



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

Efecto de *Poecilia reticulata* y el
Sedimento sobre los protozoos ciliados y
las bacterias en mesocosmos

T E S I S
QUE PARA OBTENERE EL TITULO DE:
B I O L O G O
P R E S E N T A
Francisco Alvarado Reséndiz



Directora: Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez

Tlalneantla, Estado de México

2012



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, a la facultad de estudios superiores Iztacala y al laboratorio de limnología tropical por la oportunidad que me brindo para cumplir este logro tan importante en mi vida.

A los profesores que durante este proyecto me apoyaron, revisaron y evaluaron, ya que sus sugerencias y comentarios sirvieron para mejorar la calidad de este trabajo. También quiero agradecer el compromiso y paciencia que tuvieron durante la revisión.

Fue dirigido por la Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez

Dr. Alfonso Lugo Vázquez

Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez

Dr. Mario Alfredo Fernández Araiza

Dr. José Luis Gama Flores

M. EN C. María Guadalupe Oliva Martínez

A la Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez a quien fue mi directora de tesis, una madre académica y una amiga. Gracias profesora por su enorme apoyo en esta última etapa de mi carrera. Gracias por darme la oportunidad de trabajar en este gran proyecto y sobre todo confiar en mí. Siempre le echare todas las ganas para no defraudarla.

Al Dr. Alfonso Lugo Vázquez quien fue como mi segundo tutor que me brindo su confianza y apoyo incondicional. Gracias por que siempre tuvo tiempo para resolver mis dudas a pesar de sus compromisos, por la paciencia que me tuvo y por el tiempo que le dedico a la revisión de este trabajo.

Dedicatorias

A MIS PADRES. Este trabajo es de ustedes gracias a su apoyo incondicional que siempre me han brindado, gracias mama por que siempre has estado ahí a mi lado a pesar de tan tantos problemas siempre nos has sacado adelante sien esperar nada a cambi6o admiro esa fortaleza que has demostrado tener y que nunca te das por vencida ante ninguna situación. Discúlpame por hacerte pasar momentos desagradables te prometo que ya no lo voy hacer eres la persona que mas quiero.

Sabes que te quiero papa a pesar de que no estoy de acuerdo en muchas cosas contigo, pero si no fuera por ti no estaría en estos momentos tan importantes para mi gracias por los consejos y por tratar de entenderme como soy a pesar de todo siempre has sido un buen padre.

A mis hermanos:

Las quiero mucho a las tres y a ti hermano que a pesar de que somos tan diferentes te admiro por lo que eres. Argelia siempre has estado en esos momentos tan difíciles que e tenido al igual que tu Marisol siempre me han cuidado Esperanza sabes eres mi ejemplo a seguir les agradezco a todos por su apoyo y sobre todo por preocuparse por mi y por los consejos que siempre me han dado no los voy a defraudar y espero algún día puedan sentirse orgullosos de mi.

A Viviana:

Sabes algo eres la mejor novia que pudiera tener cariñosa, comprensiva, respetuosa, inteligente y sobre todo con grandes sentimientos, gracias por ser una gran amiga que me sabe escuchar que siempre has estado en esos momentos difíciles gran parte de lo que soy en estos momentos es gracias a ti por ayudarme a resolver mis dudas te quiero mucho y una de las cosas que quiero es ser feliz a tu lado.

A mis amigos de carrera:

Que siempre estuvieron ahí Óscar Rene Hernández Peres, Omar Collazo Navarrete, Alejandro Daniel Córdova Morales, Fernando Gutiérrez Ramírez Gustavo Islas Ríos, José Luis Alillo Sánchez, Miguel Ángel Juárez, París Figueroa Islas, Pablo Misael Ordaz, Elizabeth Aparicio Suarez, Jazmín, Noemí, Miriam y Paola. Desde el primer semestre estuvimos juntos en clases reuniones y en, las practicas de campo a pesar de que me perdí algunas las que estuve a su lado fueron las mejores, quiero darte las gracias a ti en especial Alejandro por que tu me salvaste la vida en la practica de animal II, los quiero mucho a todos y mi amistad va mas haya de la relación de la escuela siempre van hacer los mejores amigos.

No me e olvidado mis amigos del cch si ustedes Alejandro, Ulises

Índice

Resumen	1
Introducción	2
Objetivo general	5
Objetivos particulares	5
Antecedentes	6
Área de estudio	8
Metodología	9
Tráballo de campo	9
Trabajo de laboratorio	13
Resultados	14
Composición y abundancia de los ciliados en los diferentes tratamiento	14
Densidad total de los ciliados durante los muestreos	16
Diferencias entre los tratamientos con peces y sin peces	18
Diferencias entre tratamientos abiertos y cerrados	20
Especies dominantes	20
Hábitos alimenticios	22
Composición y abundancia de las bacterias en los tratamientos	23
Condiciones ambientales y su relación con los ciliados y las bacterias	25
Temperatura	25
Conductividad K ₂₅	26
Ph	27
Oxigeno disuelto	28
Concentración de fosforo total	29
Nitrógeno total (N-NO ₃)	30
Clorofila a	31

Otras correlaciones entre los parámetros biológicos, físicos y químicos	31
Discusión	32
Discusión de parámetros ambientales	35
Temperatura	35
Conductividad	35
Ph	36
Oxígeno disuelto	37
Fosforo	37
Nitrógeno	38
Clorofila <i>a</i>	39
Conclusiones	40
Referencias	41

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de los peces *Poecilia reticulata* y el sedimento sobre los protistas ciliados y las bacterias utilizando mesocosmos en el lago urbano Tezozomoc. Se colocaron 12 mesocosmos experimentales en la parte media (limnética) del lago, unos cerrados y otros abiertos al sedimento y otros con peces y sin peces.

