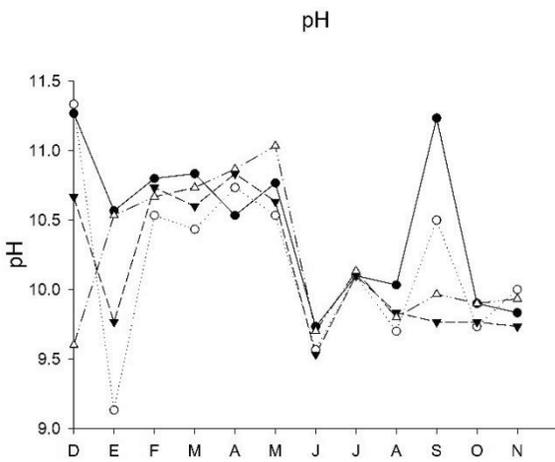
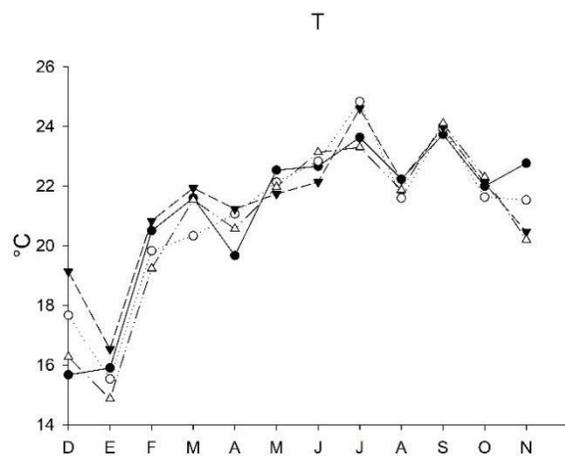
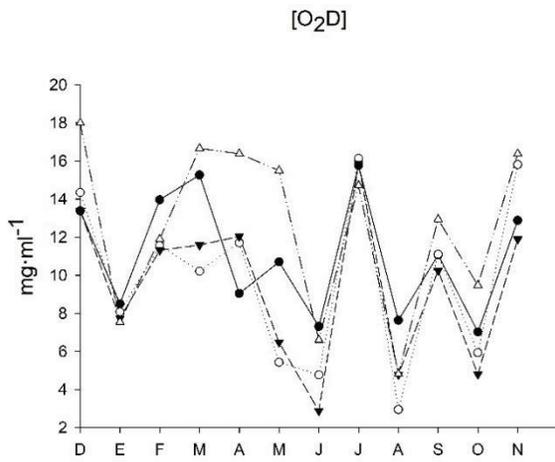
#### 8.1.1 Variables ambientales

La figura 4 muestra los datos de las variables físico-químicas seleccionadas. Se registraron variaciones mensuales considerables de oxígeno disuelto (2.88-18 mg L<sup>-1</sup>), conductividad (587-970 μS cm<sup>-1</sup>), transparencia de Secchi (6.9-21.3 cm) y alcalinidad total (14-584 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>). La temperatura varió de 14.9 a 24.8 °C y el pH de 9.13 a 11.33 dependiendo del mes. Los sitios limnéticos y los litorales se diferenciaron según su profundidad, que osciló de 150 a 250 cm y de 42 a 73 cm, respectivamente.

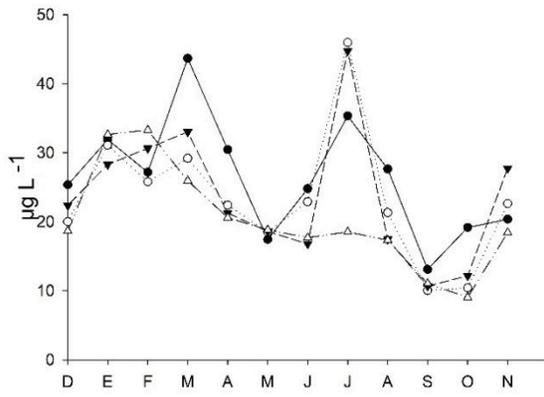
Los valores de ficocianinas, clorofilas y clorofila *a* tuvieron tendencias similares, mostrando sus niveles más altos (43.7, 569.1 y 664.9 μg L<sup>-1</sup>, respectivamente) durante el final de la época fría-seca y el inicio de la cálida-seca. Los valores más bajos para las tres variables (9.04, 172.5 y 149.3 μg L<sup>-1</sup>, respectivamente) fueron registrados a inicios de la temporada fría-húmeda, entre septiembre y octubre.

Los nutrientes (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) tuvieron una tendencia contraria. Los nitratos fueron menores de junio a noviembre (con una concentración mínima de 9.04 mg L<sup>-1</sup>) y mayores de enero a mayo (con una concentración máxima de 155.4 mg L<sup>-1</sup>). Por su parte, las concentraciones más bajas de fosfatos se registraron de diciembre a abril con 0.52 mg L<sup>-1</sup> como concentración mínima, mientras que las más altas fueron registradas entre mayo y agosto, alcanzando un valor máximo de 1.95 mg L<sup>-1</sup>.

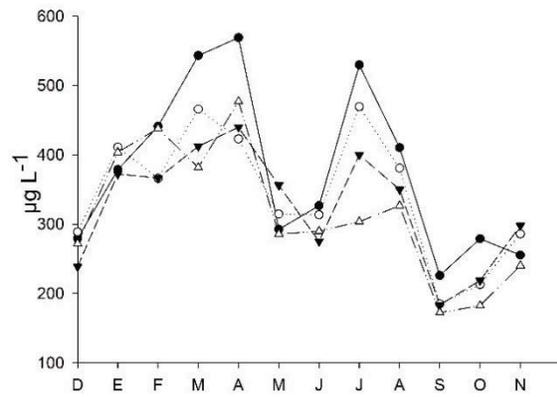
Los valores de dureza se mantuvieron relativamente estables (alrededor de 150 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>) durante la mayor parte del año. En octubre y noviembre se registró su valor máximo y mínimo (320 y 60 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>), respectivamente.



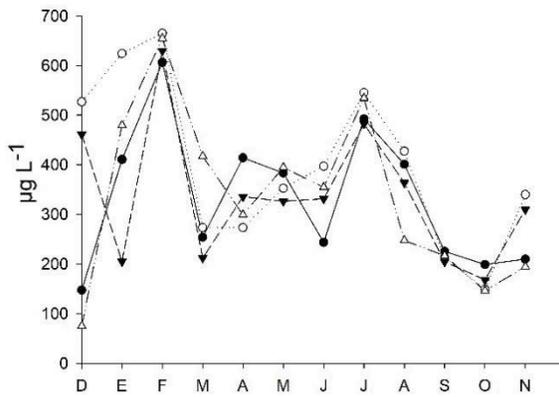
Ficocaninas



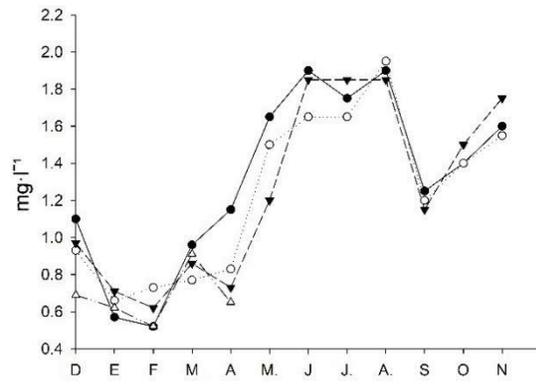
Clorofilas



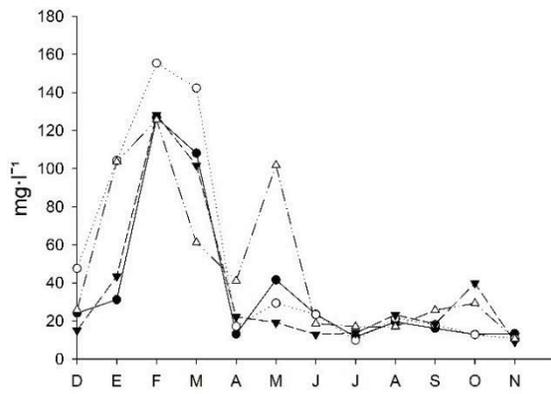
Clorofila a



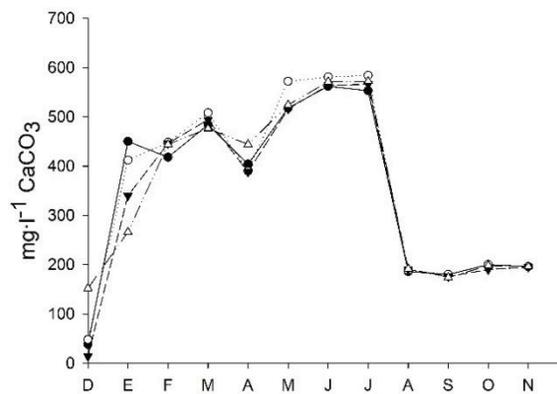
PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>



NO<sub>3</sub><sup>-</sup>



Alcalinidad Total



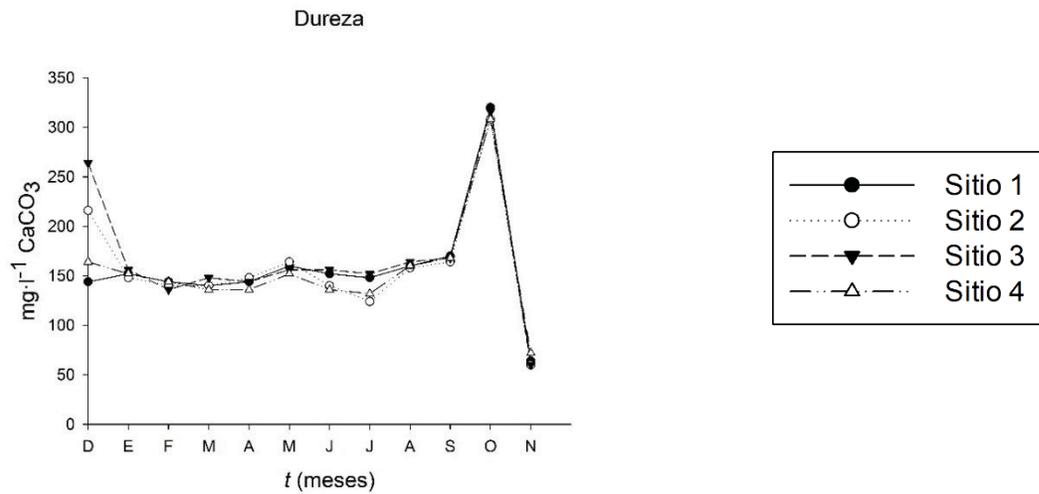


Figura 4. Variaciones mensuales durante un ciclo anual (diciembre 2017-noviembre 2018) de parámetros fisicoquímicos ( $O_2D$ , T, pH, conductividad, transparencia, profundidad, ficocianinas, clorofilas, clorofila  $\alpha$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $NO_3^-$ , alcalinidad total y dureza) registrados en los sitios de muestro de la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”, Xochimilco, CDMX.

## 8.1.2 Análisis de rotíferos en laboratorio

### 8.1.2.1 Riqueza de especies, distribución y frecuencia.

En total se registraron 27 especies de rotíferos (ver anexo), distribuidas en 9 familias y 11 géneros (Tabla 1). En el sitio 1 se encontraron 21 especies de rotíferos. La mayor riqueza de especies fue encontrada en el sitio 2 (litoral), con un total de 24 especies. El sitio 3 tuvo una riqueza total de 22 especies, mientras que la menor riqueza fue reportada en el sitio 4 (limnético), con un total de 16 especies. En términos de número de especies, las familias mejor representadas fueron Lecanidae y Brachionidae, con 10 y 7 especies, respectivamente.

La figura 5 muestra las especies de las familias con mayor abundancia: Brachionidae (*B. calyciflorus*, *B. caudatus*, *B. havanaensis*), Filinidae (*F. longiseta*), Synchaetidae (*P. vulgaris*) y Asplanchnidae (*A. brightwellii*).

Tabla 1. Listado de especies (riqueza) de rotíferos registrados en la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” durante diciembre 2017-noviembre 2018. Se muestra la frecuencia (presencia, X; ausencia, –) de las especies registradas durante el período de estudio.

Taxa	Meses											
	D	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N
<b>Rotifera</b>												
<b>Clase: Monogononta</b>												
<b>Familia: Asplanchnidae</b>												
<i>Asplanchna brigtwellii</i> Gosse, 1850	–	–	–	–	–	–	X	X	X	X	X	–
<b>Familia: Brachionidae</b>												
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	–	–	–	–	–	–	X	X	X	–	–	–
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1766	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>B. havanaensis</i> Rousselet, 1911	X	X	X	–	–	–	X	X	X	X	X	X
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	–	–	–	–	–	X	–	–	X	X	–	X
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	X	X	X	–	–	X	X	–	X	X	–	X
<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)	X	X	–	–	X	X	–	–	–	–	–	–

<b>Familia: Epiphaniade</b>												
<i>Liliferotrocha subtilis</i> (Rodewald, 1940)	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<b>Familia Filinidae</b>												
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	x	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<b>Familia: Lecanidae</b>												
<i>Lecane aculeata</i> (Jakubski, 1912)	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1851)	-	-	x	-	x	-	x	x	x	x	x	x
<i>L. closteroerca</i> (Schmarda, 1859)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>L. furcata</i> (Murray, 1913)	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>L. hamata</i> (Stokes, 1896)	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	x
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)	-	-	x	x	x	-	x	x	x	-	-	-
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x
<i>L. nana</i> (Murray, 1913)	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>L. pyriformis</i> (Daday, 1905)	x	-	-	x	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>L. quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<b>Familia: Lepadellidae</b>												
<i>Lepadella apsida</i> Harring, 1916	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>L. patella</i> (Müller, 1773)	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	-	x
<b>Familia: Notommatidae</b>												
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	x	-	-	x	x	-	-	x	-	x	-	x
<i>Pleurotrocha petromyzon</i> Ehrenberg, 1830	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<b>Familia: Trichocercidae</b>												
<i>Trichocerca ruttneri</i> Donner, 1953	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<b>Familia: Synchaetidae</b>												
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	x	x	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-

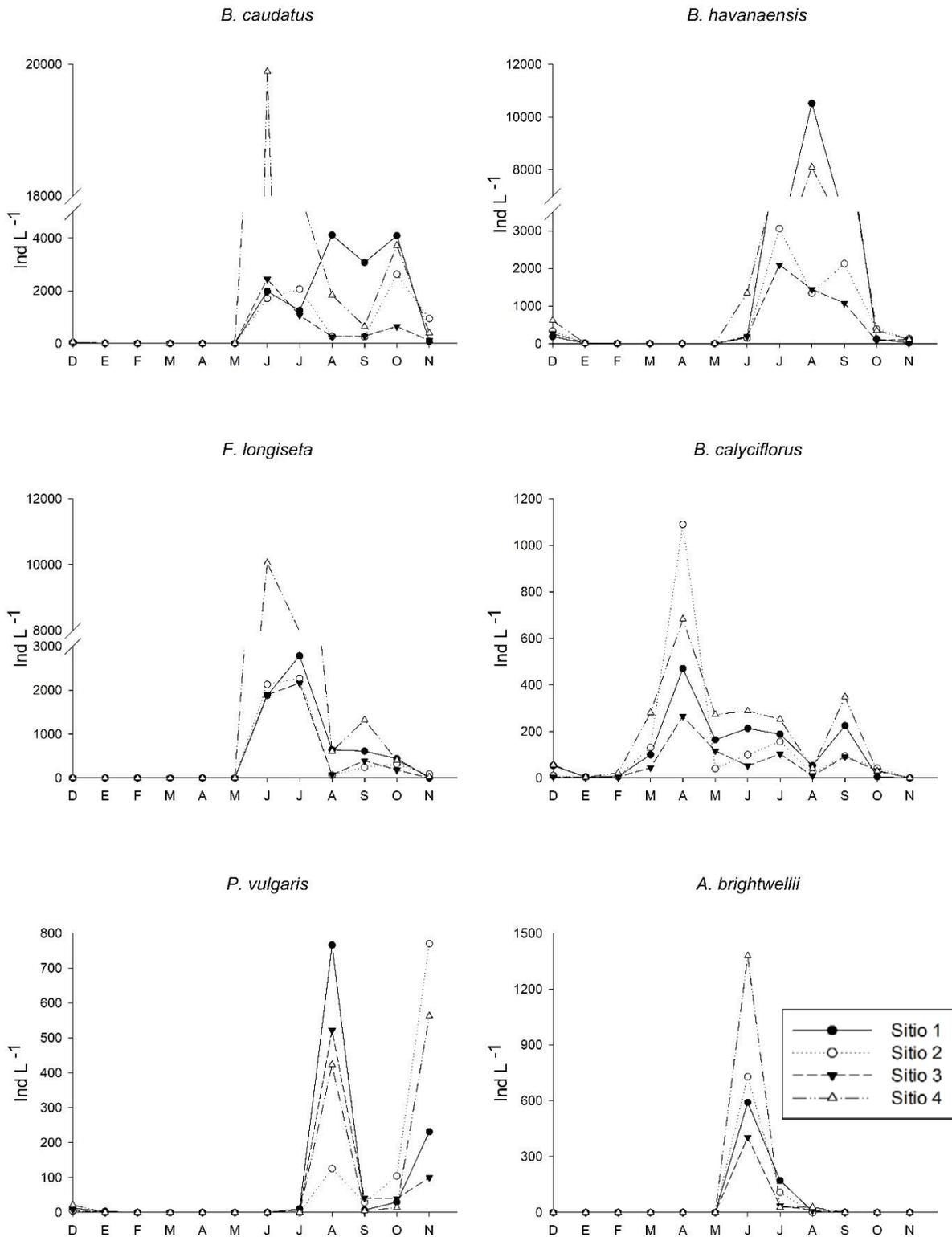


Figura 5. Cambios mensuales en las abundancias de Brachionidae (*B. calyciflorus*, *B. caudatus*, *B. havanaensis*), Filinidae (*F. longiseta*), Synchaetidae (*P. vulgaris*) y Asplanchnidae (*A. brightwellii*) en los diferentes sitios de muestreo durante un ciclo anual (diciembre 2017-noviembre 2018). Las especies se muestran ordenadas de la más abundante a la menos abundante. Nótese las diferencias en las escalas del eje Y.