Se midieron los parámetros físicos y químicos como temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, clorofila *a* y nutrientes (N y P). Se estudió la variación temporal de las poblaciones de protistas y bacterias durante cinco semanas en el periodo de lluvias -agosto y septiembre del 2010-, realizando recolectas biológicas de cada mesocosmos y del lago.

Se determinó una riqueza biológica de 13 especies de ciliados a lo largo del estudio, las más abundantes fueron: *Paramecium aurelia*, *Burcellopsis nigricans* var. *truncata*, *Burcellopsis nigricans*, *Actinobolina wenrichii* y *Paramecium caudatum*.

La mayor riqueza biológica y abundancias se presentaron en los mesocosmos con peces- abiertos y cerrados-.La presencia de peces al parecer no ejerció un efecto sobre los ciliados, podría considerarse que los peces prefieren presas más grandes como rotíferos, cladóceros o copépodos y cuando no hay peces, el zooplancton al parecer come protozoos. No se observan diferencias significativas entre sistemas abiertos y cerrados, las abundancias de protozoos son muy parecidas, solo hay variación en cuanto a la composición de especies. En cuanto al estado abierto y cerrado de los mesocosmos, no se observan muchas diferencias, solo en la composición de especies y no con grandes abundancias.

Se diferenciaron tres morfo tipos bacterianos, de los cuales los cocos fueron los más abundantes (7×10^6 cel/ml), seguidos de bacilos y finalmente filamentos y con números ligeramente mayores en los mesocosmos cerrados.

La dieta de los ciliados fue bacterívora, *P. aurelia* prefiere bacilos, mientras que *Burcellopsis* prefiere cocos.

Durante el presente estudio, las variables ambientales no tuvieron gran influencia sobre los organismos dado que se encontraron dentro de los intervalos de tolerancia de las especies y al hecho de que siempre hubo alimento.

Palabras clave: lagos urbanos, ciliados, eutrofización, peces, nutrientes, bacterias

Introducción

Una porción de los lagos someros tropicales se localiza cerca o dentro de las ciudades. Los lagos urbanos se han convertido, debido al crecimiento mundial de la población de las ciudades, en los cuerpos de agua artificiales que mayor número de personas conoce, utiliza y visita. Entre los usos más comunes de estos cuerpos de agua se encuentra la realización de actividades recreativas, el control de las inundaciones, y en algunos casos, son fuente de abastecimiento de agua para consumo humano (Schueler y Simpson, 2001); por otro lado, también tienen gran importancia desde el punto de vista estético (Labounty 1995). La intensa interacción con los seres humanos los ha convertido en ecosistemas fuertemente afectados por el exceso de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, lo que ocasiona un desequilibrio constante en su dinámica, además de que su estudio es poco frecuente (Birch y McCaskie, 1999). Idealmente serían lagos limpios, libres de contaminación que no pusieran en riesgo la salud de los visitantes, de aspecto agradable y útiles para el hombre.

En la Ciudad de México la carencia de agua y la problemática del recurso ha propiciado que los lagos urbanos sean llenados con agua tratada biológicamente, favoreciendo condiciones eutróficas o hipertróficas; a pesar de lo anterior en los lagos urbanos es posible encontrar una combinación de elementos naturales e inducidos que permiten el surgimiento de ambientes para las especies que logren adaptarse, sean acuáticas, terrestres, migratorias o residentes (Quirós, 2007).

Bajo estas condiciones de alta concentración de nutrientes, existe una muy elevada generación y descomposición de materia orgánica, por lo que los organismos que participan en la descomposición y regeneración de nutrimentos son de gran importancia en el funcionamiento en estos ecosistemas (Sommaruga 1995). La depredación del zooplancton sobre los ciliados es un importante enlace entre la comunidad microbiana y los niveles tróficos superiores al zooplancton, como los peces (Wiackowski et al. 1994). Los protistas ciliados y las bacterias, participan en el denominado "circuito microbiano" de los ecosistemas acuáticos, que es un sistema de reciclado de

energía y nutrientes donde intervienen activamente junto con el fitoplancton autotrófico y las algas (Finlay *et al.* 1988).

En los lagos someros ubicados en las zonas tropicales y subtropicales del mundo es común encontrar peces de talla pequeña (<8 cm) con alimentación omnívora. Estos peces pueden ejercer un efecto negativo sobre el fitoplancton ya que llegan a consumirlo directamente, aunque también pueden tener un efecto positivo, ya que controlan el zooplancton que se alimenta de fitoplancton, permitiendo un mayor crecimiento de las algas (Jeppesen *et al.* 2005). Para el caso de los ciliados existe poca información disponible, aunque se sabe que los alevines de algunas especies de peces se alimentan de ciliados ejerciendo un efecto negativo (Laird *et al.* 1994; Montagnes *et al.* 2010) y un estudio reciente demuestra que los ciliados son un alimento de fundamental importancia para la alimentación de las larvas de diversas especies de peces en condiciones eutróficas (Zingel *et al.* 2012). Por otra parte, los peces adultos pueden causar un efecto positivo sobre el crecimiento de los ciliados mediante el consumo de organismos de zooplancton. El zooplancton puede afectar a las asociaciones de ciliados a través de depredación directa o mediante interferencia a través de la competencia por el alimento (Wiackowski *et al.* 1994)

Actualmente se atribuye a la depredación ejercida especialmente por este tipo de peces de talla pequeña y alimentación omnívora el predominio de especies de zooplancton pequeño, de entre 200 y 500µm en los lagos tropicales, lo cual contribuye a una menor eficiencia en la filtración del fitoplancton (Iglesias *et al.* 2008).