### 8.1.2.2 Diversidad de especies y relación frecuencia:densidad

La figura 6 muestra los valores de diversidad de rotíferos registrados en los diferentes sitios de muestreo de la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” utilizando el índice de Shannon-Wiener. Según el mes, los valores fluctuaron entre 0.05 y 2.78 bits ind<sup>-1</sup>. Los cuatro sitios mostraron la misma tendencia respecto a la variación de su diversidad. Sin embargo, de manera general los sitios litorales fueron más diversos que los limnéticos.

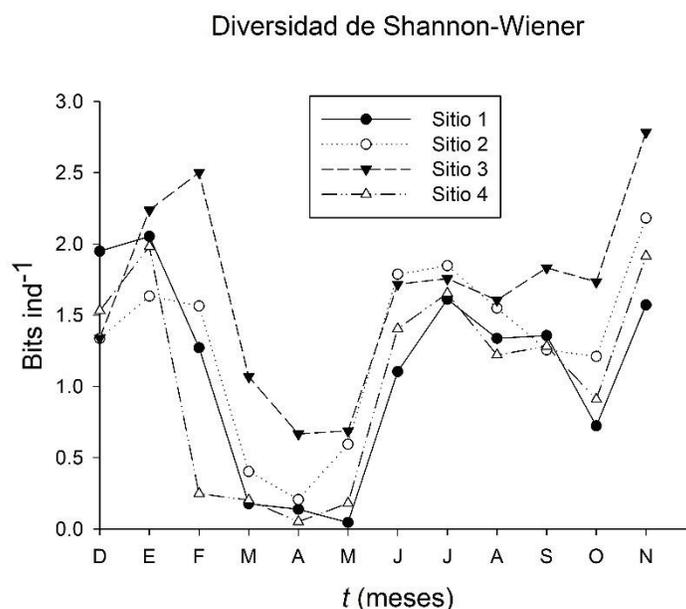


Figura 6. Variaciones mensuales de la diversidad de rotíferos presente en la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” durante el periodo de estudio (diciembre 2017-noviembre 2018). Se muestran los datos obtenidos en los cuatro sitios de muestreo.

La figura 7 muestra la relación entre la frecuencia y la densidad (Olmstead-Tukey) de las especies de rotíferos. En la Pista Olímpica, las especies raras constituyeron el 56% del total, seguido de las dominantes (32%). El 8% de las especies fueron temporales y sólo el 4% fue común. El mismo análisis realizado por sitios muestra que a excepción del sitio 4, con 3 especies raras, éstas constituyeron la mayoría de las especies en todos los sitios. Todos los sitios presentaron 8 especies dominantes y 2 temporales. El sitio 4 tuvo 3 especies comunes, mientras que el resto de los sitios tuvo solo una especie en esta categoría.

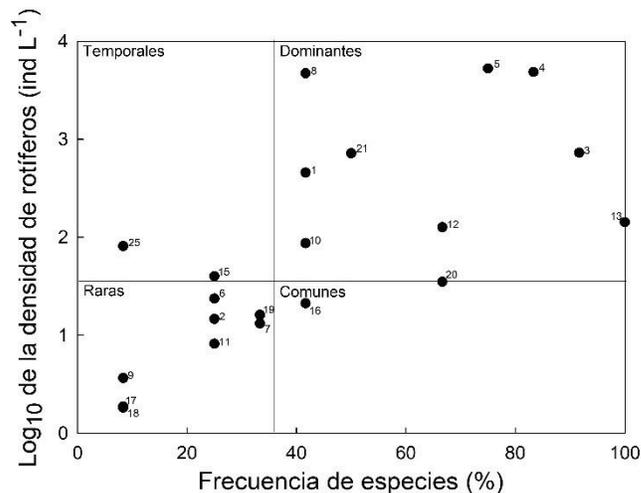
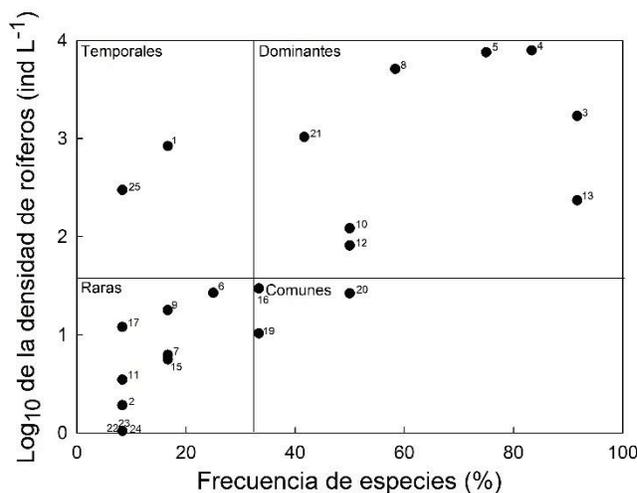
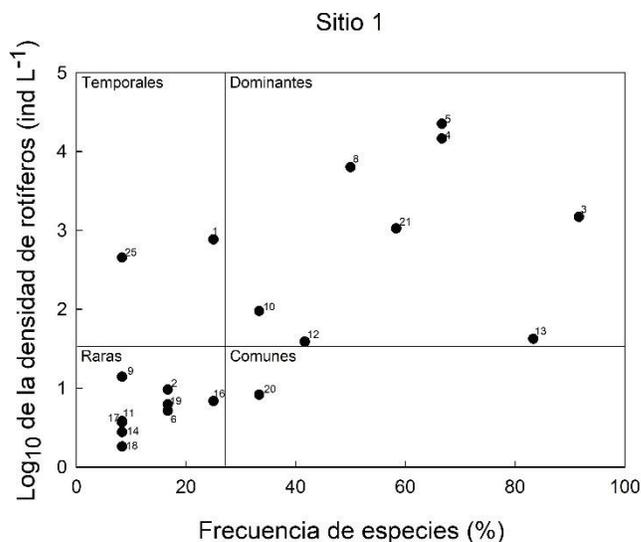
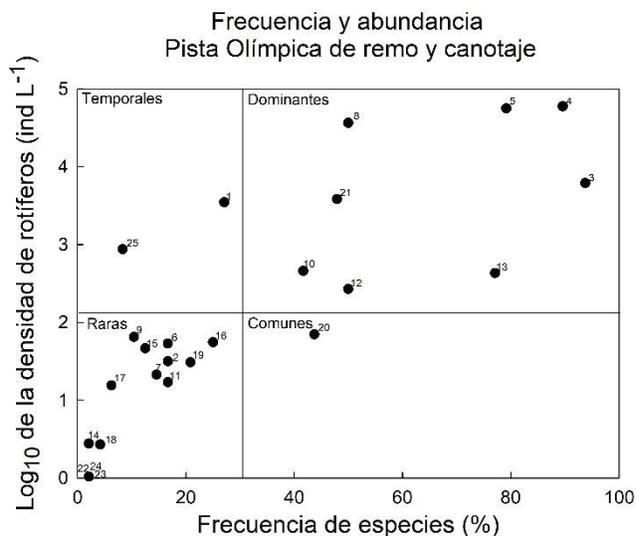


Figura 7. Pruebas de Olmstead-Tukey (general y por sitios) para la frecuencia y densidad de las especies de rotíferos presentes en la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”. Los números indican las diferentes especies: 1.- *Asplanchna brightwellii*, 2.- *Brachionus angularis*, 3.- *B. calyciflorus*, 4.- *B. caudatus*, 5.- *B. havanaensis*, 6.- *B. quadridentatus*, 7.- *Cephalodella gibba*, 8.- *Filinia longiseta*, 9.- *F. terminalis*, 10.- *Keratella americana*, 11.- *K. cochlearis*, 12.- *Lecane bulla*, 13.- *L. closterocerca*, 14.- *L. furcata*, 15.- *L. hamata*, 16.- *L. luna*, 17.- *L. lunaris*, 18.- *L. nana*, 19.- *L. pyriformis*, 20.- *Lepadella patella*, 21.- *Polyarthra vulgaris*, 22.- *Pleurotrocha petromyzon*, 23.- *Liliferotrocha subtilis*, 24.- *Lecane aculeata*, 25.- *Trichocerca ruttneri*.

Los resultados del análisis de correspondencia canónica (Fig. 8) revelaron que, en la Pista Olímpica, *L. bulla* y *P. vulgaris* estuvieron correlacionadas positivamente con la transparencia de Secchi, mientras que *K. americana* lo estuvo con las ficocianinas y la clorofila *a*. Tres de las especies más abundantes (*B. caudatus*, *B. havanaensis* y *F. longiseta*) estuvieron correlacionadas positivamente con los fosfatos. Los análisis por sitios mostraron que *K. americana* y las ficocianinas o clorofilas se correlacionaron positivamente en los sitios limnéticos (1 y 4). La misma correlación fue registrada con *L. closterocerca* en los sitios litorales (2 y 3).

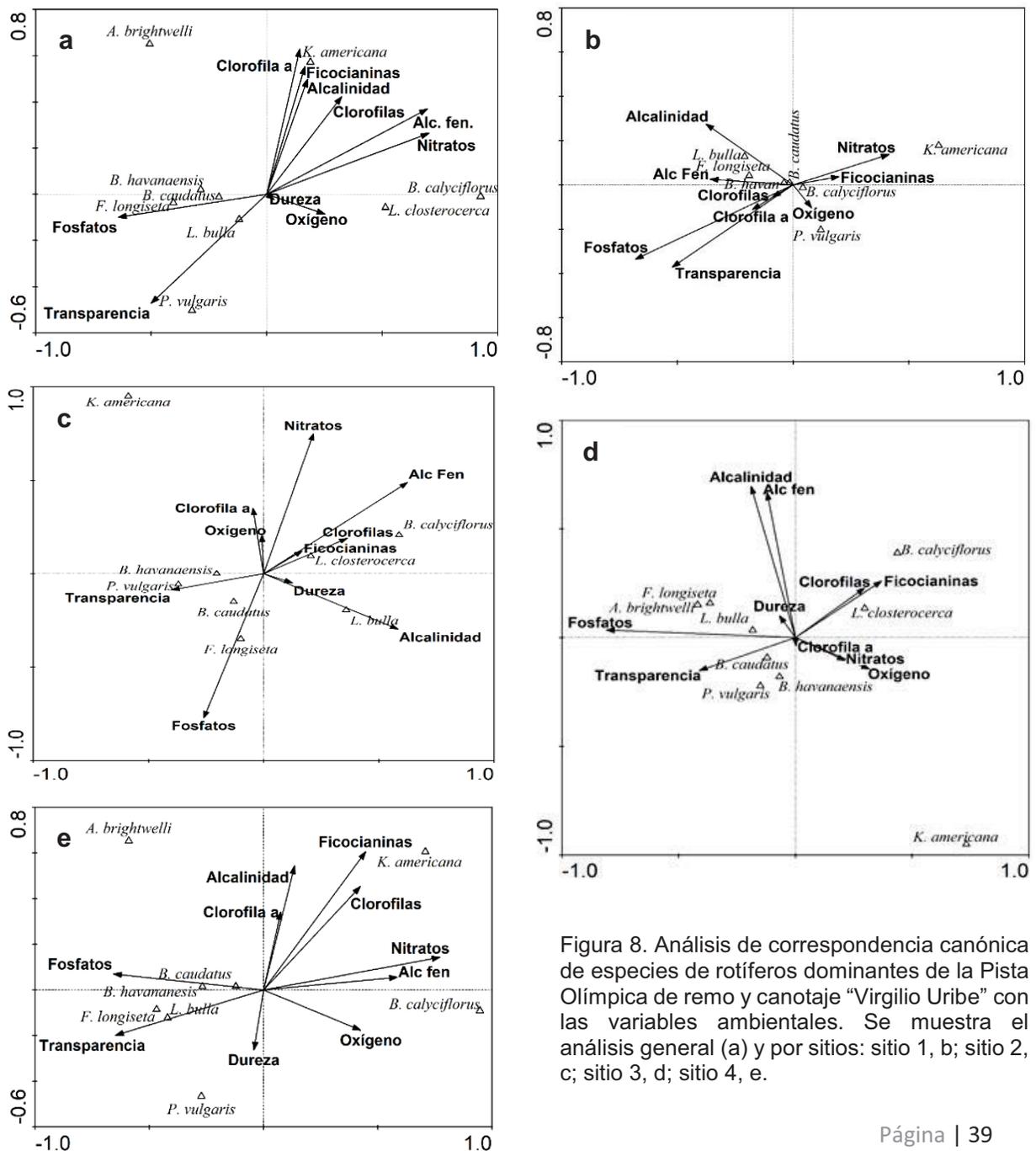


Figura 8. Análisis de correspondencia canónica de especies de rotíferos dominantes de la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” con las variables ambientales. Se muestra el análisis general (a) y por sitios: sitio 1, b; sitio 2, c; sitio 3, d; sitio 4, e.

La tabla 2 muestra los diferentes índices calculados para caracterizar el estado de la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”. Los resultados del índice de estado trófico de Carlson señalaron de manera general que la zona de estudio (CTSI 88-90) se encontró en las condiciones más altas de eutrofia (CTSI >80). Si bien existieron variaciones al aplicar el índice a los diferentes sitios de muestreo, los resultados mostraron que todos ellos presentaron las mismas condiciones de eutrofia a lo largo del período de muestreo. Por su parte, el índice sapróbico de Pantle-Buck caracterizó tanto a los sitios individuales como a la Pista Olímpica en general en un estado de  $\beta$ -mesosaprobiedad (1.6-2.5).

Por otro lado, según el índice de estado trófico  $TSI_{ROT}$  la Pista Olímpica presentó condiciones de meso-eutróficas ( $TSI_{ROT} = 45-55$ ). Sin embargo, en lo particular se pudieron encontrar dos zonas bien diferenciadas por su estado trófico. Los sitios limnéticos (sitios 1 y 4) presentaron condiciones eutróficas ( $TSI_{ROT} = 55-65$ ). Mientras tanto, los sitios litorales (sitios 2 y 3) presentaron un estado trófico menor, siendo caracterizados como meso-eutróficos.

El índice basado en la densidad total de rotíferos (Ejsmont-Karabin, 1995; May y O'Hare, 2005; Ejsmont-Karabin, 2012) indicó la misma tendencia. Los sitios limnéticos presentaron condiciones hipertróficas (>3,000), mientras que los sitios localizados en zonas litorales fueron catalogados con condiciones tróficas menores (eutrofia; 1,000-2,500). Este índice determinó que la Pista Olímpica se encuentra en condiciones generales hipertróficas.

Tabla 2. Índices (Estado trófico de Carlson, sapróbico de Pantle-Buck, estado trófico “ $TSI_{ROT}$ ” de Ejsmont-Karabin y estado trófico de la densidad total) calculados para la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”. Se muestran los valores medios de los diferentes índices tanto de manera general como por sitios.

Índice trófico	General (Pista Olímpica)	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
Carlson	89.4	90.2	89.7	89.2	88.3
Saprobico (P-B)	2.1	2.1	2	2	2.16
$TSI_{ROT}$ (E-K)	54.8	55.5	54	52	57
Densidad total	3,507	3,955	2,079	1,443	6,550

## 8.2 Mesocosmos

### 8.2.1 Variables ambientales

Durante el período de estudio, las variables físico-químicas seleccionadas (Fig. 12) mostraron variaciones considerables (aunque no diferentes significativamente) de conductividad (760-1073  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ;  $P=0.068$ ), pH (8.6-10.9;  $P=0.127$ ) y dureza (12-180  $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$ ;  $P=0.448$ ).

Otro parámetro físico-químico con grandes variaciones fueron los fosfatos (0.14-2.7  $\text{mg L}^{-1}$ ). Los tratamientos con macrofitas y macrofitas+zooplancton mostraron una tendencia de aumento de fosfatos, siendo el primero el único que presentó diferencias significativas ( $P=0.024$ ) con respecto al control. El tratamiento con zooplancton mostró la mayor variación respecto a este parámetro, mientras que el grupo control se mantuvo relativamente estable durante el período de experimentación.

La temperatura (18.8 a 22.6 °C) no mostró diferencias significativas ( $P=0.930$ ) entre los distintos tratamientos durante el desarrollo del bioensayo. Por otro lado, con respecto al control la concentración de oxígeno disuelto (6.28 a 14.24  $\text{mg L}^{-1}$ ) fue estadísticamente diferente ( $P=0.006$ ) en los tratamientos de macrofitas y macrofitas+zooplancton.

Los valores de ficocianinas tuvieron tendencias similares, diferenciándose durante las últimas dos semanas del período de prueba (Fig. 13). Sin embargo, el aumento en los tratamientos que implicaron a las macrofitas fue más mesurado (macrofitas, 341; macrofitas+zooplancton, 252.4  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) que el control (1261.3  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y el tratamiento con zooplancton (530.8  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

A pesar de las diferencias observadas entre los tratamientos, la concentración de ficocianinas no fue significativamente diferente ( $P=0.0571$ ) si se toma en cuenta la totalidad del período experimental.

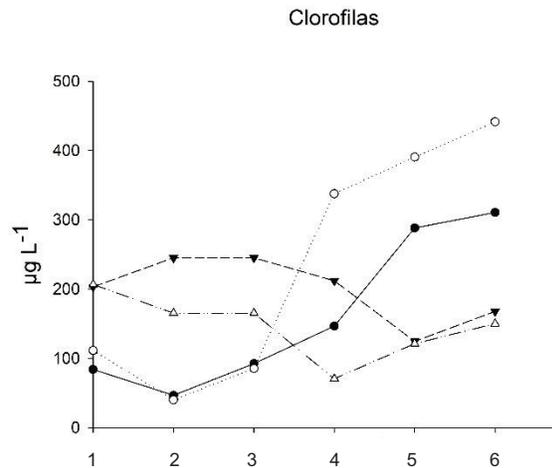
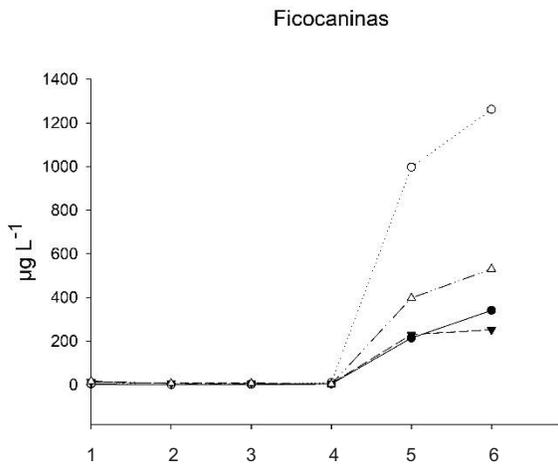
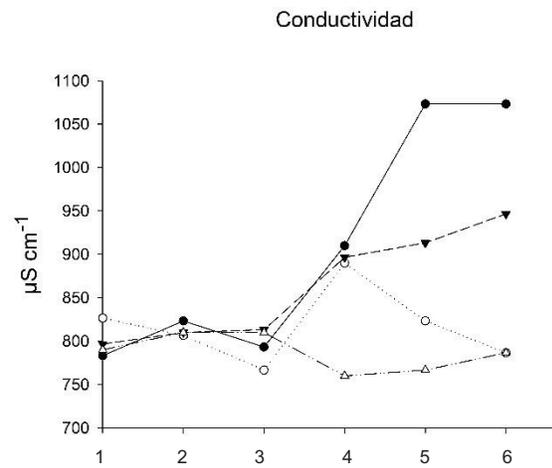
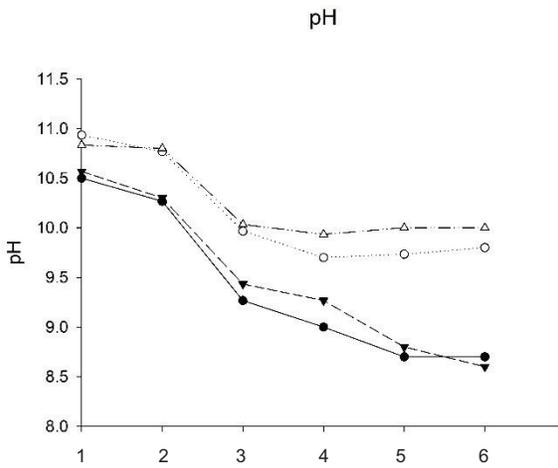
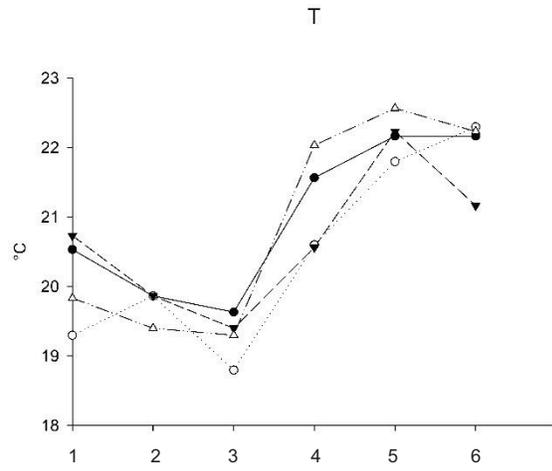
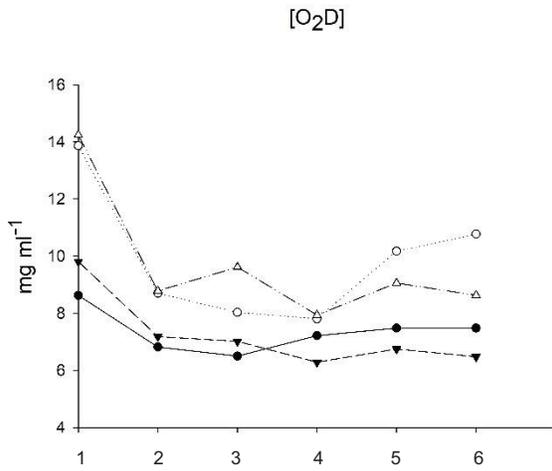
Por otro lado, la concentración inicial de clorofilas en el grupo control (111.3  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y el tratamiento con macrofitas (83.9  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) aumentó a partir de la semana 3, mostrando sus niveles más altos (441.4 y 310.5  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente) hacia el final del período de estudio. Mientras tanto los tratamientos con zooplancton (150

$\mu\text{g L}^{-1}$ ) y macrofitas+zooplancton ( $167.75 \mu\text{g L}^{-1}$ ) mostraron una tendencia de disminución en esta variable tomando en cuenta sus concentraciones iniciales ( $206.6$  y  $203.2 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente). Incluso considerando estas variaciones, no se encontraron diferencias significativas entre los distintos tratamientos del bioensayo con mesocosmos para esta variable ( $P=0.554$ ).

Durante el período de estudio, la clorofila *a* varió de  $22.6$  a  $330.8 \mu\text{g L}^{-1}$  entre los diferentes tratamientos. Las concentraciones finales más bajas de clorofila *a* fueron registradas en el tratamiento con macrofitas ( $84.3 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y macrofitas+zooplancton ( $67.8 \mu\text{g L}^{-1}$ ). El tratamiento con zooplancton y el grupo control presentaron las concentraciones finales más altas con valores de  $141.4$  y  $330.8 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Si bien el rango de esta variable fue amplio, estadísticamente los tratamientos no mostraron diferencias significativas ( $P=0.901$ ) entre sí.

Aún registrando una gran variación ( $9.8$ - $70.7 \text{ mg L}^{-1}$ ), la concentración final de nitratos fue muy similar a la inicial en todos los tratamientos. Esta situación fue reafirmada estadísticamente, mostrando que no existieron diferencias significativas ( $P=0.533$ ) entre ellos.

Por último, la alcalinidad total varió entre  $150$  y  $264 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ . A excepción del tratamiento con zooplancton, la tendencia de esta variable fue de aumento en su concentración. Sin embargo, estadísticamente no se encontraron diferencias significativas entre los distintos tratamientos ( $P=0.264$ ) durante el período experimental.



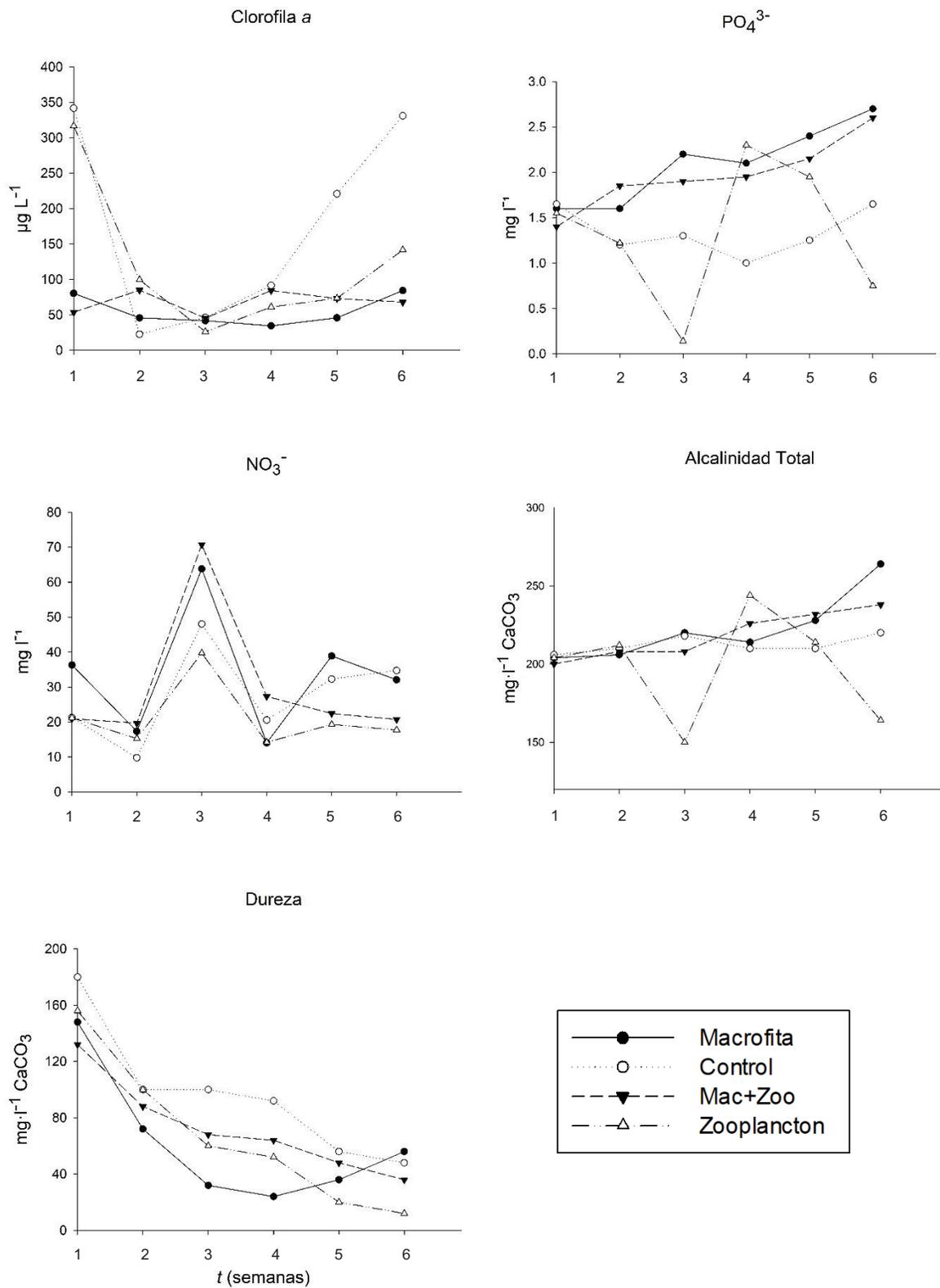


Figura 12. Variaciones de parámetros fisicoquímicos ( $\text{O}_2\text{D}$ , T, pH, conductividad, ficocianinas, clorofilas, clorofila  $\alpha$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , alcalinidad total y dureza) registrados en los diferentes tratamientos del ensayo de mesocosmos.

Las concentraciones de ficocianinas fueron relativamente estables durante las primeras cuatro semanas de experimentación. Sin embargo, al final del bioensayo esta variable mostró una diferenciación evidente. La figura 13 muestra las diferencias en las concentraciones de ficocianinas en el tercio final del período experimental (semanas 5 y 6) para los distintos tratamientos de mesocosmos. La prueba de ANDEVA y el análisis post-hoc de Tukey mostraron que los tratamientos con macrofita y macrofita+zooplancton fueron significativamente diferentes ( $P < 0.001$ ) con respecto al grupo control. Las pruebas estadísticas revelaron que el tratamiento con zooplancton no mostró diferencias significativas respecto al control ( $P > 0.05$ ) durante este período.

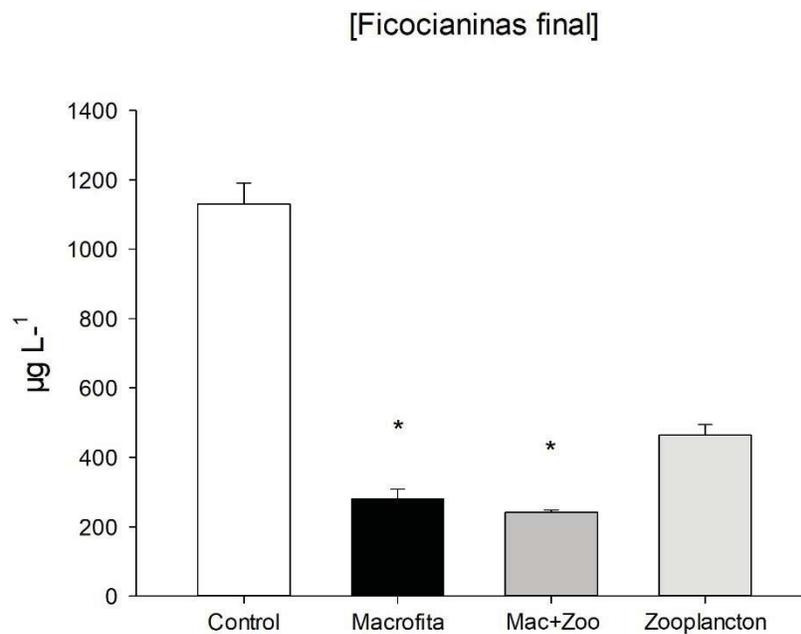


Figura 13. Concentración final de ficocianinas en los diferentes tratamientos del estudio con mesocosmos. Se muestran las medias  $\pm$  el error estándar de las últimas dos semanas del experimento. El asterisco sobre las barras de error denota las diferencias estadísticas ( $P < 0.001$ ) de los tratamientos con respecto al control.

## 8.2.2 Análisis de rotíferos en laboratorio

### 8.2.2.1 Riqueza de especies, frecuencia y distribución.

En total se registraron 10 especies de rotíferos, distribuidas en 8 familias y 9 géneros (Tabla 3). La mayor riqueza de especies fue encontrada en el tratamiento con macrofitas (8 especies de rotíferos), seguido del grupo control (7 especies). Tanto el tratamiento con zooplancton como el de macrofita+zooplancton reportaron 6 especies de rotíferos. La familia mejor representada fue Brachionidae, con 3 especies. El resto de las familias estuvieron representadas por una sola especie.

Tabla 3. Listado de la riqueza de especies de rotíferos registrados en el bioensayo de mesocosmos durante el periodo de estudio. Se muestra la presencia de las especies de manera global (sin distinción por tratamientos).

Taxa	Semanas					
	1	2	3	4	5	6
<b>Rotifera</b>						
<b>Clase: Monogononta</b>						
<b>Familia: Asplanchnidae</b>						
<i>Asplanchna brigtwellii</i>	-	-	-	X	-	-
<b>Familia: Brachionidae</b>						
<i>B. caudatus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>B. havanaensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Keratella americana</i>	X	X	X	X	X	X
<b>Familia Filinidae</b>						
<i>Filinia longiseta</i>	X	X	X	X	X	X
<b>Familia: Lecanidae</b>						
<i>L. closterocerca</i>	-	-	-	-	-	X
<b>Familia: Lepadellidae</b>						
<i>Lepadella patella</i>	-	X	-	-	X	-
<b>Familia: Notommatidae</b>						
<i>Cephalodella gibba</i>	-	-	-	X	-	X
<b>Familia: Trichocercidae</b>						
<i>Trichocerca ruttneri</i>	-	-	-	-	-	X
<b>Familia: Synchaetidae</b>						
<i>Polyarthra vulgaris</i>	X	X	X	X	-	X

La tabla 4 muestra las especies presentes en los tratamientos del experimento con mesocosmos. Salvo el grupo control, todos los tratamientos mostraron un mayor número de especies entre las semanas 2 a 5 y uno menor o igual al final del experimento. A pesar de las medidas tomadas para excluir a los rotíferos del tratamiento con macrofitas, este registró seis especies, si bien sus densidades fueron bajas a lo largo del estudio (Figura 14).

Tabla 4. Distribución de las diferentes especies registradas en los cuatro tratamientos del bioensayo con mesocosmos. Se muestran las especies iniciales (presentes en la semana 1; I), las reclutadas (que aparecieron de la semana 2 a la 5; R) y las finales (presentes en la semana 6; F). El orden mostrado es el que se utilizó para enlistar la riqueza de especies (alfabético por familia).

Especies	Macrofita			Control			Mac+Zoo			Zoopl		
	I	R	F	I	R	F	I	R	F	I	R	F
<i>A. brightwellii</i>	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. caudatus</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>B. havanaensis</i>	-	x	x	x	x	-	x	x	-	x	x	-
<i>K. americana</i>	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>F. longiseta</i>	-	x	-	x	x	x	x	x	-	x	x	x
<i>L. closterocerca</i>	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>L. patella</i>	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>C. gibba</i>	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>T. ruttneri</i>	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>P. vulgaris</i>	x	x	-	x	x	x	x	x	-	x	x	-

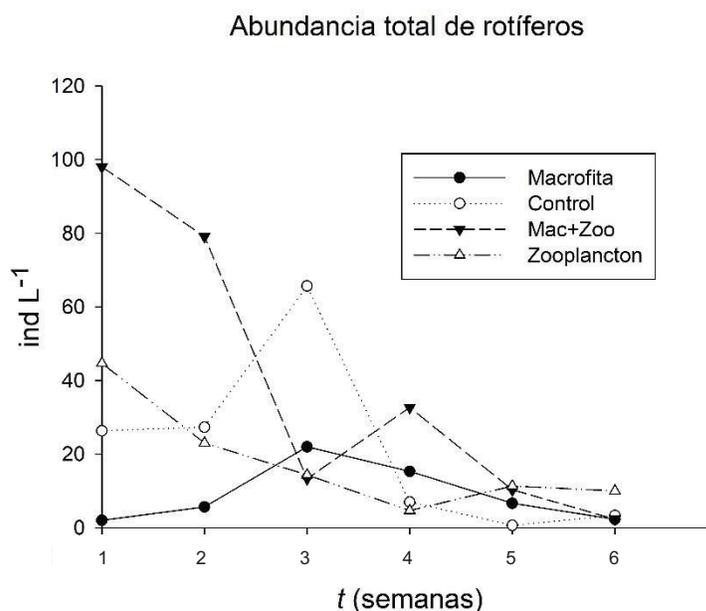


Figura 14. Variaciones en la abundancia total de rotíferos de los tratamientos del experimento con mesocosmos.

### 8.2.2.2 Diversidad de especies y relación frecuencia:densidad.

La diversidad de Shannon-Wiener de los diferentes tratamientos del estudio de mesocosmos se muestran en la figura 15. La diversidad varió considerablemente (0-2.44 bits ind<sup>-1</sup>) en todos los tratamientos. Los tratamientos con zooplancton y macrofita+zooplancton presentaron disminuciones en su diversidad, si bien sólo el primero mostró una tendencia clara de ello. A pesar de las variaciones importantes, el resto de los tratamientos mostró un aumento de diversidad al final del período de estudio con respecto a sus condiciones iniciales.