En condiciones eutróficas, es decir de abundancia de nutrientes para los productores primarios, las bajas tasas de filtración del zooplancton no son suficientes para controlar el crecimiento del fitoplancton; por lo que se observa la aparición de grandes florecimientos, por ejemplo de cianobacterias (*Microcystis* sp.), que tienen fuertes efectos nocivos sobre los cuerpos de agua (Jürgens *et al.* 1994).

Esta supresión por depredación de los filtradores de gran tamaño como las especies de cladóceros del género *Daphnia* -por ejemplo por peces, ocasiona

modificaciones a lo largo de toda la trama trófica, incluyendo a las bacterias y los protozoos. En condiciones muy productivas, la mayor acumulación de materia orgánica favorece el incremento de los números de bacterias planctónicas, las cuales sirven de alimento a protozoos flagelados y ciliados. Esta parte de la red trófica microbiana puede llegar a tener una gran importancia en la eutrofia, pues a través de esta vía se canaliza una parte significativa de la energía del fitoplancton, y de los detritos generados por éste (Pace, 1986). Entonces, los efectos de la depredación por parte de peces omnívoros sobre los cladóceros filtradores pueden alcanzar indirectamente, -a través de la cascada trófica- a los componentes de menor tamaño dentro del plancton, como serían los protozoos (Carpenter *et al.* 1985; Jurgens *et al.* 1994).

El lago Tezozomoc, es un ejemplo de un cuerpo de agua urbano en donde existe una gran biomasa de fitoplancton poco consumido por el zooplancton y florecimientos de cianobacterias (*Microcystis sp.*) (Oliva *et al.* 2008). Es generalmente hipertrófico, de aguas turbias y con un número reducido de especies (Verver y Vargas 2005). Sin embargo, es preciso entender su funcionamiento, las interacciones bióticas y abióticas que se presentan y cómo en un momento dado, podría recuperarse al conocer los diferentes aspectos de su dinámica.

Para cumplir con el objetivo del presente estudio, se recurrió al uso de mesocosmos, los cuales son “ecosistemas artificiales” diseñados para proveer un espacio limitado de trabajo en el agua y que esté cerca de las condiciones naturales dentro de una misma área de estudio; en el que los factores ambientales pueden ser realmente manipulados (OECD, 2006).

Son una herramienta eficaz para la vinculación *in situ* con la ventaja -en comparación de los enfoques de laboratorio-, de que mantienen una comunidad natural cerca de las condiciones originales, considerando los aspectos relevantes del “mundo real”, como los efectos indirectos, las compensaciones biológicas y recuperación, así como la resiliencia del ecosistema (Wolf, 2002).

Estos diseños permiten medir directamente parámetros ecológicos que afectan a la dinámica de las poblaciones, a la biodiversidad, a los ciclos de nutrientes y de energía, ó cómo responde la comunidad a los cambios en las especies más sensibles. Sobre todo, estos dispositivos permiten estudiar los efectos indirectos, es decir, los que resultan de las interacciones entre las diferentes especies en los ecosistemas, sin perder la ventaja de las condiciones de referencia fiables, así como la facilidad de usar réplicas (Ramírez *et al.* 2005). Este mismo autor señala dentro de las bondades de los mesocosmos es que mantienen el régimen térmico y el estado fisiológico de los organismos. Entonces, al utilizar mesocosmos en el lago Tezozomoc, se plantearon los siguientes objetivos:

Objetivo general

Evaluar el efecto de *P. reticulata* y el sedimento sobre los protozoos ciliados y las bacterias en mesocosmos en contacto y sin el sedimento, con y sin peces durante la época de lluvias.

Objetivos particulares

Establecer la composición y abundancia de los ciliados en cada tratamiento.

Relacionar la riqueza biológica de los ciliados y sus abundancias, así como los morfotipos bacterianos con las variables físicas y químicas.

Determinar las abundancias de los morfotipos bacterianos en cada tratamiento.

Establecer el impacto de los peces y el sedimento sobre las bacterias y los ciliados.

Antecedentes

Los estudios realizados en los lagos urbanos de México han sido pocos. Entre los autores que han contribuido a enriquecer el conocimiento sobre este tipo de lagos se encuentran Alcocer *et al.* (1988) quienes evaluaron el efecto del dragado sobre el estado trófico del lago viejo de Chapultepec; Alcocer y Lugo (1995) describieron el estado del lago viejo de Chapultepec. Escobar-Briones *et al.* (2002), estudiaron la estructura de las comunidades que se desarrollan en un estanque dentro de Ciudad Universitaria en México. Lugo *et al.* (1998) estudiaron la fluctuación temporal en el número de ciliados planctónicos de los tres lagos artificiales localizados en el bosque de Chapultepec.

En el lago Tezozómoc se han llevado a cabo diversos trabajos, Arzate en el (2002), hizo un estudio acerca de la alimentación de *P.reticulata* y su relación con algunos parámetros ambientales. Botello (2002) y Solano (2002) estudiaron algunos aspectos reproductivos de *P.reticulata* en diferentes épocas del año. Contreras y Rivera (2003) realizaron un diagnóstico ambiental del lago del parque, en donde aportan resultados de algunos parámetros ambientales.

Merlos, *et al.* (2004) mencionan que se observó mortandad y disminución en el conteo poblacional de las aves acuáticas del lago durante enero de 1999 hasta abril de 2000 por causas desconocidas, aunque se conjetura alguna relación con el hallazgo de la presencia en sedimentos de cantidades apreciables de metales pesados como plomo y cadmio en el año 1992 y 1993.