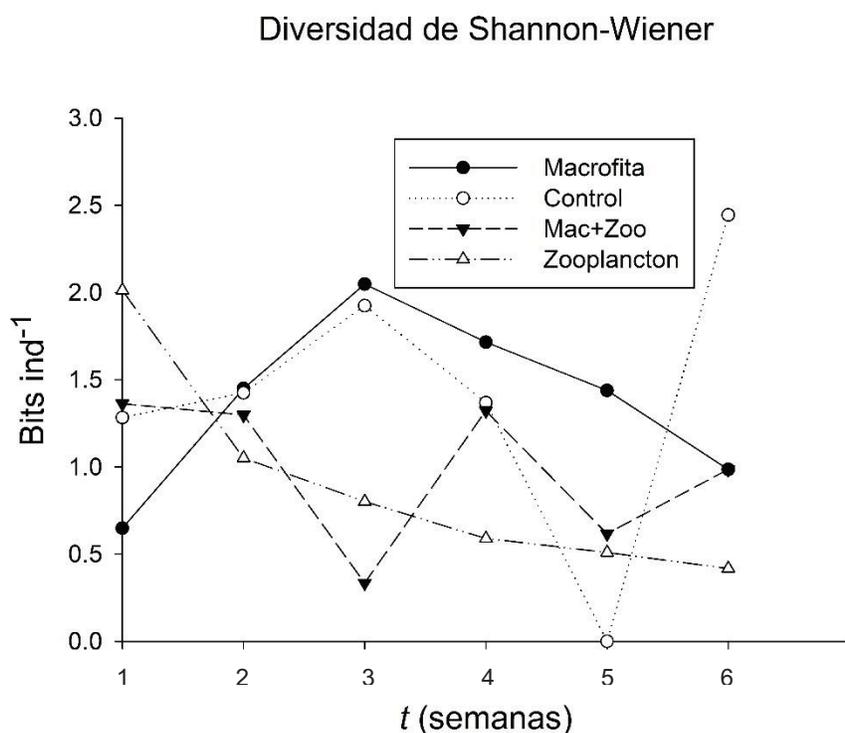


Figura 15. Variaciones semanales de la diversidad de rotíferos en los mesocosmos durante el periodo de estudio. Se muestran los datos obtenidos en los cuatro tratamientos.

La figura 16 muestra la relación entre la frecuencia y la densidad (Olmstead-Tukey) de las especies de rotíferos en el estudio de mesocosmos. Las especies dominantes (cinco) constituyeron la mayoría en todos los tratamientos (salvo el de macrofita, con cuatro especies dominantes). Se encontraron tres especies raras en

el tratamiento de macrofitas, dos en el grupo control y una en los dos tratamientos restantes. Una especie fue catalogada como temporal en el tratamiento con macrofitas. El análisis mostró que ningún tratamiento presentó especies comunes.

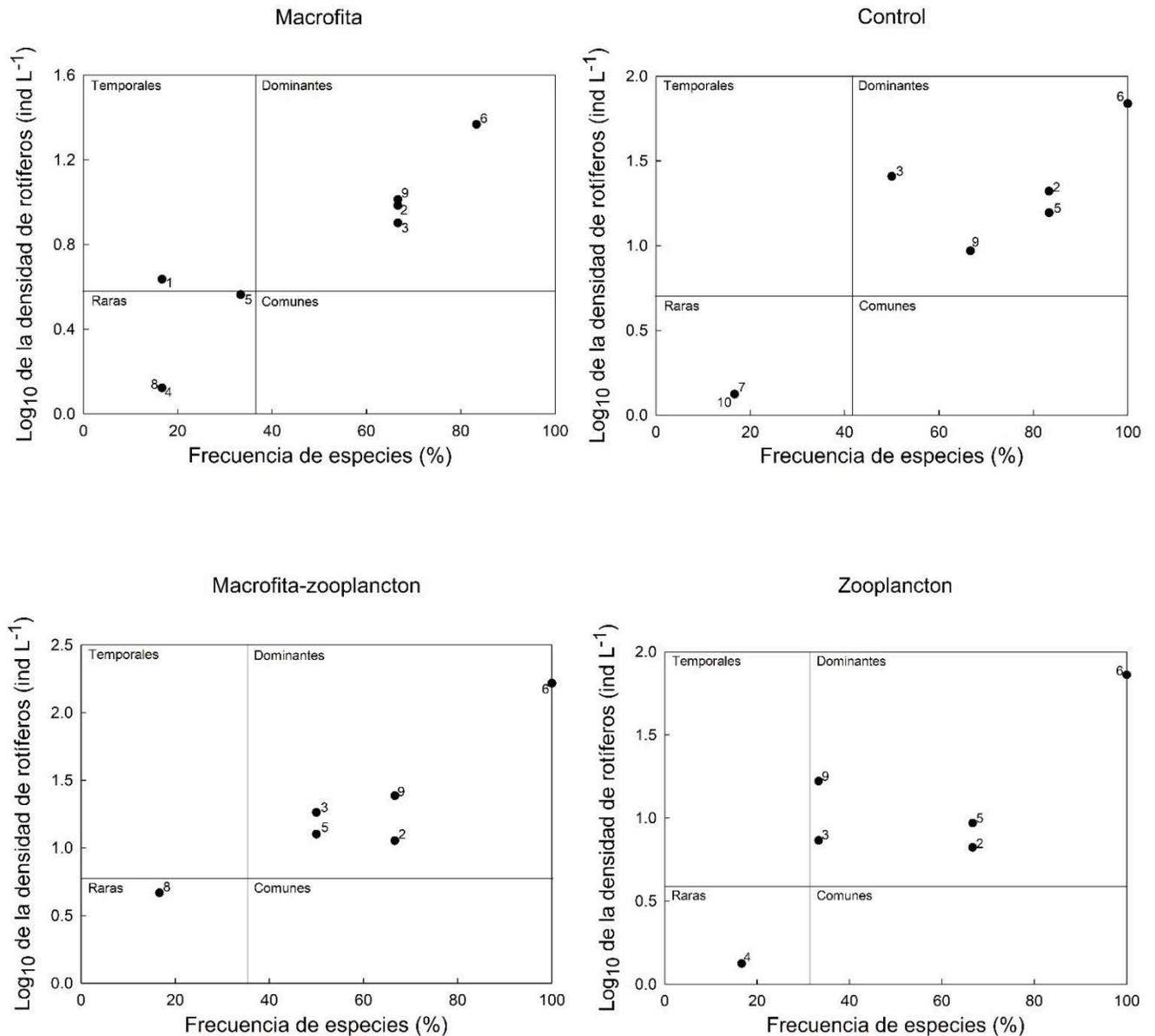


Figura 16. Pruebas de Olmstead-Tukey para la frecuencia y densidad de las especies de rotíferos presentes en los tratamientos del experimento con mesocosmos. Los números indican las diferentes especies: 1.- *Asplanchna brightwellii*, 2.- *Brachionus caudatus*, 3.- *Brachionus havanaensis*, 4.- *Cephalodella gibba*, 5.- *Filinia longiseta*, 6.- *Keratella americana*, 7.- *Lecane closterocerca*, 8.- *Lepadella patella*, 9.- *Polyarthra vulgaris*, 10.- *Trichocerca ruttneri*.

El análisis de correspondencia canónica (Fig. 17) reveló que, a excepción del tratamiento con macrofitas, *K. americana* estuvo correlacionada con las ficocianinas. *B. havanaensis* y *B. caudatus* estuvieron correlacionadas con los nitratos o el oxígeno disuelto, dependiendo del tratamiento. *F. longiseta* estuvo relacionada con los fosfatos (grupo control y tratamiento con zooplancton) o la dureza (macrofitas+zooplancton).

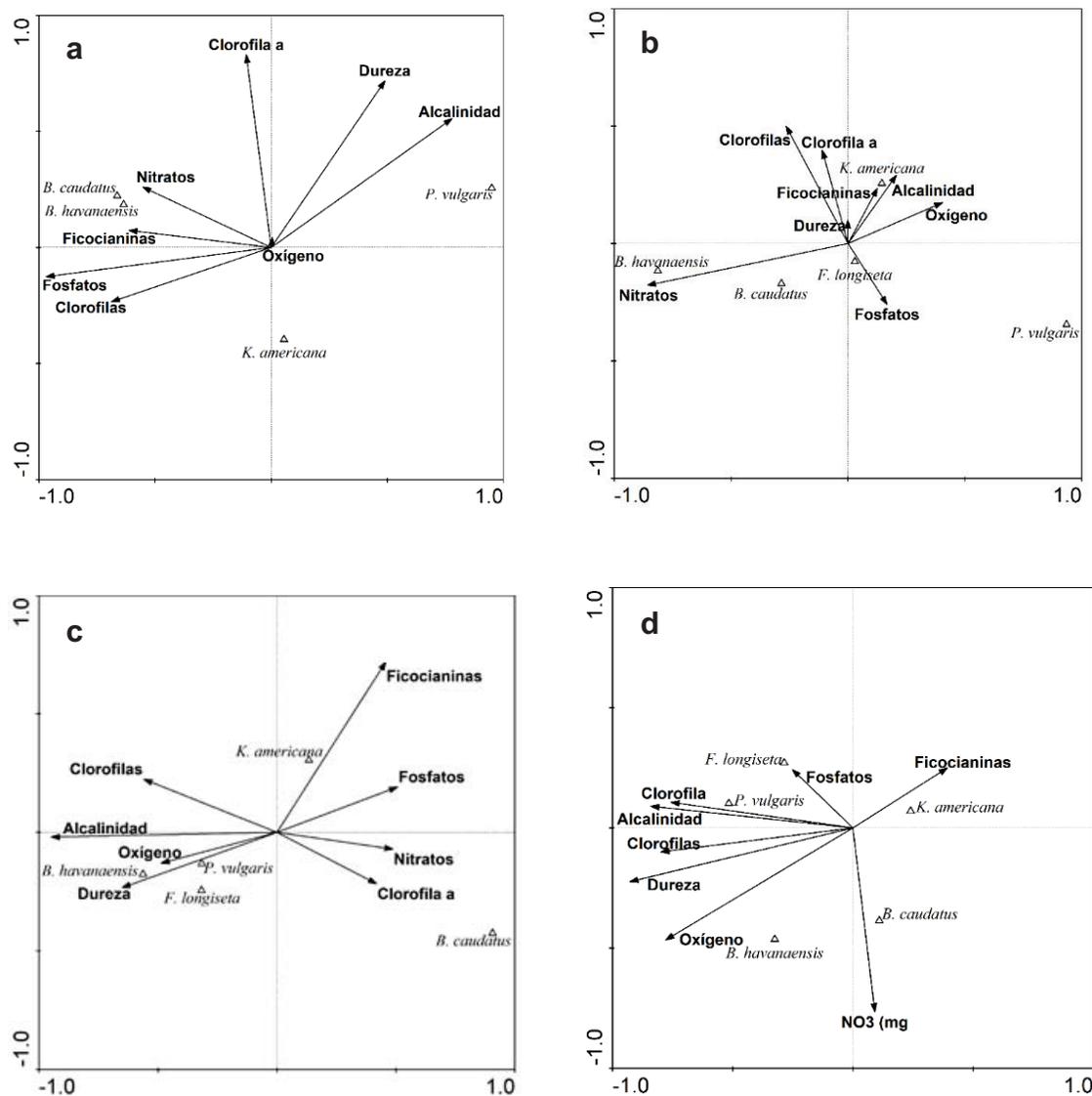


Figura 17. Resultados del análisis de correspondencia canónica de las especies registradas en los diferentes tratamientos (Macrofitas, a; grupo control, b; macrofitas+zooplancton, c; zooplancton, d) del bioensayo de mesocosmos.

## 9. Discusión

En la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”, la concentración de oxígeno disuelto varió de 2.88 a 18 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 4). Estas concentraciones se sitúan dentro del rango (0.45-19.33 mg L<sup>-1</sup>) descrito por Nandini *et al.* (2016) en cuerpos de agua aledaños. La conductividad (587-970  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) también se encontró dentro de los rangos descritos (200-1124  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) para cuerpos de agua cercanos (Nandini *et al.*, 2016; Jiménez-Contreras *et al.*, 2018) que forman parte de la misma cuenca hidrológica.

Los recursos de los cuerpos de agua tropicales y la variación de las condiciones ambientales a las que se someten pueden variar tanto espacial como temporalmente (Cervantes-Martínez, y Gutiérrez-Aguirre, 2014). Sin embargo, existen dos temporadas que influyen sobre las variaciones estacionales de los parámetros físico-químicos: la temporada de lluvias y la temporada seca. Las variaciones ocasionadas por estas temporadas pueden verse reflejadas en variables como la conductividad, la concentración de nutrientes y la transparencia de Secchi, entre otras (Lewis, 2000).

Gayosso-Morales *et al.* (2017) mostraron para la Pista Olímpica una profundidad de Secchi de 30 a 50 cm. El presente estudio mostró un rango de 6.9 a 21.3 cm, que representa una gran disminución en este parámetro, generalmente asociado a la turbidez del agua (Błędzki, 2009). A su vez, el mismo estudio muestra menores profundidades máximas ( $\approx 140$  cm) que las encontradas en el presente ( $\approx 250$  cm). Estas diferencias podrían deberse a un mayor aporte de agua hacia el sistema, que pudo resuspender en cierta medida los sedimentos, disminuyendo la transparencia del sistema. Sin embargo, de manera general los sitios litorales presentaron condiciones más transparentes que los limnéticos. Estas variaciones pueden deberse a la presencia de macrofitas, capaces de amortiguar el movimiento superficial del agua (Carpenter y Lodge, 1986) y la resuspensión de sedimentos en estas zonas. Además, las macrofitas pueden disminuir las densidades de

fitoplancton (Wojciechowski *et al.*, 2018). La interface agua-macrofitas también es aprovechada por amebas y otros protozoos capaces de consumir materia orgánica, bacterias y algas, aumentando la tasa de degradación microbiana (Bonilla-Lemus *et al.*, 2014). Al ser degradada, la cantidad de materia orgánica particulada en el medio pudo haber disminuido, favoreciendo la transparencia del agua.

El pH reportado por Gayosso-Morales *et al.* (2017) para la Pista Olímpica fluctuó de 6 a 10.5, mientras que en este estudio fue incluso más alcalino (9.1 a 11.3) que lo reportado por Nandini *et al.* (2016) aunque dentro del rango reportado en 2018 por Jiménez-Contreras *et al.* Las diferencias entre zonas también se presentaron con respecto a este parámetro, siendo regularmente más básico en los sitios limnéticos que en los litorales. Es bien sabido que el proceso de fotosíntesis tiende a basificar el medio (Wetzel, 2001) así, las altas densidades de fitoplancton en la zona limnética pudieron intensificar este proceso, diferenciando las zonas por valores distintos de pH.

Los rangos de temperatura registrados en el presente estudio (14.9-24.8 °C) han sido reportados anteriormente en cuerpos adyacentes (Enríquez-García *et al.*, 2009; Jiménez-Contreras *et al.*, 2018) y de gran altitud en México (Jiménez-Contreras *et al.*, 2009; Muñoz-Colmenares *et al.*, 2017; Moreno-Gutiérrez *et al.*, 2018).

Por lo referente a nutrientes, los fosfatos se encontraron a concentraciones más bajas (0.52-1.95 mgL<sup>-1</sup>) que las reportadas previamente (2.5-26 mg L<sup>-1</sup>). Sin embargo, estas concentraciones son muy superiores a aquellas que predicen más de un 80% de posibilidades de dominancia de cianoprocariontes en el fitoplancton (Downing *et al.*, 2001). Por su parte, los nitratos (9.04-155.4 mgL<sup>-1</sup>) estuvieron presentes en concentraciones similares a los reportados por Enríquez-García *et al.* (2009), aunque mucho mayores que las descritas anteriormente (0.2-4 mg L<sup>-1</sup>) en la Pista Olímpica (Gayosso-Morales *et al.*, 2017). Según este último autor, las concentraciones de nutrientes sobrepasan el límite de 0.035 mg L<sup>-1</sup> sugerido por la OCDE, definiendo condiciones eutróficas para la Pista Olímpica (Tavera y Díez, 2009; USEPA, 2010). A excepción de enero, febrero y marzo (69.5, 155.1 y 81.2, respectivamente), en este estudio se encontraron relaciones Nitrógeno

total:Fósforo total (NT:FT) bajas (4.8-23.4), similares a las encontradas en un cuerpo de agua mesotrófico cercano (Ramírez-García *et al.*, 2002). Basados en un estudio de 28 años, Havens *et al.*, (2003) sugirieron que una disminución en la relación NT:FT se correlaciona con una mayor reproducción de cianoprocariotas. Ya que las cianoprocariotas se consideran malas competidoras por fósforo, Nöges *et al.* (2008) determinaron que las cianoprocariotas dominan en sistemas acuáticos con relaciones N:P <30-40. Esta situación se presentó en la Pista Olímpica, y fue reafirmada por la relación de nutrientes anteriormente descrita.

Los valores de alcalinidad total (14-584 mg L<sup>-1</sup>) y dureza (60-320 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>), fueron similares a los reportados en cuerpos de agua próximos al sitio de muestreo (Jiménez-Contreras *et al.*, 2018).

La tendencia de los valores de clorofila *a* fueron muy similares a los encontrados en la Pista Olímpica en el pasado (Gayosso-Morales *et al.*, 2017) Así mismo, se sitúan dentro del rango registrado en un cuerpo de agua adyacente, llenado con agua proveniente de los canales de Xochimilco (Enríquez-García *et al.*, 2009). Lo anterior puede indicar cierto patrón en este parámetro, probablemente debido al comportamiento en las densidades del fitoplancton presente en el sitio. Por lo que respecta a la concentración de clorofilas, estas mostraron valores alrededor de cuatro veces más altos que los registrados para cuerpos de agua cercanos con propiedades fisicoquímicas similares (Nandini *et al.*, 2016). Por su parte, los valores de ficocianinas corresponden con una densidad menor a 20,000 células mL<sup>-1</sup> de cianoprocariotas (Brient *et al.*, 2008). Esta cifra se sitúa en el límite de riesgo ante el contacto con humanos (Brient, 2005).

De manera similar a otros cuerpos de agua eutrofizados de México (Vázquez-Sánchez *et al.*, 2014), el grupo dominante del zooplancton en la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe” fueron los rotíferos (Nandini *et al.*, 2016; Gayosso-Morales *et al.*, 2017; Jiménez-Contreras *et al.*, 2018).

Como se mencionó anteriormente, la temporada de lluvias en los cuerpos acuáticos cercanos a los trópicos provoca cambios en distintas variables de los mismos (Lewis, 2000). Estas variaciones pueden alterar las propiedades físico-químicas de

la columna de agua pudiendo reflejarse, por ejemplo, en las densidades de las especies más abundantes de un determinado sistema. La Pista Olímpica mostró concordancia con esta hipótesis, ya que a excepción de *B. calyciflorus*, el resto de sus especies más abundantes alcanzó picos de densidad a partir del inicio de la temporada de lluvias o durante su transcurso. Los ecosistemas tropicales de agua dulce son espacialmente heterogéneos a lo largo del año (Cervantes-Martínez y Gutiérrez-Aguirre, 2014), en consecuencia, las habilidades competitivas de diversas especies (como sus picos de reproducción) resultan alteradas ante los cambios en las variables físico-químicas del ecosistema (Lampert y Sommer, 2007).