Verver y Vargas (2005), presentan un estudio sobre la dinámica espacio-temporal de los parámetros físico- químicos y su relación con la clorofila *a* en el lago urbano Tezozómoc. En éste se menciona que el lago es caracterizado por ser un sistema con elevadas concentraciones de fósforo, nitrógeno, y de clorofila *a*, lo cual indica que el lago presenta una intensa producción primaria, lo que provoca elevados valores de pH. También menciona que el lago Tezozómoc se encuentra eutrófico.

Fernández *et al.* (2006) realizaron un estudio sobre la abundancia, crecimiento y biomasa de *P. reticulata*, en el Lago Tezozómoc, encontrando que el agua del sistema es templada, turbia, alcalina, dura y somera. La mayor abundancia y

biomasa de *P. reticulata* se encuentra en la estación de entrada de agua al lago, que se caracteriza por la mayor presencia de visitantes.

Cabral (2006), determinó 27 especies de protozoos ciliados, los más representativos fueron *Halteria grandinella* y *Phascolodon vorticella*. En cuanto a la alimentación, se diferenciaron los bacterívoros y alguívoros. También señala que las variables ambientales no tuvieron gran influencia sobre los organismos, dado que las especies encontradas fueron tolerantes y al hecho de que siempre hubo alimento, aunque no muy variado. Por último, menciona que las concentraciones de nitrógeno y fósforo fueron elevadas.

Entre otras investigaciones que se han realizado sobre el lago del parque Tezozómoc, se encuentra el de Sánchez *et al.* 2007, que presentan una revisión de la biodiversidad en el lago Tezozómoc y la problemática que enfrenta el lago.

Oliva *et al.* (2008), encontraron que la variación espacio-temporal del fitoplancton fue dominada por 4 especies (*Chlamydomonas globosa*, *Merismopedia punctata*, *Monoraphidium caribeum*, *Selenastrum minutum*) y el picoplancton autotrófico; la variación temporal del fitoplancton fue baja y resalta la concentración de nutrientes (N y P) los cuales presentaron valores elevados, reflejándose en una alta concentración de clorofila "a". Estos valores reflejan la marcada tendencia de un ambiente eutrófico a uno hipertrófico. Por último, hacen mención de que la presencia conjunta de *Microcystis aff. Flosaquae* y *Microcystis aff. Botrys* no denotó una tendencia a la formación de florecimientos importantes en el sistema.

Sánchez *et al.* (2011), publican las fluctuaciones, el papel ecológico y la importancia de los ciliados en el plancton del lago Tezozómoc durante la época de lluvias. La composición taxonómicas y abundancia de los ciliados planctónicos, fueron estudiados a lo largo de la estación de lluvias (mayo a octubre). El objetivo del estudio era conocer los papeles tróficos principales y la significancia ecológica de ciliados en un ambiente altamente productivo.

Área de estudio

El lago del parque Tezozomoc se encuentra al noroeste de la delegación Azcapotzalco, colindando al noroeste con el municipio de Tlalnepantla al oeste con el municipio de Naucalpan; su localización es 19° 29' 05" de latitud norte y 99° 12' 36" de longitud oeste a una altura de 2250 msnm; abarca una superficie de 27 hectáreas (fig. 1). El lago se ubica en la parte central del parque con una capacidad de 30 000m³ con una profundidad máxima de 2.50m. y una mínima de 50cm. Se considera que la zona en donde se encuentra el parque Tezozómoc, tiene un clima templado sub húmedo con lluvias en verano. La temperatura promedio mensual oscila entre los 13.3 °C y los 19.2 °C, con el valor más elevado en el mes de mayo y el valor más bajo en enero. La época de lluvias en la zona inicia en mayo y termina generalmente en octubre, siendo los meses de julio, agosto y septiembre los de mayor precipitación mensual (García, 2004)

El agua con la que es llenado el lago proviene de la planta de tratamiento secundario ubicada en el Rosario, Azcapotzalco; operada por la dirección general de operaciones hidráulicas (DGOH. D.F.), el abastecimiento es diario de aproximadamente 6 L/ s a intervalos irregulares. En teoría el suministro es constante para evitar que el nivel del agua disminuya, aunque por cuestiones de demanda y la poca precipitación característica de la época de sequías, los niveles de agua en algunos puntos del lago en ocasiones llegan a solo 0.2 metros. El agua se utiliza para llenar el lago y regar las áreas verdes (Solano 2002).

Dentro del lago se encuentra fauna compuesta por insectos como hemípteros de la familia Veliidae, como las chinches patinadoras, dípteros (moscos) y odonatos del suborden Anisoptera; cladóceros (pulgas de agua), rotíferos copépodos, protozoos, flagelados, bacterias, ciliados. Entre los peces se encuentran los guppys de la familia Poecelidae (*Poecilia reticulata*). El fitoplancton tiene una alta y fluctuante densidad y se han formado diversas asociaciones compuestas por Clorophyceae, Cianophyceae, Bacillarophyceae, Euglenophyceae y Cryptophyceae (Rodríguez 2006).

Con respecto a las aves, algunas especies registradas son el pato zambullidor pico pinto (*Podylimbus podiceps*), garzón blanco (*Ardea alba*), pato de Pekín (*Anas platyrhynchos*), pato golondrina (*Anas platyrhynchos*), pato tepalcate (*Oxyura jamaicensis*). Se encuentran reptiles y anfibios, tortugas japonesas de orejas rojas (*Trachemys scripta*), tortuga café (*Kinosternon* sp) y un ambistoma en peligro de extinción el ajolote mexicano (*Ambystoma mexicanum*) endémico de nuestro país.

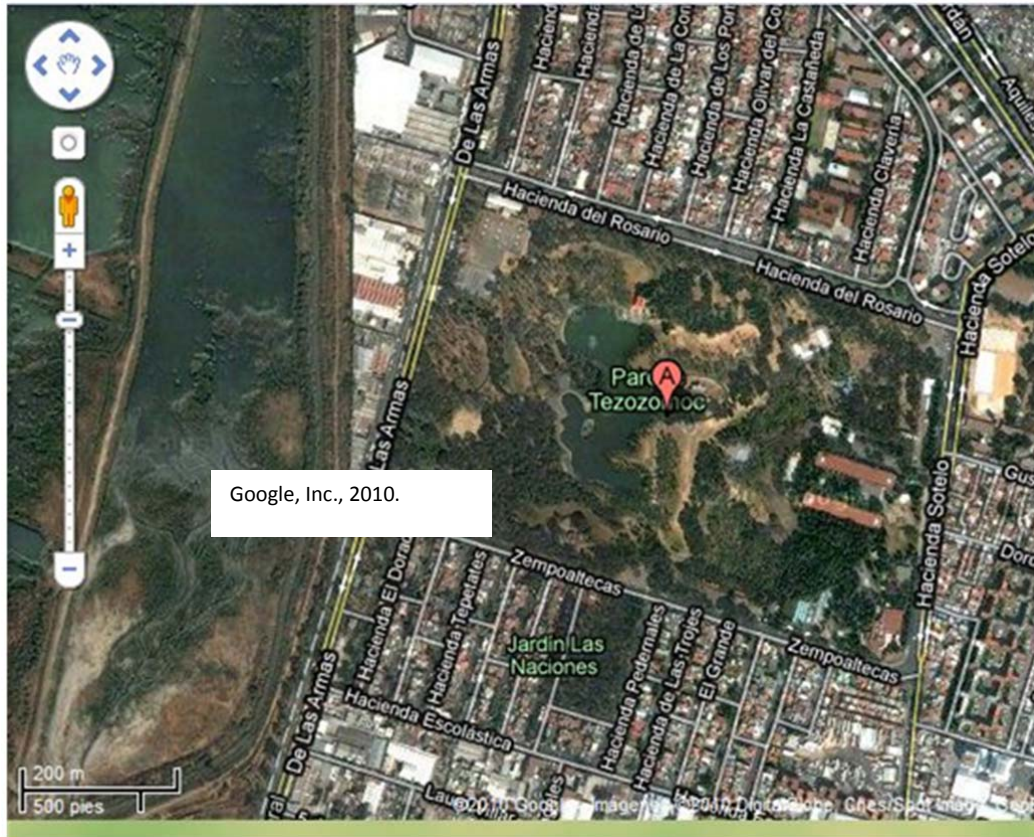


Figura 1. Parque Tezozomoc

Metodología

Trabajo de campo

Se construyeron 12 cilindros de alambón reforzado con patas del mismo material de 1.30 m de alto, con un diámetro de 42 cm (**Fig. 2**). Fueron colocados en el centro del lago -en la zona limnética-, procurando que fueran lo más parecido a las condiciones naturales de luz y temperatura del lago, así como permitir el fácil acceso a ellos. Se utilizaron bolsas de plástico de calibre alto fijadas a la estructura de alambón de manera que se pudiera asegurar el volumen calculado. Se marcaron de acuerdo a los requerimientos señalados en la metodología para cada uno de los 4 tratamientos, cada uno de ellos por triplicado, haciendo un total de 12 mesocosmos. Los tratamientos que se manejaron fueron:

- Con peces y abierto para que interaccione con el sedimento (PA)
- Con peces y cerrado por el fondo (PC)
- Sin peces abierto (SA)
- Sin peces cerrado (SC)

A los abiertos (PA y SA) al fondo se les puso una malla del tipo mosquitero, y para todos una tapa de tela con apertura de malla grande (0.5 mm) para evitar que otros organismos o basura, entraran en ellos. Los mesocosmos contenían aproximadamente 80 litros de agua del lago. El experimento se llevó a cabo en un lapso de cinco semanas durante la época de lluvias en el año 2010. Cada uno de los tratamientos se realizó por triplicado (12 mesocosmos totales).



Figura 2. Mesocosmos

Para los mesocosmos con peces (PA y PC), se emplearon peces adultos (5 hembras y 5 machos) *P. reticulata* (guppy) de la familia Poeciliidae. Estos peces, se caracterizan por tener una dieta omnívora, ser de talla pequeña (los machos aproximadamente 4 cm y las hembras 6 cm); son muy tolerantes a las condiciones ambientales, lo que les confiere grandes posibilidades de dispersión para colonizar diversos ambientes; soportan bajas concentraciones de oxígeno disuelto, viven con pH de entre 5.5 a 8.5 y temperaturas de 20 a 30 °C (Meffe y Snelson, 1989). Su país de origen es Brasil (Da Silva *et al.*, 1999), aunque en la actualidad se encuentra no solo en América, sino en otros continentes, donde ha sido introducido de manera artificial por el hombre, como control biológico de larvas de mosquito (Rojas *et al.*, 2004).

Se llevó a cabo un muestreo prospectivo para conocer la comunidad de protozoos del lago. Durante el experimento se realizaron muestreos semanalmente se midieron los parámetros ambientales tanto del lago como de cada mesocosmos 12 en total y parámetros ambientales *in situ*.

En cada ocasión se obtuvieron perfiles verticales a lo largo de la columna de agua: temperatura (°C), pH, (potenciómetro marca Conductronic), concentración de oxígeno disuelto (OD mg/L), porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (%OD) y conductividad específica (K25) con una sonda marca YSI (Yellow Spring Instruments Co., Cincinnati, EUA) modelo 85

calibrada según las instrucciones del manual. Una vez en el laboratorio se midió la concentración de clorofila *a* en vivo utilizando un fluorómetro marca Turner Desings modelo Aquafluor. La medida de cada muestra se realizó por triplicado.