La diversidad de especies varió ampliamente durante el periodo de muestreo, siendo generalmente mayor en los sitios litorales. También fue posible reconocer un aumento en la diversidad de especies a partir de la temporada de lluvias. Esto puede señalar que, si el medio es menos homogéneo, la competencia entre los grupos del zooplancton que lo habitan también puede ser menor (Nandini *et al.*, 2005). La probabilidad de que esta relación se cumpla es alta, ya que la Pista Olímpica es un cuerpo de agua somero; en este tipo de ambientes el zooplancton se somete a condiciones variables de manera constante, aumentando la diversidad de especies en el ecosistema (Sommer *et al.*, 1986; Eckert y Walz, 1998). Por otro lado, la alta diversidad de rotíferos en Xochimilco se atribuye, en parte, a la baja diversidad de cladóceros (Sarma *et al.*, 2017), situación que también se presenta en la Pista Olímpica.

La dinámica de frecuencia y densidad de los rotíferos de la Pista Olímpica de remo y canotaje mostró las mismas tendencias reportadas en distintos cuerpos de agua de gran altitud del centro de México. En estos ecosistemas generalmente dominan Brachionidae y Lecanidae (Flores-Burgos *et al.*, 2003; Nandini *et al.*, 2005; Nandini *et al.*, 2016; Gayosso-Morales *et al.*, 2017; Gutiérrez *et al.*, 2017). De hecho, se ha reportado que la comunidad de rotíferos del lago de Xochimilco (relacionado estrechamente con la Pista Olímpica), está dominado por estas dos familias (Sarma y Nandini, 2019). Esta situación tiene sentido, ya que *Brachionus* es un género que habita en temperaturas cálidas (Yilong y Xiangfei, 2004) y puede estar presente en

medios con grandes cantidades de materia orgánica (Silva-Briano y Adabache-Ortiz, 2000), mientras que *Lecane* es el segundo género más diverso entre los rotíferos (Segers, 1995). Por otro lado, la Pista es rellenada con agua tratada, pudiendo considerarse como un cuerpo de agua urbano. Especies de Brachionidae, Lecanidae y Lepadellidae suelen estar presentes en ecosistemas de esta naturaleza, (Ejsmont-Karabin y Kuczyńska-Kippen, 2001). En este estudio, *K. cochlearis*, *Lecane closteroerca*, *L. luna*, *L. pyriformis* y *Lepadella patella* fueron especies comunes, concordando con la descripción realizada por estos autores. Al presentar especies pertenecientes a estas familias en las categorías de dominantes y comunes, estos hallazgos confirman la similitud de la Pista Olímpica con otros cuerpos de agua eutrofizados de México (Vázquez-Sánchez *et al.*, 2014; Nandini *et al.*, 2016; Gayosso-Morales *et al.*, 2017; Jiménez-Contreras *et al.*, 2018). La presencia de estas especies en el sitio de estudio sugiere que estas familias fueron capaces de tolerar las variaciones amplias de los parámetros físico-químicos de la columna de agua (Gutiérrez *et al.*, 2017).

Los análisis de correspondencia canónica indicaron que la mitad de las especies más abundantes (*Brachionus* y *Filinia*) estuvieron relacionadas con la concentración de nutrientes (fosfatos) en el medio. *Keratella americana* estuvo fuertemente correlacionada con la clorofila *a* y las ficocianinas. Esto puede reflejar la capacidad de *K. americana* de alimentarse tanto de microalgas como de cianoprocariontes y bacterias (Work y Havens, 2003; Krztoń *et al.*, 2019). Esta especie también estuvo negativamente correlacionada con la transparencia de Secchi, relación previamente reportada de manera similar para el mismo sitio (Gayosso-Morales *et al.*, 2017).

La relación entre parámetros físico-químicos y la presencia de diferentes rotíferos (Brachionidae y Lecanidae entre otros) ha sido reportada previamente (Bērziņš y Pejler, 1989; Gayosso-Morales *et al.*, 2017; Gutiérrez *et al.*, 2017) y es consistente con las reportadas en este estudio.

El estado trófico del sitio de estudio fue estimado utilizando diferentes técnicas. Con base en el índice de Carlson, se determinó que este cuerpo de agua se encontró en el mayor grado de eutrofia (CTSI >80). El sitio mostró dos (natas algales, pocas

macrofitas) de las tres características que el índice detalla para este estado trófico, que persistió durante todo el tiempo de muestreo. En comparación con cuerpos de agua cercanos y en condiciones similares de altitud (Moreno-Gutiérrez *et al.*, 2018) la Pista Olímpica se encuentra en condiciones más severas de eutrofia. Este índice utiliza parámetros fisicoquímicos relacionados (transparencia de Secchi, clorofila *a* y concentración de fósforo total). Así, este valor pudo deberse al efecto ascendente de la concentración de fosfatos en el agua, que puede provocar una alta producción primaria (estimada aquí como clorofila *a*) en los cuerpos acuáticos (Moss, 2010), disminuyendo su transparencia.

Al igual que Gayosso-Morales (2017), el índice sapróbico de Pantle y Buck (1955) mostró que la Pista Olímpica se caracteriza como un cuerpo de agua  $\beta$ -mesosapróbico. Esta situación era previsible, ya que el cuerpo de agua es rellenado con agua tratada. De manera similar a cuerpos de agua cercanos, el agua al ingresar contiene sustancias orgánicas presentes en los residuos de desechos domésticos (Moreno-Gutiérrez, 2017). En este sistema, la turbidez regularmente es de naturaleza orgánica (Gayosso-Morales *et al.*, 2017) y parte de ella es producida por el fitoplancton dominante (*Microcystis spp.*) en este cuerpo de agua (Arzate-Cárdenas *et al.*, 2010; Pineda-Mendoza *et al.*, 2011; Gayosso-Morales *et al.*, 2017).

El estado trófico de un ecosistema acuático también puede ser determinado a través de los rotíferos presentes en él. Así, el índice de estado trófico de rotíferos (Ejsmont-Karabin, 2012) de la Pista Olímpica fue mayor al de cuerpos de agua cercanos (Gutiérrez *et al.*, 2017; Moreno-Gutiérrez *et al.*, 2018) mostrando condiciones meso-eutróficas.

Por su parte, el índice basado en la densidad total de rotíferos mostró un aumento en comparación con estudios anteriormente realizados en el mismo sitio, pasando de un estado eutrófico (Gayosso-Morales *et al.*, 2017) a hipertrófico. El estado trófico de la Pista Olímpica también fue mayor a los reportados mediante este índice por Gutiérrez *et al.* (2017) y Moreno-Gutiérrez *et al.* (2018) en cuerpos de agua cercanos.

Los mesocosmos tienen gran capacidad de sostener comunidades biodiversas y permiten estudiar el agua de sistemas eutrofizados, al tiempo que son la opción más aceptada para biorremediarlos (Srivastava *et al.*, 2008). Con este fin, diversos estudios han sido desarrollados, estableciendo ciertos patrones con respecto a la evolución de sus factores bióticos y abióticos. En este estudio, la variación de parámetros físico-químicos fue similar a otras reportadas previamente. La conductividad y la temperatura fueron similares a las obtenidas anteriormente en estudios de mesocosmos similares, incluyendo sistemas subtropicales (Deaver *et al.*, 2005; Lacerot *et al.*, 2013). La concentración de oxígeno disuelto también fue similar a la encontrada por Lacerot *et al.* (2013). Sin embargo, las concentraciones de los tratamientos con presencia de macrofitas fueron siempre menores y estadísticamente mostraron diferencias significativas ( $P=0.006$ ). Esto puede deberse a la disminución en la abundancia del fitoplancton causada por las macrofitas (Wojciechowski *et al.*, 2018) que a su vez restringe la producción primaria por parte del fitoplancton (Moss, 2010) reduciendo la concentración de oxígeno disuelto (producto de la fotosíntesis) en el agua.

Los valores de pH de los mesocosmos mostraron una tendencia a la acidificación, particularmente en los tratamientos que involucraron macrofitas. Esta situación es interesante, ya que el proceso fotosintético llevado a cabo por las macrofitas asimila  $\text{CO}_2$  para satisfacer sus demandas de carbono. En consecuencia, otros iones como hidróxidos o carbonatos incrementan sus concentraciones en el ambiente (Pierini y Thomaz, 2004). Si estos iones se presentan en grandes concentraciones, pueden alterar la especiación de carbono inorgánico, que se refleja en la variación del pH. Esto resulta en una basificación diurna del medio (en respuesta a la fotosíntesis) y una acidificación nocturna como consecuencia de la respiración (Wetzel, 2001).

Sin embargo, este planteamiento asume que el  $\text{CO}_2$  disuelto en el medio es la fuente principal de C de las macrofitas. Aunque comúnmente este gas se encuentra en concentraciones muy altas en los cuerpos de agua dulce (Raymond *et al.*, 2013), su difusión se da  $10^4$  veces más lentamente que en el aire (Maberly y Spence, 1989). Por ello algunas especies de macrofitas sumergidas (como *M. aquaticum*) optan por producir hojas aéreas capaces de tomar el  $\text{CO}_2$  directamente de la

atmósfera para facilitar su obtención (Maberly y Spence, 1989; Rodrigues y Henry, 2010). Además, las macrofitas disminuyeron la densidad del fitoplancton (Fig. 12; clorofila *a*) que podría haber asimilado parte del CO<sub>2</sub> libre en el agua. Consecuentemente, la concentración de este gas en el medio pudo haber aumentado, hecho que normalmente se asocia al descenso de pH (Grahn, 1985).

Generalmente el objetivo de los mesocosmos se orienta al tratamiento efectivo del medio en el que estos se instalan (Srivastava *et al.*, 2008). Por ello es común que el factor biológico primordial en estos bioensayos sean las macrofitas (Hadad *et al.*, 2006). Idealmente, estos sistemas deben remover materia orgánica, nitratos, fósforo y otras sustancias presentes en el medio a tratar. En el presente estudio, no se encontró una disminución significativa en las concentraciones de nitratos iniciales (20-37 mg L<sup>-1</sup>) con respecto a las finales (19-37 mg L<sup>-1</sup>). Sin embargo, dicha variación fue proporcionalmente similar a la encontrada por Deaver *et al.* (2005).

Aunque los fosfatos también se encuentran dentro de los rangos descritos previamente en estudios con mesocosmos (Deaver *et al.*, 2005; Bindu *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2010, Wang *et al.*, 2012), su concentración aumentó en los tratamientos con macrofitas mostrando incluso diferencias estadísticamente significativas (P=0.024) con respecto al grupo control. A pesar de que se utilizó un volumen de mesocosmos superior al recomendado por Spivak *et al.* (2011) la acumulación de fosfatos pudo deberse a las dimensiones de las unidades experimentales ya que, generalmente, los sistemas artificiales pequeños no remueven excepcionalmente bien el fósforo del medio (Cooper y Green, 1995). Por otro lado, la época en la que se estableció el bioensayo (fría-seca) también pudo influir en la remoción de N y P, ya que se ha reportado que *M. aquaticum* absorbe más eficientemente estos nutrientes durante épocas de lluvia (Rodrigues y Henry, 2010). Así, la baja remoción de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> señala que la disminución de cianoprocariontes pudo haberse dado por otros mecanismos diferentes a la competencia por nutrientes.

El grupo control y el tratamiento con macrofitas se distinguieron por sus concentraciones de clorofilas inicialmente bajas y con tendencia a su aumento. Mientras tanto, los tratamientos con zooplancton y macrofita+zooplancton presentaron concentraciones iniciales relativamente altas y tendencia a su

disminución. El común denominador en el segundo grupo de tratamientos es el zooplancton. Sus densidades más altas en estos tratamientos pudieron haber sido importantes en la variación de clorofilas, que pueden atribuirse al papel fundamental del zooplancton (incluidos los rotíferos) como depredador del fitoplancton (Lacerot *et al.*, 2013).

Por lo que respecta a la clorofila *a*, las concentraciones determinadas en este estudio fueron similares a las reportadas por Wu *et al.* (2010) en un bioensayo similar. Así, los tratamientos que implicaron macrofitas mostraron concentraciones más bajas, atribuibles a la acción alelopática de las macrofitas (Körner y Nicklisch, 2002). La concentración final de clorofila *a* en el grupo control y el tratamiento con zooplancton (sin macrofitas) no mostraron diferencias significativas entre sí ( $P > 0.05$ ) y mostraron un fuerte incremento en las últimas dos semanas del estudio. Lo anterior puede apoyar la idea de que la reproducción del fitoplancton puede ser estimulada por la circulación de nutrientes, mediada en parte por la comunidad del zooplancton (Attayde y Hansson, 1999; Lacerot *et al.*, 2013).

De manera general, la concentración de ficocianinas en los mesocosmos fue baja ( $1.2-10 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y prácticamente estable durante las primeras cuatro semanas del estudio. Sin embargo, mostró un incremento abrupto generalizado en las últimas semanas del mismo, manifestando diferencias claras entre los tratamientos aplicados. Independientemente del rango amplio de variaciones, los datos obtenidos caen dentro del rango reportado para otros estudios de mesocosmos similares (Wojciechowski *et al.*, 2018). Estas variaciones pueden deberse a la diferencia temporal de las dinámicas reproductivas de las cianoprocariotas, con duraciones desde persistentes (durante años completos) hasta de incluso unos pocos días (Havens, 2008).

Asumiendo que en los cuerpos de agua dulce los únicos microorganismos que producen ficocianinas en cantidades significativas son las cianoprocariotas, Brient *et al.* (2008) desarrollaron una equivalencia para estimar su abundancia a partir de la concentración de ficocianinas. Con base en dicha equivalencia, el grupo control mostró las más altas densidades de cianoprocariotas ( $\approx 1.2 \times 10^6$  cels  $\text{mL}^{-1}$ ), seguido del tratamiento con zooplancton ( $\approx 0.5 \times 10^6$  cels  $\text{mL}^{-1}$ ). Los tratamientos con

macrofitas y macrofitas+zooplancton fueron los que presentaron menores densidades de cianoprocariontes ( $\approx 3.4 \times 10^5$  y  $2.5 \times 10^5$  cels mL<sup>-1</sup>, respectivamente). Esta respuesta permitió distinguir un efecto inhibitorio de las macrofitas significativamente diferente ( $P < 0.001$ ) sobre la reproducción de las cianoprocariontes. Dicho efecto pudo haber estado relacionado con la competencia por nutrientes o la alelopatía negativa de las macrofitas sobre las cianoprocariontes (Körner y Nicklisch, 2002; Wu *et al.*, 2010). Si se presentan en densidades adecuadas, las macrofitas son capaces de mejorar la calidad del agua, inhibiendo la reproducción súbita de cianoprocariontes (Mjelde y Faafeng, 1997). También se ha señalado que la disminución de cianoprocariontes puede ofrecer mejores condiciones para el desarrollo de las macrofitas (Wu *et al.*, 2010). Por lo tanto, el aumento en la biomasa de las macrofitas (y por ende de su potencial alelopático) también pudo haber influido en una disminución progresiva de las cianoprocariontes (Körner y Nicklisch, 2002).

Durante el desarrollo del bioensayo, las mayores densidades de rotíferos fueron encontradas en el tratamiento de macrofitas+zooplancton, apoyando la idea de que los mesocosmos permiten mantener mayores abundancias de zooplancton (Kuczyńska-Kippen y Nagengast, 2006; Iglesias *et al.*, 2007; Choi *et al.*, 2016). Sin embargo, al final del experimento las densidades de rotíferos de todos los tratamientos fueron similares, mostrando que la dinámica de los parámetros físico-químicos del medio puede ser determinante en estas respuestas, al afectar ciertas habilidades competitivas de las especies que lo habitan, como sus abundancias máximas (Lampert y Sommer, 2007).

La mitad de las especies presentes al final del estudio fueron pertenecientes a la familia Brachionidae, siendo también las más abundantes. Esto puede indicar que estas especies pueden soportar los grandes cambios ambientales de los mesocosmos, así como condiciones tróficas altas (Silva-Briano y Adabache-Ortiz, 2000; Gutiérrez *et al.*, 2017). La competencia entre dos (Sarma *et al.*, 1999) o más especies de Brachionidae produce diferentes respuestas, entre las que se encuentran incrementos en el crecimiento poblacional (Sarma *et al.*, 2018). A su vez, especies como *B. havanaensis* han demostrado tener la capacidad de

sobrevivir e incluso tener tasas de crecimiento poblacional positivas al coexistir y consumir cianoprocariotas (Sarma *et al.*, 2019).

Por su parte, la variación de la diversidad en los mesocosmos pudo deberse a los cambios que se dieron en su interior. Es interesante observar las diferencias iniciales entre los tratamientos que implicaron macrofitas y la diversidad prácticamente igual entre ambos al final del estudio. Esto podría atribuirse a la acción de las macrofitas, que tienden a estabilizar el medio de distintas maneras (Bindu *et al.*, 2008; Srivastava *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2012; Ramírez-García *et al.*, 2015). Así, pudieron haberse generado condiciones similares en estos tratamientos que pudieron ocasionar respuestas parecidas en la diversidad de las comunidades de rotíferos presentes en ellos.

El aumento de la diversidad en el grupo control puede atribuirse a las variaciones constantes de su ambiente. Este grupo utilizó agua y los organismos presentes en la Pista Olímpica de manera natural, presumiblemente bien adaptados a las variaciones constantes del medio, que regularmente provocan una alta diversidad de especies en estos ecosistemas (Sommer *et al.*, 1986; Eckert y Walz, 1998).

La presencia de rotíferos diferentes a los previstos en los tratamientos (incluyendo el tratamiento con macrofitas, en el que se intentó excluir cualquier tipo de zooplancton) puede deberse a varias razones. Especies como *B. havanaensis* tienen un gran potencial invasor (Sarma *et al.*, 2019). Además, muchos grupos de zooplancton de agua dulce generan bancos de huevos (Montero-Pau *et al.*, 2017) que permiten que sus poblaciones sobrevivan a condiciones adversas y que, posteriormente, coexistan con otras especies diferentes (Cáceres, 1997; Montero-Pau *et al.*, 2011).