Para la determinación del nitrógeno y fósforo (N F totales), se tomaron de cada muestra 50ml y se degradó la materia orgánica utilizando una digestión básica de per sulfato de potasio. Las muestras fueron introducidas en un autoclave durante 45 min a una temperatura de 115°C para completar la digestión (Valderrama 1981) una vez que alcanzó la temperatura ambiente se procedió al análisis del nitrógeno y el fósforo; el primero se determinó en forma de N-NO₃ y el segundo como P-PO₄ respectivamente con los métodos espectrofotométricos de reducción de cadmio (Nitruver 5) y del ácido ascórbico (Phosver 5) utilizando un laboratorio de calidad del agua marca HACH modelo DREL/2000.

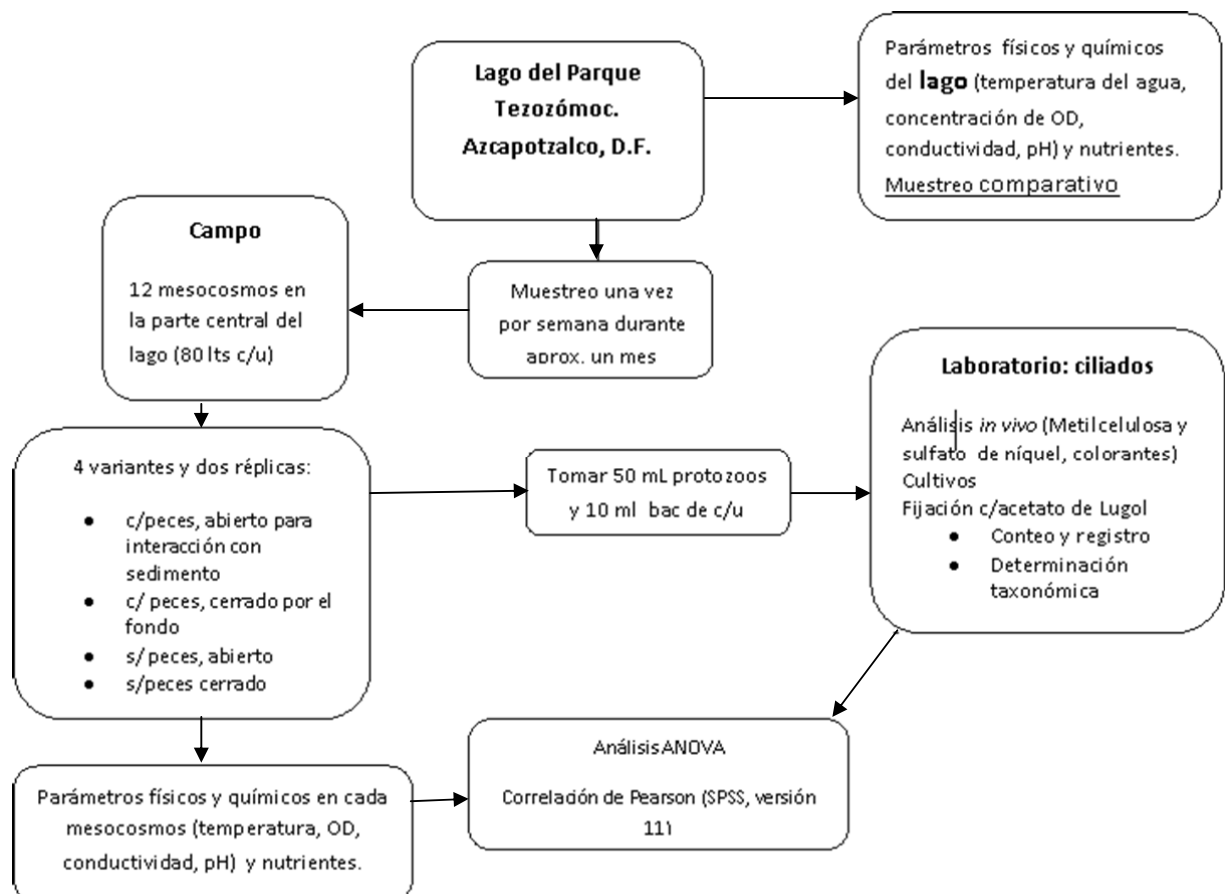


Diagrama 1. Metodología del trabajo de campo y laboratorio

Así mismo, las muestras para los organismos se tomaron de manera integrada en la columna de agua con un tubo en cada mesocosmos., 50mL *in vivo* para protozoos y 10 mL para bacterias de cada tratamiento y sus replicas. Las muestras de bacterias fueron fijadas con formol al 2%. En el caso de los ciliados, se llevo a cabo un análisis microscópico inicial *in vivo* y determinación de las especies presentes, el mismo día de la colecta (Finlay *et al.*, 1988).

Trabajo de laboratorio

La muestra para el estudio de los ciliados se fijo posteriormente con acetato de lugol al 1% (Finlay y Guhl, 1992) para el conteo de los protozoos con una cámara de Sedgwick-Rafter (1.0 ml) (A.P.H.A., 1985) con un mínimo de 100 organismos de las especies más abundantes (Wetzel y Likens, 2000). Este proceso se realizó con en un microscopio Zeiss K7 a un aumento de 100X.

Los ciliados se determinaron mediante las claves taxonómicas de Foissner *et al.*, 1991, 1992, 1994; Foissner, *et al.* 1994; Kahl, 1930-1935; Lee *et al.*, 1985; Repak, 1992; se identificaron a nivel de especie. Se hicieron cultivos para verificar la identificación, poniendo agua de los mesocosmos en cajas de Petri con medio Chalkley con trigo y arroz (Kudo, 1982) e infusión de hojas de cereal deshidratado (Sigma Co.) (Lee y Soldo, 1992). Se prepararon muestras teñidas con Protargol (Lynn, 1992). Para observarlos se utilizaron técnicas de microscópicas de campo claro, contraste de fases, campo oscuro y también tinciones vitales (Kudo, 1982, Lee *et al.* 1985).

El recuento de bacterias totales y su diferenciación por morfotipos, se realizó con la técnica de fluorescencia con DAPI (4,6-DIAMIDINO-2-FENIL-INDOL) (Sigma), en una concentración (stock) de 0.1 µg/ml. (Porter y Feig 1980); estas autoras señalan que es altamente específico para teñir ADN ya que en la práctica ha demostrado ser una de las técnicas más confiables y usadas para el reconocimiento de las formas bacterianas en el microscopio de epifluorescencia.

Se emplearon membranas de policarbonato (Poretics) de 0.22 µm de apertura de poro y de 13 mm de diámetro teñidas con una solución saturada de Negro clorazol (Sigma) como fondo de contraste (Porter y Feig 1980). Se utilizó equipo de filtración al vacío Millipore de 13 mm, el volumen filtrado se

determinó en función de poder realizar el recuento de las bacterias, para evitar errores y obtener un alto nivel de significancia estadística. A 2 ml de muestra (final) se le agregó el DAPI, dejándolo reaccionar por al menos 5 minutos, transcurrido este tiempo se concluyó el filtrado y se procedió a montar el filtro en portaobjetos preparado para su observación con el foto microscopio III Zeiss con iluminación vertical ultravioleta para epifluorescencia, filtros G 365, FT 395 y LP 420, campo plano y objetivo de 100 para aceite de inmersión, oculares de 10X y optovar de 1.25X, que permite un total de 1250 aumentos. Las bacterias se contarán en un mínimo de 40 campos o 400 bacterias con lo cual se logra un intervalo de confianza para la media de $\pm 10\%$ (Wetzel y Likens 2001).

Para el análisis de los datos, en principio se realizaron análisis de ANOVA para comprobar que no existieran diferencias significativas entre las replicas y posteriormente entre los tratamientos para buscar efectos de la presencia o ausencia de peces y de las condiciones abiertas y cerradas. También se realizó un análisis de correlación (Coeficiente de correlación producto-momento de Pearson) para determinar qué factores (ambientales) se podían asociar directamente a la variación de los datos de densidades de ciliados y bacterias con el programa SPSS (versión 18) (Elliot, 1983; Sokal y Rohlf, 1999).

Resultados

Composición y abundancia de los ciliados en los diferentes tratamientos

Se determinaron 13 especies de ciliados en los tratamientos y el lago, aunque todas las especies del lago fueron compartidas con los tratamientos. El lago mostró la menor riqueza específica global (7 especies) y los tratamientos sin peces la mayor (10 especies) seguidos de cerca por los tratamientos con peces (9 especies) Tabla 1. Las especies más abundantes fueron: *Actinobolina weinrichii*, *Bursellopsis nigricans*, *Bursellopsis nigricans var. truncata*, *Paramecium aurelia* y *Paramecium caudatum*. En contraste, *Linostomella* sp. y *Pelagovorticella mayeri* sólo se encontraron en un tratamiento.

Ciliados	PA	SA	PC	SC	LAGO
<i>Actinobolina wenrichii</i> (Wang y Nie, 1933)	X	X	X	X	X
<i>Bursellopsis nigricans</i> (Lauterborn, 1894)	X	X	X	X	X
<i>Bursellopsis nigricans</i> var. <i>truncate</i> (Lauterborn, 1894)	X	X	X	X	X
<i>Didinium balbianii</i> (Fabre-Domergue, 1818)		X			X
<i>Halteria. grandinella</i> (Müller, 1773)		X	X	X	X
<i>Limnostrombidium pelagicum</i> (Kahal, 1932)	X	X		X	
<i>Linostomela</i> (SmallandLynn, 1981)				X	
<i>Monodinium nasutum</i> (Fabre-Domergue, 1818)	X		X		
<i>Paramecium aurelia</i> (Müller, 1773)	X	X	X	X	X
<i>Paramecium caudatum</i> (Ehrenberg, 1833)	X	X	X	X	X
<i>Pelagovorticella mayeri</i> (Faure-Fremiet, 1920)		X			
<i>Vorticella convalaria</i> (Linnaeus, 1758)	X		X	X	
<i>Vorticella microstoma</i> (Ehrenberg, 1830)	X	X	X	X	

Tabla 1. Presencia-ausencia de las especies de ciliados encontradas en los tratamientos y el lago Tezozomoc.

En cuanto a la variación de la riqueza específica a lo largo de los muestreos, se observó un comportamiento diferente, ya que en este caso fue el lago el que presentó la mayor riqueza en todos los muestreos, con excepción del segundo, en donde ambos tratamientos sin peces mostraron el mayor número de especies Fig 1. Se observó una aumento general de la riqueza específica en el segundo muestreo y luego una disminución paulatina del número de especies hasta el final de los muestreos Fig1.