Los bancos de huevos tienen un rol prioritario sobre la diversidad y la riqueza de especies presentes en un sistema, pudiendo por ejemplo registrar la riqueza total de rotíferos de un sistema con un único muestreo de sus sedimentos (May, 1986; 1987). Estos bancos incluso permiten encontrar especies de rotíferos en altas densidades que no necesariamente se encuentran de manera eclosionada en un sistema (Nipkow, 1961; May, 1986). Además de sus altas densidades, los huevos

de rotíferos pueden llegar a tener dimensiones menores a los 50x50  $\mu\text{m}$  (Snell *et al.*, 1983; Sarma *et al.*, 2005). Tomando esto en cuenta, el tamaño de poro (50  $\mu\text{m}$ ) de la malla utilizada en este estudio para excluir a los rotíferos probablemente pudo dejar pasar algunos huevos. Por otro lado, su número potencialmente alto (Nipkow, 1961), pudo haber aumentado la probabilidad y la cantidad de huevos capaces de atravesar la malla.

Esta teoría tiene sentido si se comparan las tallas de los huevos de las especies encontradas en los mesocosmos. Por ejemplo, pudieron encontrarse ejemplares del género *Cephalodella*, (catalogado como raro en la Pista Olímpica) cuyo tamaño de huevo oscila los 38x40  $\mu\text{m}$  (Snell *et al.*, 1983). En contraste, especies con tallas de huevos grandes catalogadas como dominantes en el cuerpo de agua (como *B. calyciflorus* con talla de huevo 144-160x88-104  $\mu\text{m}$ ; Bogoslavsky, 1963; Snell *et al.*, 1983) no fueron encontradas dentro de las unidades experimentales.

Sin embargo, los huevos no están presentes únicamente en los sedimentos. La acción del viento u otras variables (como el spray del oleaje) pudo depositarlos en los mesocosmos. Se ha demostrado que el viento y las corrientes de agua del propio sistema son capaces de transportar huevos de rotíferos hacia la zona litoral (Wesenberg-Lund, 1930). Si además los huevos cuentan con ornamentaciones o estructuras que impiden su hundimiento (espinas, capas gelatinosas, etc.) su probabilidad de llegar a zonas litorales y permanecer en ellas aumenta (Gilbert, 1974; Ruttner-Kolisko, 1974).

La relación de la frecuencia y la densidad de los rotíferos en los mesocosmos presentó diferencias entre los distintos tratamientos. Como podría esperarse, el más diferente fue el tratamiento con macrofitas, que presentó el menor número de especies dominantes (4), el mayor número de raras (3) y el único que presentó una especie temporal y depredadora (*A. brightwellii*). El resto de los tratamientos tuvo las mismas especies dominantes conformadas en su mayoría por Brachionidae, denotando cierto grado de eutrofización (Silva-Briano y Adabache-Ortiz, 2000; Flores-Burgos *et al.*, 2003; Gayosso-Morales *et al.*, 2017).

Los análisis de correspondencia canónica indicaron que *B. havanaensis* mostró una correlación positiva con las ficocianinas en el tratamiento con macrofitas. Esto puede deberse a su habilidad de alimentarse de cianoprocariontes (Sarma *et al.*, 2019). En el resto de tratamientos, *K. americana* estuvo correlacionada positivamente con las ficocianinas. La correlación fue más fuerte en el grupo control, en el que se registraron las mayores concentraciones de cianoprocariontes. Este hecho sugiere que *K. americana* pudo haber tomado ventaja de sus habilidades competitivas, y pudo haber consumido cianoprocariontes, además de bacterias y microalgas (Work y Havens, 2003; Krztoń *et al.*, 2019). La relación entre *B. havanaensis* y *B. caudatus* con los nutrientes reafirma la idea de que el género *Brachionus* es capaz de tolerar condiciones de eutrofia (Gayosso-Morales *et al.*, 2017).

## 10. Conclusiones

Los estudios con mesocosmos permitieron constatar que la presencia de macrofitas reduce significativamente la cantidad de cianoprocariotas presentes en un sistema hipertrófico como la Pista Olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”. Se observó que el efecto de disminución de cianoprocariotas es aún mayor si las macrofitas y los rotíferos coexisten en el ambiente.

La baja remoción de nutrientes ( $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{NO}_3^-$ ) de las macrofitas sugiere que su acción probablemente se debió más a su alelopatía que a la competencia por recursos.

Si bien presentaron algunas variaciones, las variables físico-químicas registradas durante el período de estudio en la Pista Olímpica fueron consistentes tanto con las registradas anteriormente, como con las reportadas en cuerpos de agua cercanos y similares.

La riqueza taxonómica de la Pista Olímpica estuvo representada por 27 especies de rotíferos, distribuidas en 9 familias y 11 géneros. La abundancia de rotíferos alcanzó picos de densidad a partir de y durante la temporada cálida húmeda, mientras que las mayores diversidades se presentaron durante la temporada seca-fría.

De manera general, los índices tróficos basados en los datos ecológicos registrados en la Pista Olímpica indicaron que su estado trófico se situó entre la eutrofia y la hipertrofia.

## 11. Literatura citada

- Albertoni, E.F.; Palma-Silva, C.; Trindade, C.R.T. y Furlanetto, L.M. 2014. Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13-year period. *Acta. Limnol. Bras.* 26(2): 176-185p.
- APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Washington, DC. USA. 1193p.
- Arzate-Cárdenas, M.; Olvera-Ramírez, R. y Martínez-Jerónimo, F. 2010. *Microcystis* toxigenic strains in urban lakes: A case of study in Mexico City. *Ecotoxicol.* 19: 1157-1165p.
- Attayde, J.L. y Hansson L-A. 1999. Effects of nutrient recycling by zooplankton and fish on phytoplankton communities. *Oecologia* 121: 47-54p.
- Atwood, J. 2012. *Marine life and aquatic ecology*. 1a. Delhi: University Publications. 104p.
- Bakker, S.E.; Sarneel, J.M.; Gulati, R.D.; Liu, Z. y Van Donk, E. 2012. Resotring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constrains. *Hydrobiologia* 710: 23-37p.
- Bērziņš, B. y Pejler, B. 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia* 182(2): 171-180p.
- Bindu, T.; Syllas, V.P.; Mahesh, M.; Rakesh, P.S. y Ramasamy, E.V. 2008. Pollutant removal from domestic wastewater with Taro (*Colocasia esculenta*) planted in a subsurface flow system. *Ecol. Eng.* 33: 68-82 p.
- Błędzki, L. 2009. Secchi disk. En: Nagabhatla, N (Ed.). *Encyclopedia of Earth*. Cutler J. Cleveland. Washington, D.C. USA.
- Bogoslavsky, A.S. 1963. Materials to the study of the resting eggs of rotifers. Communication I. *Byull. Mosk. Ova. Ispyt. Prir. Otd. Geol.* 68: 50-67p.

- Bonilla-Lemus, P.; Caballero V.A.S.; Carmona J.J. y Lugo V.A. 2014. Occurrence of free-living amoebae in streams of the Mexico Basin. *Exp. Parasitol.* 145 (Suppl.) 28-33p.
- Borowitzka, M.A. y Borowitzka, L.J. 1988 *Micro-algal Biotechnology*. Cambridge University Press. London. U.K. 477pp.
- Bouvy, M.; Falcao, D.; Marinho, M.; Pagano, M. y Moura, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat. Microb. Ecol.* 23: 13-27p.
- Brient, L. 2005. FRANCE: The Occurrence of Cyanobacteria in Management and Regulatory Approaches. En: Chorus, I (Ed.). *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). Berlin, Germany. 117pp.
- Brient, L.; Lengronne, M.; Bertrand, E.; Rolland, D.; Sipel, A.; Steinmann, D.; Baudin, I.; Legeas, M.; Le Rouzic, B. y Bormans, M. 2008. A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *J. Environ. Monit.* 10: 248-255p.
- Cáceres, C.E. 1997. Temporal variation, dormancy, and coexistence: a field test of the storage effect. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 94: 9171-9175p.
- Caraco, N.; Cole, J.; Findlay, S. y Wigand, C. 2006. Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems. *Bioscience* 56: 219-225p.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-69p.
- Carpenter, S.R. y Lodge, D.M. 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.* 26: 341-370p.
- Cervantes-Martínez, A. 2007. El balance hídrico en cuerpos de agua cársticos de la Península de Yucatán: realidades y retos. *Teoría y Praxis* 3: 163-172p.

- Cervantes-Martínez, A. y Gutiérrez-Aguirre, M.A. 2014. Physicochemistry and zooplankton of two karstic sinkholes in the Yucatan Peninsula, Mexico. *J. Limnol.* 74(2): 382-393p.
- Chicalote-Castillo, D.; Ramírez-García, P. y Macías-Rubalcava, M.L. 2017. Allelopathic effects among selected species of phytoplankton and macrophytes. *J. Environ. Biol.* 38: 1221-1227p.
- Choi, J-Y.; Jeong, K-S.; La, G-H. y Joo, G-J. 2014. Effect of removal of free-floating macrophytes on zooplankton habitat in shallow wetland. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 11: 414-425p.
- Codd, G.; Morrison, L. y Metcalf, J. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 03: 264-272p.
- Conley, D.J.; Paerl, H.W.; Howarth, R.W.; Boesch, D.F.; Seitzinger, S.P.; Havens, K.E.; Lancelot, C. y Likens, G.E. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 323: 1014-1015p.
- Cooper, P. y Green, B. 1995. Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom — The first 10 years' experience. *Water Sci. Technol.* 32(3): 317–327p.
- Dayton, G.H. 2018. Water Availability. En: Fath, B. (Ed.). *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier. 3718-3723p.
- Deaver, E.; Moore, M.T.; Cooper, C.M. y Knight, S.S. 2005. Efficiency of three aquatic macrophytes in mitigating nutrient run-off. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 31(1): 1-7p.
- DeBusk, T.A.; Peterson, J.E. y Reddy, K.R. 1995. Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorous from dairy waste waters. *Ecol. Eng.* 5: 371-390p.
- Des Marais, D.J. 2000. When Did Photosynthesis Emerge on Earth? *Science* 289(5485): 1703-1705p.

- Dierberg, F.E.; DeBusk, T.A.; Jackson, S.D.; Chimney, M.J. y Pietro, K. 2002. Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: response to hydraulic and nutrient loading. *Water. Res.* 36: 1409–1422p.
- Downing, J.A.; Watson, S.B. y McCauley, E. 2001. Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1905-1908p.
- Downing, J.A. y Duarte, C.M. 2010. Abundance and size distribution of lakes, ponds and impoundments. En: Likens, G.E. (Ed.). *Lake ecosystem ecology*. Elsevier-Academic Press. London. 480pp.
- Dzialowski, A.R.; Rzepecki, M.; Kostrzewska-Szlakowska, I.; Kalinowska, K.; Palash, A. y Lennon, J.T. 2014. Are the abiotic and biotic characteristics of aquatic mesocosms representative of *in situ* conditions? *J. Limnol.* 73(3): 603-612p.
- Ebert, M. y Lew, D. 2014. *Planktology and Sociobiology (Concepts and Applications)*. Academic Studio. 145pp.
- Eckert, B. y Walz, N. 1998. Zooplankton succession and thermal stratification in the polymictic shallow Müggelsee (Berlin, Germany): a case for the intermediate disturbance hypothesis? *Hydrobiologia* 387: 199-206p.
- Ejsmont-Karabin, J. 1995. Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. *Hydrobiologia* 313: 21-28p.
- Ejsmont-Karabin, J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Pol. J. Ecol.* 60: 339-350p.
- Ejsmont-Karabin, J. y Kuczyńska-Kippen, N. 2001. Urban rotifers: structure and densities of rotifer communities in water bodies of the Poznań agglomeration area (western Poland). *Hydrobiologia* 446: 165-171p.
- Elliott, J.A.; Jones, I.D. y Thackeray, S.J. 2006. Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia* 559: 401-411p.

- Elser, J.J. y Goldman, C.R. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnol. Oceanogr.* 36: 64-90p.
- Enríquez-García, C.; Nandini, S. y Sarma, S.S.S. 2009. Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco (Mexico City, Mexico). *Limnologica* 39: 283–291p.
- Evans, M. 2012. Modelling ecological systems in a changing world. *Phil. Trans. R. Soc. B* 367: 181-190p.
- Falconer, I.; Bartram J.; Chorus, I.; Kuiper-Goodman T.; Utkilen H.; Burch M. y Codd, G.A. 1999. Safe levels and safe practices. En: Chorus, I. y Bartram, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon. London, UK. 394 pp.
- Fischer, W.W.; Hemp, J. y Johnson, J.E. 2016. Evolution of oxygenic photosynthesis. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 44, 647-683p.
- Fleming, J.P. y Dibble, E.D. 2015. Ecological mechanisms of invasion succes in aquatic macrophytes. *Hyrobiologia* 746: 23-37p.
- Flores-Burgos, J.; Sarma, S.S.S. y Nandini, S. 2003. Estudio preliminar sobre la fauna de rotíferos de Xochimilco (México). El agua de cuenca de México. Sus problemas históricos y perspectivas de solución. En: Proceedings of the Second International Conference on Xochimilco. Ecological Park of Xochimilco. UAM Xochimilco. CDMX. México. 1: 163-171p.
- Fontaneto, D. y De Smet, W.H. 2015. Rotifera. En: Schmidt-Rhaesa, A. (Ed.) *Handbook of Zoology, Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera*. de Gruyter. Vol. 3. 217-300p.
- Gayosso-Morales, M.A.; Nandini, S.; Martínez-Jeronimo, F.F. y Sarma, S.S.S. 2017. Effect of organic and inorganic turbidity on the zooplankton community structure of a shallow waterbody in Central Mexico (Lake Xochimilco, Mexico). *J. Environ. Biol.* 38(6) (Special Issue): 1183-1196p.

- Ger, K.A.; Hansson, L-A. y Lüring, M. 2014. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in amore eutrophic world. *Freshwater Biol.* 59: 1783-1798p.
- Gilbert, J.J. 1974. Dormancy in rotifers. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 93: 490-513p.
- Goncalves, F.L.F.; Teixeira, M.C. y Thomaz, S.M. 2013. Diversity and biomass of native macrophytes are negatively related to dominance of an invasive Poaceae in Brazilian sub-tropical streams. *Acta Limnol. Bras.* 25: 202-209p.
- Grahn, O. 1985. Macrophyte biomass and production in Lake Gårdsjön - an acidified clearwater lake in SW Sweden. *Ecol. Bull.* 37: 203-212p.
- Gross, E.M. y Sütfield, R. 1994. Polyphenols with algicidal activity in the submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. *Acta Hortic.* 381: 710-716 p.
- Gulati, R.D. 1990. Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. En: Gulati, R.D.; Lammens, E.H.R.R.; Meijer, M.L. y Van Donk (Eds.). *Biomanipulation tool for water management*. Springer, Dordrecht: 99-118p.
- Gutiérrez, S.G.; Sarma, S.S.S. y Nandini, S. 2017. Seasonal variations of rotifers from a high altitude urban shallow waterbody, La Cantera Oriente (Mexico City, Mexico). *Chin. J. Oceanol. Limn.* 35: 1387-1397p.
- Hadad, H.R.; Maine, M.A. y Bonetto, C.A. 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere* 63: 1744-1753p.
- Havens, K.E. 2008. Cyanobacteria blooms: Effects on aquatic ecosystems. En: Hudnell, H.K. (Ed.). *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs* 619. Springer-Verlag. New York. USA. 950pp.
- Havens, K.E.; James, R.T.; East, T.L. y Smith, V.H. 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environ. Pollut.* 122: 379-390p.

- Hilt, S. y Gross, E.M. 2008. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clearwater states in shallow lakes? *Basic Appl. Ecol.* 9(4): 422-432p.
- Hilt, S.; Ghobrial, M.G.N. y Gross, E. 2006. In situ allelopathic potential of *Myriophyllum verticillatum* (Haloragaceae) against selected phytoplankton species. *J. Phycol.* 42: 1189-1198p.
- Huisman, J.; Matthijs, H. y Visser, P.M. 2005. Harmful cyanobacteria. *Springer. Netherlands.* 243pp.
- Iglesias, C.; Goyenola, G.; Mazzeo, N.; Meerhoff, M.; Rodo, E. y Jeppesen, E. 2007. Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges. *Hydrobiologia* 584: 179-189p.
- Jasser, I. 1995. The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia* 306: 21-32p.
- Jiménez-Contreras, J.; Nandini, S. y Sarma, S.S.S. 2018. Diversity of Rotifera (Monogononta) and egg ratio of selected taxa in the canals of Xochimilco (Mexico City). *Wetlands* 38: 1033-1044p.
- Jiménez-Contreras, J.; Sarma, S.S.S.; Merino-Ibarra, M. y Nandini, S. 2009. Seasonal changes in the rotifer (Rotifera) diversity from a tropical high altitude reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *J. Environ. Biol.* 30(2): 191–195p.
- Kagami, M.; Nishihiro, J. y Yoshida, T. 2019. Ecological and limnological bases for management of overgrown macrophytes: introduction to a special feature. *Limnology* 20: 1-2p.
- Koste, W. 1978. *Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas.* Borntraeger, Berlin. 673pp.
- Körner, S. y Nicklisch, A. 2002. Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. *J. Phycol.* 38: 862–871p.
- Krebs, J. 1993. *Ecological methodology.* Harper Collins Publ., New York. USA. 654pp.

- Krztoń, W.; Kosiba, J.; Pocięcha, A. y Wilk-Woźniak, E. 2019. The effect of cyanobacterial blooms on bio- and functional diversity of zooplankton communities. *Biodivers. Conserv.* 28: 1815-1835p.
- Kuczyńska-Kippen, N. y Nagengast, B. 2006. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of the rotifer and cladoceran communities. *Hydrobiologia* 559: 203-212p.
- Kundu, S.; Coumar, M.; Rajendiran, S. y Rao, A. 2015. Phosphates from detergents and eutrophication of surface water ecosystem in India. *Curr. Sci.* 108(7): 1320-1325p.
- Lacerot, G.; Kruk, C.; Lürling, M. y Scheffer, M. 2013. The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. *Freshwater Biol.* 58: 494-503p.
- Lampert, W. y Sommer, U. 2007. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. 2da. Oxford: Oxford University Press. New York, USA. 324pp.
- Lewis, W.M. Jr. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 5: 35-48p.
- Lot, A.; Medina, L.R y Chiang, F. 2013. Plantas acuáticas mexicanas una contribución a la flora de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Biología. México. 398pp.
- Ma, J.; Qin, B.; Paerl, H.W.; Brookes, J.D.; Hall, N.S.; Shi, K.; Zhou, Y.; Guo, J.; Li, Z.; Xu, H.; Wu, T. y Long, S. 2016. The persistence of cyanobacterial (*Microcystis spp.*) blooms throughout winter in lake Taihu, China. *Limnol Oceanogr.* 61: 711-722p.
- Maberly, S.C. y Spence, D.H.N. 1989. Photosynthesis and photorespiration in freshwater organisms: amphibious plants. *Aquat. Bot.* 34: 267-286p.
- Martínez-Arroyo, A. y Jáuregui, E. 2000. On the environmental role of urban lakes in Mexico City. *Urban Ecosyst.* 4: 145-166p.

- May, L. 1986. Rotifer sampling — a complete species list from one visit? *Hydrobiologia* 134: 117-120p.
- May, L. 1987. Effect of incubation temperature on the hatching of rotifer resting eggs collected from sediments. *Hydrobiologia* 147: 335-338p.
- May, L. y O'Hare, M. 2005. Changes in rotifer species composition and abundance along a trophic gradient in Loch Lomond, Scotland, UK. *Hydrobiologia* 546: 397-404p.
- Miguez, D. 2016. Tecnologías de control de floraciones de cianobacterias y algas nocivas en cuerpos de agua, con énfasis en el uso de irradiación por ultrasonido. *INNOTECH*. 12: 54-61p.
- Meerhoff, M. y Jeppesen, E. 2010. Shallow lakes and ponds. En: Likens, G.E. (Ed.). *Lake ecosystem ecology*. Elsevier-Academic Press. London. 480pp.
- Mjelde, M. y Faafeng, B.A. 1997. *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwater Biol.* 37: 355-365p.
- Montero-Pau, J.; Ramos-Rodríguez, E.; Serra, M. y Gómez, A. 2011. Long-term coexistence of rotifer cryptic species. *PloS One* 6(6):e21530.
- Montero-Pau, J.; Serra, M. y Gómez, A. 2017. Diapausing egg banks, lake size, and genetic diversity in the rotifer *Brachionus plicatilis* Müller (Rotifera, Monogononta). *Hydrobiologia* 796: 77-91p.
- Moreno-Gutiérrez, R.M.; Sarma, S.S.S.; Sobrino-Figueroa, A.S. y Nandini, S. 2018. Population growth potential of rotifers from a high altitude eutrophic waterbody, Madín reservoir (State of Mexico, Mexico): The importance of seasonal sampling. *J. Limnol.* 77(3): 441-451p.
- Moss, B. 2010. *Ecology of fresh waters: A view for the twenty-first century*. (4ta). Wiley-Blackwell. Oxford. UK. 470pp.

- Muñoz-Colmenares, M.E.; Sarma, S.S.S. y Nandini, S. 2017. Seasonal variations of rotifers from the high altitude Llano reservoir (State of Mexico, Mexico). *J. Environ. Biol.* 38(6) (Special Issue): 1171-1181p.
- Muylaert, K.; Pérez-Martínez, C.; Sánchez-Castillo, P.; Lauridsen, T.L.; Vanderstukken, M.; Declerck, S.A.J.; vander Gucht, K.; Conde-Porcuna, J.M.; Jeppesen, E.; De Meester, L. y Vyveman, W.W. 2010. Influence of nutrients, submerged macrophytes and zooplankton grazing on phytoplankton biomass and diversity along a latitudinal gradient in Europe. *Hydrobiologia* 653: 79-90p.
- Nakai, S.; Inoue, Y.; Hosomi, M. y Murakami, A. 1999. Growth inhibition of blue-green algae by allelopathic effects of macrophytes. *Water Sci Technol.* 39: 47-53p.
- Nakai, S.; Inoue, Y.; Hosomi, M. y Murakami, A. 2000. *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Res.* 34: 3026-3032p.
- Nakai, S.; Zou, G.; Okuda, T.; Nishijima, W.; Hosomi, M. y Okada, M. 2012. Polyphenols and fatty acids responsible for anti-cyanobacterial allelopathic effects of submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum*. *Water Sci Technol.* 66: 993-999p.
- Nandini, S.; Ramírez-García, P. y Sarma, S.S.S. 2005. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *J. Freshwater Ecol.* 20: 287-294p.
- Nandini, S. y Sarma, S.S.S. 2012. Cianobacterias y cianotoxinas dulceacuícolas en ambientes tropicales: una revisión de la problemática. En: Pica-Granados y Ramírez-Romero. (Eds). *Contribuciones al conocimiento de la Ecotoxicología y Química Ambiental en México*. Instituto de Tecnología del Agua. Jiutepec, Mexico. 15-34p.

- Nandini, S.; Ramírez-García, P. y Sarma, S.S.S. 2016. Water quality indicators in Lake Xochimilco, Mexico: zooplankton and *Vibrio cholera*. *J. Limnol.* 75(1): 91-100p.
- Nipkow, F. 1961. Die Rädertiere im Plankton des Zürichsees und ihr Entwicklungsphasen. *Schweiz. Z. Hydrol.* 23: 398-461p.
- Nixon, S.M. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-219p.
- Nöges, T.; Laugaste, R.; Nöges, P. y Tönno, I. 2008. Critical N:P ratio for cyanobacteria and N<sub>2</sub>-fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Võrtsjärv, North-East Europe. *Hydrobiologia* 599: 77-86p.
- Odum, E.P. 1984. The mesocosm. *BioScience* 34: 558-562p.
- Olson, J.M y Pierson, B.K. 1987. Evolution of reaction centers in photosynthetic prokaryotes. *Int. Rev. Cytol.* 108: 209-248p.
- Osgood, R.A. 1982. Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment. *Water Res. Bull.* 18: 67-74p.
- Paerl, H.W. 2017. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a climatically more extreme world: management options and research needs. *J. Plankton Res.* 39(5): 763-71p.
- Paerl, H.W. y Fulton, R.S. 2006. Ecology of harmful cyanobacteria. En: Granéli, E. y Turner, J.T. (Eds.). *Ecology of harmful algae*. Springer-Verlag. Berlin, Germany. 416pp.
- Paerl, H.W. y Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58p.
- Paerl, H.W. y Huisman, J. 2009. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.* 1: 27-37p.
- Paerl, H.W. y Otten, T.G. 2013. Harmful cyanobacterial Blooms: causes, consequences, and controls. *Microb. Ecol.* 65: 995-1010p.

- Paerl, H.W y Paul, V.J. 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res.* 46: 1349-1363p.
- Paerl, H.W.; Fulton, R.S.; Moisander, P.H. y Dyble, J. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *Sci. World J.* 1: 76-113p.
- Pantle, R. y Buck, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *GWF-Wasser/Abwasser* 96: 604-620p.
- Perrow, M.R.; Meijer, M.L.; Dawidowicz, P. y Coops, H. 1997. Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia* 342/343: 35-365p.
- Petersen, J.E.; Kennedy, V.S.; Dennison, W.C. y Kemp, W.M. 2009. *Enclosed Experimental Ecosystems and Scale: Tools for Understanding and Managing Coastal Ecosystems*. Springer. New York. USA. 222pp.
- Pierini, S.A. y Thomaz, S.M. 2004. Effects of inorganic carbon source on photosynthetic rates of *Egeria najas* Planchon and *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae). *Aquat. Bot.* 78: 135-146p.
- Pineda-Mendoza, R.; Martínez-Jerónimo, F.; Garduño-Solórzano, G. y Olvera-Ramírez, R. 2011. Caracterización morfológica y molecular de cianobacterias filamentosas aisladas de florecimientos de tres lagos urbanos eutróficos de la ciudad de México. *Polibotánica* 31: 31-50.
- Ramírez-García, P.; Nandini, S.; Sarma, S.S.S.; Robles-Valderrama, E.; Cuesta, I. y Hurtado-Maria, D. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia* 467: 99-108p.
- Ramírez-García, P.; Martínez-Romero, E.; Martínez-Salgado, M.D. y Eslava-Campos, C.A. 2004. Cianobacterias, microorganismos del fitoplancton y su relación con la salud humana. Instituto Nacional de Ecología. México. 1-18p.
- Ramírez-García, P.; Nandini, S.; Sarma, S.S.S.; Gaytán-Herrera, M.L. y Almeida, V.M. 2015 Limnology of experimental macrophyte floating islands in a high altitude reservoir (Valle de Bravo, Mexico). En: Kaul, B.L. y Verma, A.K.

- (Eds.). *Advances in Fish and Wildlife Ecology and Biology*. Daya Publishing House /Astral International (P) Ltd., New Delhi, India. 44-58p.
- Ramsdell, J.S.; Anderson, D.M. y Glibert, P.M. (Eds.). 2005. *Harmful Algal Research and Response: A National Environmental Science Strategy 2005–2015*. Ecological Society of America. Washington, DC. USA. 96pp.
- Raymond, P.A.; Hartmann, J.; Lauerwald, R.; Sobek, S.; McDonald, C.; Hoover, M.; Butman, D.; Striegl, R.; Mayorga, E.; Humborg, C.; Kortelainen, P.; Dürr, H.; Meybeck, M.; Ciais, P. y Guth, P. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature* 503: 355-359p.
- Redden, A.M.; Kobayashi, T.; Suthers, I.; Bowling, L.; Rissik, D. y Newton, G. 2009. Plankton processes and the environment. En: *Plankton. A guide to their ecology and monitoring for water quality*. Suthers, I.M.; y Rissik, D. (Eds.). CSIRO Publishing. 15-38p.
- Rigosi, A.; Carey, C.C.; Ibelings, B.W. y Brookes, J.D. 2014. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnol. Oceanogr.* 59: 99-114p.
- Rissik, D. y Suthers, I.M. 2009. The importance of plankton. En: *Plankton. A guide to their ecology and monitoring for water quality*. Suthers, I.M.; y Rissik, D. (Eds.). CSIRO Publishing. 1-14p.
- Rodrigues, C.M.L. y Henry, R. 2010. Phosphorus, nitrogen, and carbon contents of macrophytes in lakes lateral to a tropical river (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 22(2): 122-132p.
- Ruttner-Kolisko. 1974. Plankton rotifers. Biology and taxonomy. *Binnengewässer* (pt. 1, suppl.) 26: 1-146p.
- Sarma, S.S.S.; Fernández-Araiza, M.A. y Nandini, S. 1999. Competition between *Brachionus calyciflorus* Pallas and *Brachionus patulus* (Müller) (Rotifera) in relation to algal food concentration and initial population density. *Aquat. Ecol.* 33(4): 339-345p.

- Sarma, S.S.S.; Gulati, R.D. y Nandini, S. 2005. Factors affecting egg-ratio in planktonic rotifers. *Hydrobiologia* 546: 361-373p.
- Sarma, S.S.S.; Fuentes-Barradas, A. E.; Nandini, S. y Chaparro-Herrera, D.J. 2017. Feeding behaviour of larval *Ambystoma granulorum* (Amphibia: Caudata). *J. Environ. Biol.* 38(6): 1241-1248p.
- Sarma, S.S.S.; Guevara-Franco, J.A.; Almaraz-Ornelas, B. y Nandini, S. 2018. Interspecific effects of allelochemicals of 4-species of Brachionidae (Rotifera: Monogononta) on the population growth. *Allelopathy J.* 45(2): 277-290p.
- Sarma, S.S.S. y Nandini, S. 2018. Allelopathic interactions in freshwater ecosystems with special reference to zooplankton. En: Kaul, B.L. (Ed). *Advances in Fish and Wildlife Ecology and Biology Vol. 7*. Astral International Pvt. Ltd., New Delhi. 195-221p.
- Sarma, S.S.S. y Nandini, S. 2019. Comparative population dynamics of six brachionid rotifers (Rotifera) fed seston from a hypertrophic, high altitude shallow waterbody from Mexico. *Hydrobiologia* 10.1007/s10750-018-3875-6. 1-11p.
- Sarma, S.S.S.; Nandini, S.; Miracle, M.R. y Vicente, E. 2019. Effect of a cyanobacterial diet on the competition between rotifers: a case study in Lake Albufera of Valencia, Spain. *Limnetica* 38(1): 279-289p.
- Scheffer, M. 1999. The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the filter feeders? *Hydrobiologia* 408/109: 307-316p.
- Scheffer, M. 2004. Ecology of shallow lakes. En: Usher, M.B.; De Angelis, D.L. y Manly, B.F.J. (Eds.). *Population and Community Biology Series 22*. Springer Netherlands. Netherlands. 357pp.
- Scheffer, M.; van den Berg, M.; Breukelaar, A.; Breukers, C.; Coops, H.; Doef, R. y Meijer, M.L. 1994. Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquat. Bot.* 49: 193-196p.

- Scheffer, M. y van Nes, E.H. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455-466p.
- Schindler, D.W. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 478-486p.
- Schindler, D.W.; Hecky, R.E.; Findlay, D.L.; Stainton, M.P.; Parker, B.R.; Paterson, M.J.; Beaty, K.G.; Lyng, M. y Kasian, S.E.M. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105: 11254-11258p.
- Segers, H. 1995. Rotifera 2. The Lecanidae. En : Nogrady, T. y Dumont, H.J. (Eds.). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World* 6. SPB Academic Publishing BV. Hague. Netherlands. 226pp.
- Silva-Briano, M. y Adabache-Ortiz, A. 2000. *Brachionus* species in Aguascalientes State, México. En: Munawar, M.; Lawrence, S.G.; Munawar, I.F. y Malley, D.F. (Eds.). *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope*. Backhuys Publishers. Leiden, Netherlands. 435pp.
- Silva-Briano, M.; Adabache-Ortiz, A.; Guerrero-Jiménez, G.; Rico-Martínez, R y Zavala-Padilla, G. 2015. Ultrastructural and Morphological Description of the Three Major Groups of Freshwater Zooplankton (Rotifera, Cladocera, and Copepoda) from the State of Aguascalientes, Mexico. En: Maaz, K. (Ed.). *The Transmission Electron Microscope Theory and Applications*. INTECH. Croatia. 360pp.
- Sivonen, K. y Jones, G. 1999. Cyanobacterial toxins. En: Chorus, I. y Bartram, J. (Eds.) *Toxic cyanobacteria in water-A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon. London. 41-91p.
- Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201p.

- Smith, V.H. y Bennett, S.J. 1999. Nitrogen:phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Arch. Hydrobiol.* 146: 37-53p.
- Snell, T.W.; Burke, B.E. y Messur, S.D. 1983. Size and Distribution of Resting Eggs in a Natural Population of the Rotifer *Brachionus plicatilis*. *Gulf Res. Rep.* 7(3): 285-287p.
- Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. 2013. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Co. New York. USA. 887pp.
- Sommer, U.; Gliwicz, Z.M.; Lampert, W. y Duncan, A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106(4): 433-471p.
- Spivak, A. C.; Vanni, M. J. y Mette, E. M. 2011. Moving on up: can results from simple aquatic mesocosm experiments be applied across broad spatial scales? *Freshwater. Biol.* 56: 279-291p.
- Srivastava, J.; Gupta, A. y Chandra, H. 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. *Rev. Environ. Sci Biotechnol.* 7: 255-266p.
- Stephan-Otto, E., 2003. In: Proceedings of the Second International Conference on Xochimilco, Ecological Park of Xochimilco, UAM Xochimilco, Mexico City, Mexico.
- Stanfield, E. 2013. *Environmental Factors Associated with Toxic Cyanobacteria in Pinto Lake, a Coastal Lake in the Monterey Bay Area* (Tesis de Maestría). California State University Monterey Bay. USA.
- Stewart, R.I.A.; Dossena, M.; Bohan, D.A.; Jeppesen, E.; Kordas, R.L.; Ledger, M.E.; Meerhoff, M.; Moss, B.; Mulder, C.; Shurin, J.B.; Suttle, B.; Thompson, R.; Trimmer, M. y Woodward, G. 2013. Mesocosm Experiments as a Tool for Ecological Climate-Change Research. En: Woodward, G. y O’Gorman, E.J. (Eds.). *Advances in Ecological Research*. Academic Press: Elsevier. Amsterdam, The Netherlands. 71-181p.

- Švanys, A.; Paškauskas, R. y Hilt, S. 2014. Effects of the allelopathically active macrophyte *Myriophyllum spicatum* on a natural phytoplankton community: a mesocosm study. *Hydrobiologia* 737: 57-66p.
- Tavera, R. y Díez, B. 2009. Multifaceted approach for the analysis of the phototrophic microbial community in a freshwater recreational area of Xochimilco, Mexico. *Hydrobiologia* 636: 353-368 p.
- Talling, J.F. y Lemoalle, J. 1998. *Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters*. Cambridge University Press. Cambridge. England. 441pp.
- Timms, R.M. y Moss, B. 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 29: 472-486p.
- Tyler, J. E. 1968. The Secchi disc. *Limnol. Oceanogr.* 13: 1-6p.
- Urrutia-Cordero, P.; Ekvall, M.K.; Ratcovich, J.; Soares, M.; Wilken, S.; Zhang, H. y Hansson, L.A. 2017. Phytoplankton diversity loss along a gradient of future warming and brownification in freshwater mesocosms. *Freshwater. Biol.* 62(11): 1869-1878p.
- USEPA. 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms. Weber, C.I. (Ed.). Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio. 45268. EPA/600/4-90/027F.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency –EPA–): Washington, D.C. 2010. “List of Contaminants and their MCLs.” <http://water.epa.gov/drink/contaminants/upload/mcl-2.pdf>
- van Donk, E. 1998. Switches between clear and turbid water states in a biomanipulated lake (1986–1996): the role of herbivory on macrophytes. En: Jeppesen, E.; Søndergaard, M. y Christoffersen, K. (Eds.). *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer. New York. USA. 290-297p.

- van Donk, E.; Gulati, R.D.; Iedema, A. y Meulemans, J. 1993. Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* 251: 19-26p.
- van Donk, E. y van de Bund, W.J. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquat. Bot.* 72: 261-274p.
- Vasconcelos, V. 2001. Cyanobacteria toxins: diversity and Ecological. *Limnetica*. 20: 45-58p.
- Vázquez-Sánchez, A.; Reyes-Vanegas, G.; Nandini, S. y Sarma, S.S.S. 2014. Diversity and abundance of rotifers during an annual cycle in the reservoir Valerio Trujano (Tepeacoacuilco, Guerrero, Mexico). *Inland Waters* 4: 293-302p.
- Vincent, W.F. 2002. Cyanobacterial dominance in the Polar Regions. En: Whitton, B.A. y Potts, M (Eds.). *The ecology of Cyanobacteria*. Springer Netherlands. Germany. 669pp.
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.H.; Lubchenco, J. y Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science* 277:494-499p.
- Walther, G.R. 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365: 2019–2024p.
- Wang, H.; Zhong, G.; Yan, H.; Liu, H.; Wang, Y. y Zhang, C. 2012. Growth Control of Cyanobacteria by Three Submerged Macrophytes. *Environ. Eng. Sci.* 29: 420-425p.
- Weisner, S.; Eriksson, G.; Granéli, W. y Leonardson, I. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23: 363-366p.
- Wersal, R.M. y Madsen, J.D. 2011. Influences of water column nutrient loading on growth characteristics of the invasive aquatic macrophyte *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. *Hydrobiologia* 665: 93-105p.

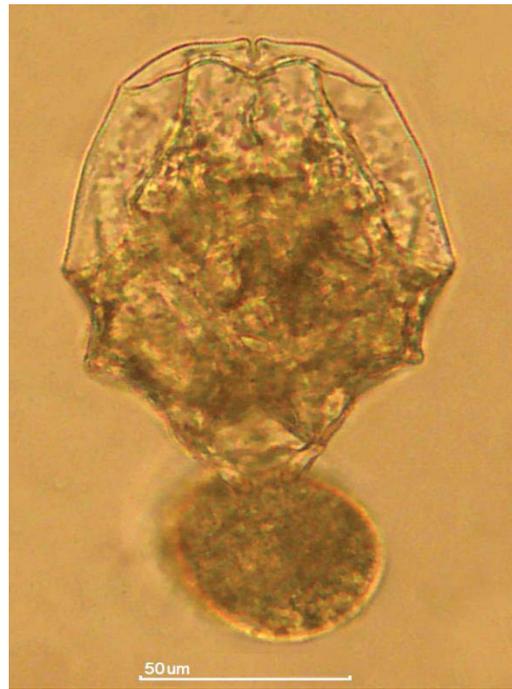
- Wesenberg-Lund, C. 1930. *Contributions to the biology of the Rotifera. Part II. The periodicity and sexual periods.* A.F. Høst og Søn (Ed.). D. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skrift., Naturvidensk. Og Mathem. Afd. 9. Række II. 230pp.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology.* 2da. Saunders Coll. Philadelphia, USA. 860pp.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems.* 3rd. Academic Press. San Diego, USA. 1006pp.
- Whitton, B.A. y Potts, M. (Eds.). 2000. *The Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space.* Kluwer Academic Publishers. London. 600pp.
- Willmer, P.; Graham, S. y Jhonston, I. 2009. *Environmental Physiology of Animals.* 2da. Blackwell Publishing. Oxford, UK. 768pp.
- Wilson, A.E., Sarnelle, O., Tillmanns, A.R., 2006. Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: meta-analyse of laboratory experiments. *Limnol. Oceanogr.* 51: 1915-1924p.
- Wojciechowski, J.; Burda, T.M.; Scheer, M.B.; Dias da Costa, E.A. y Fernandes, L.F. 2018. Potential effects of mechanically removing macrophytes on the phytoplankton community of a subtropical reservoir. *Acta Bot. Bras.* 332(4): 588-594p.
- Woodward, G.; Perkins, D.M. y Brown, L.E. 2010. Climate change in freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365: 2093-2106p.
- Work, K.A. y Havens, K.E. 2003. Zooplankton grazing on bacteria and cyanobacteria in a eutrophic lake. *J. Plankton Res.* 10: 1301-1307p.
- Wu, Y.; Kerr, P.G.; Hu, Z. y Yang, L. 2010. Removal of cyanobacterial bloom from a biopond-wetland system and the associated response of zoobenthic diversity. *Bioresour. Technol.* 101: 3903-3908p.
- Yilong, X. y Xiangfei, H. 2004. Temperature effect on the life history of three types of *Brachionus calyciflorus* females. *Chin. J. Ocean. Limnol.* 22 (2): 192-197p.

- Yvon-Durocher, G. y Allen, A.P. 2012. Linking community size structure and ecosystem functioning using metabolic theory. *Phil. Trans. R. Soc. B* 367: 2998-3007p.
- Zambrano, L.; Valiente, E. y Vander Zanden, M.J. 2010. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biol. Invasions* 12: 3061-3069p.
- Zeng, L.; He, F.; Zhang, Y.; Liu, B.; Dai, Z.; Zhou, Q. y Wu, Z. 2017. How Submerged Macrophyte Restoration Promotes a Shift of Phytoplankton Community in a Shallow Subtropical Lake. *Pol. J. Environ. Stud.* 26(3): 1363-1373p.
- Zubkov, M.V.; Fuchs, B.M.; Tarran, G.A.; Burkill, P.H. y Amann, R. 2003. High rate of uptake of organic nitrogen compounds by *Prochlorococcus* cyanobacteria as a key to their dominance in oligotrophic oceanic waters. *J. Appl. Environ. Microbiol.* 69: 1299-1304p.

## 12. Anexo Fotográfico



*Asplanchna brightwellii* (troph)



*Brachionus angularis*



*Brachionus calyciflorus*



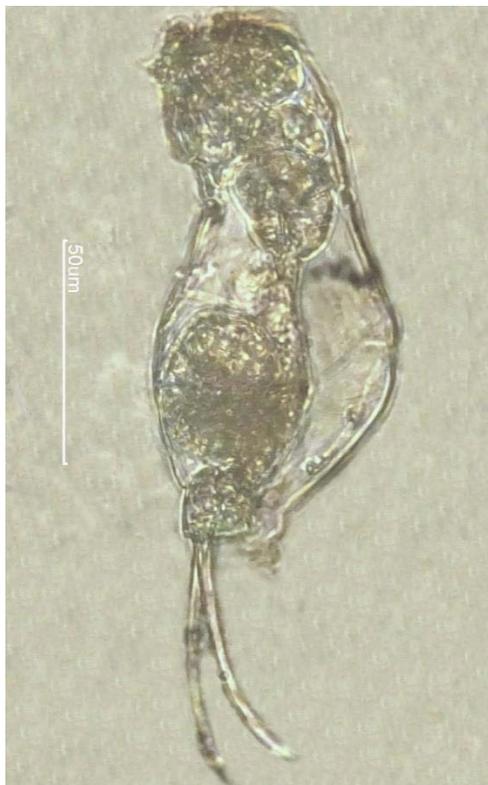
*Brachionus caudatus*



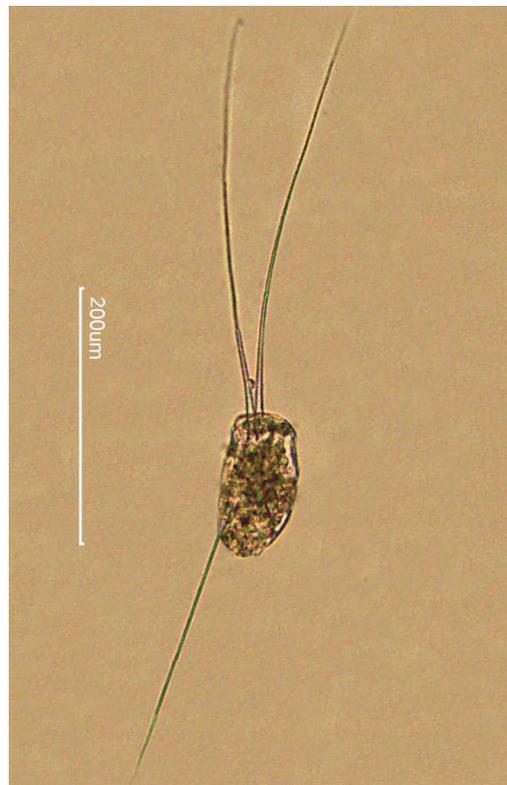
*Brachionus havanaensis*



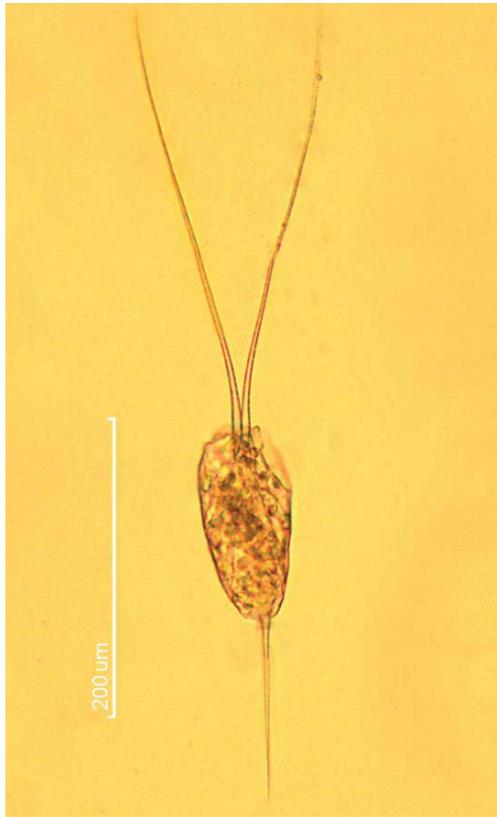
*Brachionus quadridentatus*



*Cephalodella gibba*



*Filinia longiseta*



*Filinia terminalis*



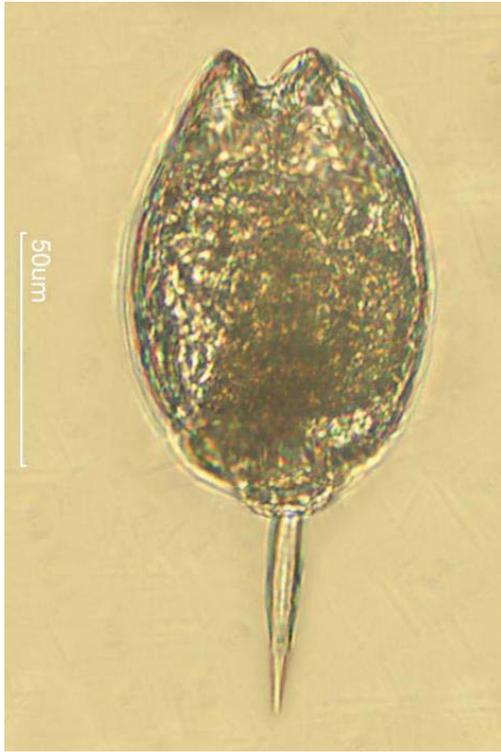
*Keratella americana*



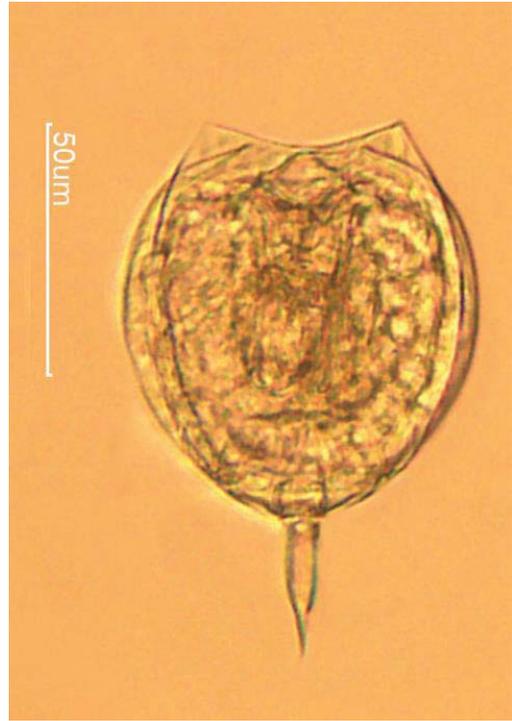
*Keratella cochlearis*



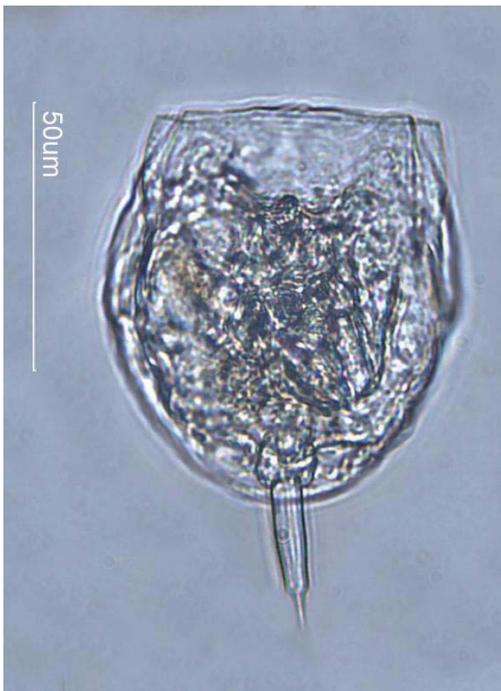
*Lecane aculeata*



*Lecane bulla*



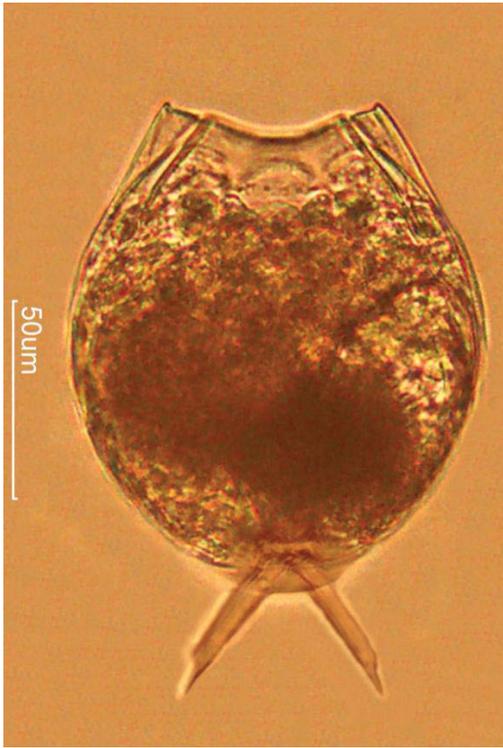
*Lecane closterocerca*



*Lecane furcata*



*Lecane hamata*



*Lecane luna*



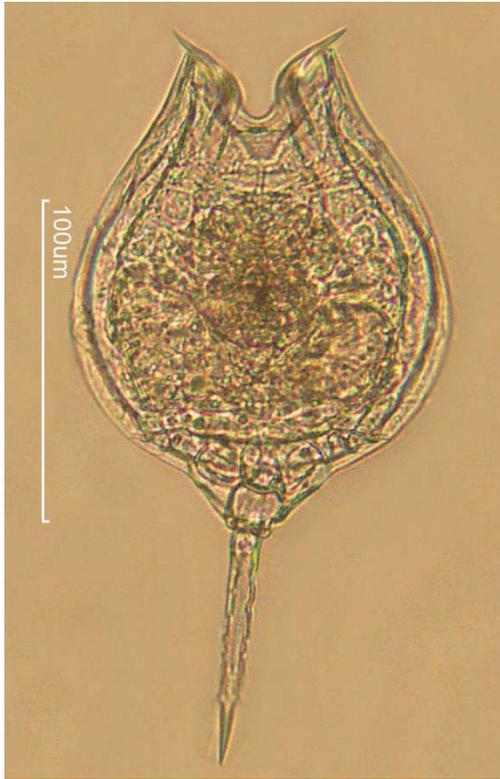
*Lecane lunaris*



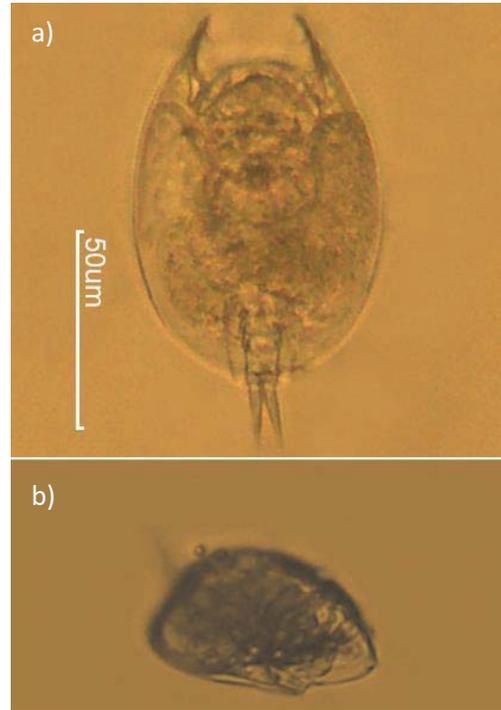
*Lecane nana*



*Lecane pyriformis*



*Lecane quadridentata*



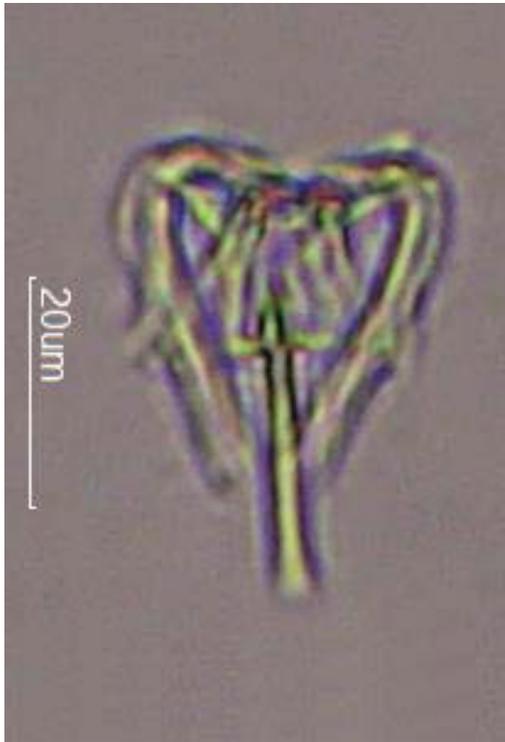
*Lepadella patella*  
a) vista ventral  
b) vista transversal



*Lepadella apsidea*



*Liliferotrocha subtilis*



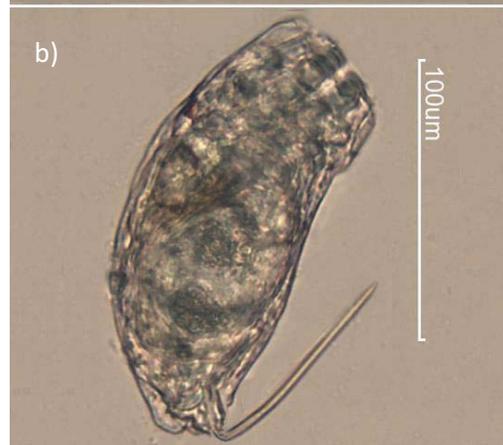
*Pleurotrocha petromyzon* (trophi)



*Polyarthra vulgaris*



*Polyarthra vulgaris* (var. áptera)



*Trichocerca ruttneri*

- a) trophi
- b) vista lateral