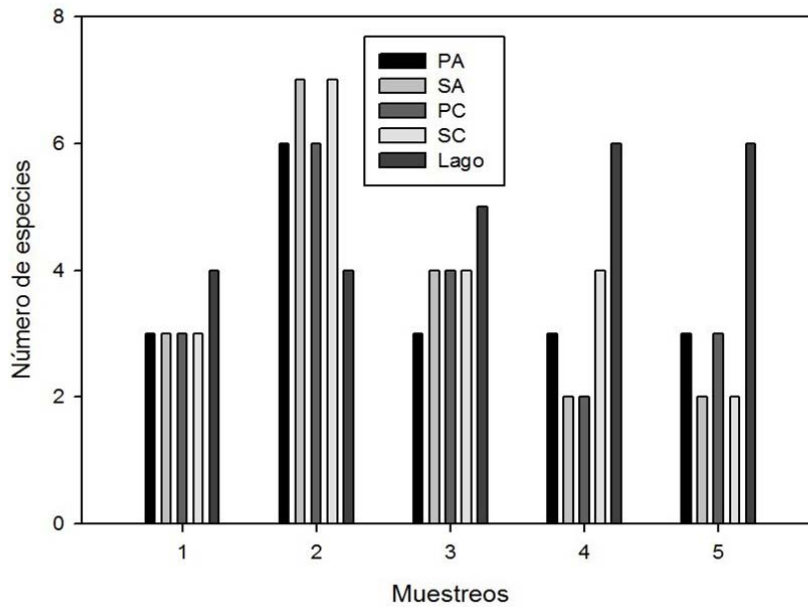


Fig 1. Variación temporal de la riqueza específica de ciliados para cada tratamiento y el lago.

Densidad total de los ciliados durante los muestreos

Las densidades de los ciliados presentaron una variación temporal a lo largo del estudio. Inicialmente las densidades totales fueron moderadas (14 000 ind L⁻¹), pero en el segundo muestreo se incrementaron en prácticamente todos los tratamientos (hasta casi 30 000 ind L⁻¹), para luego disminuir en el tercer muestreo. Durante el cuarto y quinto muestreo volvieron a incrementarse, aunque de manera diferencial ya que fueron mayores en los tratamientos con peces Fig 2.

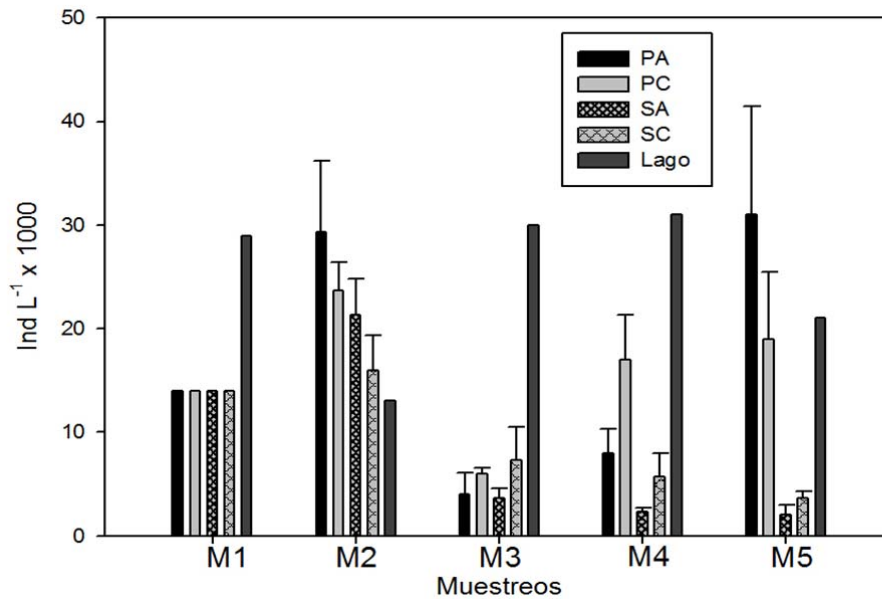


Fig2. Variación temporal de los ciliados totales durante las cinco semanas de muestreo.

Diferencias entre los tratamientos con peces y sin peces

En la (Fig. 3). Se muestra que los tratamientos con peces presentaron las mayores densidades de ciliados totales; en PA ($17\,266 \text{ ind L}^{-1}$), al igual que en PC ($15\,933 \text{ ind L}^{-1}$) encontrando las mayores densidades de ciliados, en el lago ($15\,400 \text{ ind L}^{-1}$) muy parecido a este los tratamientos con peces. SA ($8\,667 \text{ ind L}^{-1}$) y SC ($9\,733 \text{ ind L}^{-1}$) presentaron un valor promedio menor. El análisis estadístico de Kruskal-Wallis mostró que si existieron diferencias significativas ($\chi^2 = 8.21, P = 0.041$) entre los tratamientos con peces y los que no los tuvieron. El lago resultó similar a los tratamientos con peces y diferente de los sin peces (Prueba de Dunn, $P < 0.05$).

Ya que no se encontró un efecto directo de los peces sobre los ciliados, se podría suponer que otros factores favorecieron su presencia: los hábitos alimenticios de los peces (ingestión de alimento de mayor tamaño), talla o el contacto con el sedimento (nutrimentos), favorecieron su presencia. Estos peces se reproducen todo el año en lagos tropicales, entonces, la presión que ejercen sobre la comunidad es principalmente sobre zooplancton mayor (Jeppensen *et al.* 2005). Por lo tanto, mientras más oportunidades de alimento

en forma de zooplancton existan para los peces, menor depredación tendrán lo protozoos (Simeket *et al.*, 2000)

También es probable , que al no existir amenaza por parte de los peces, algunos ciliados aprovechan la película de algas formada en algunos mesocosmos para crecer, como fue el caso de *B. nigricans* y *H. grandinella*, que son especies que pueden incluir también en su dieta a este grupo (Drenner *et al.*, 1986),

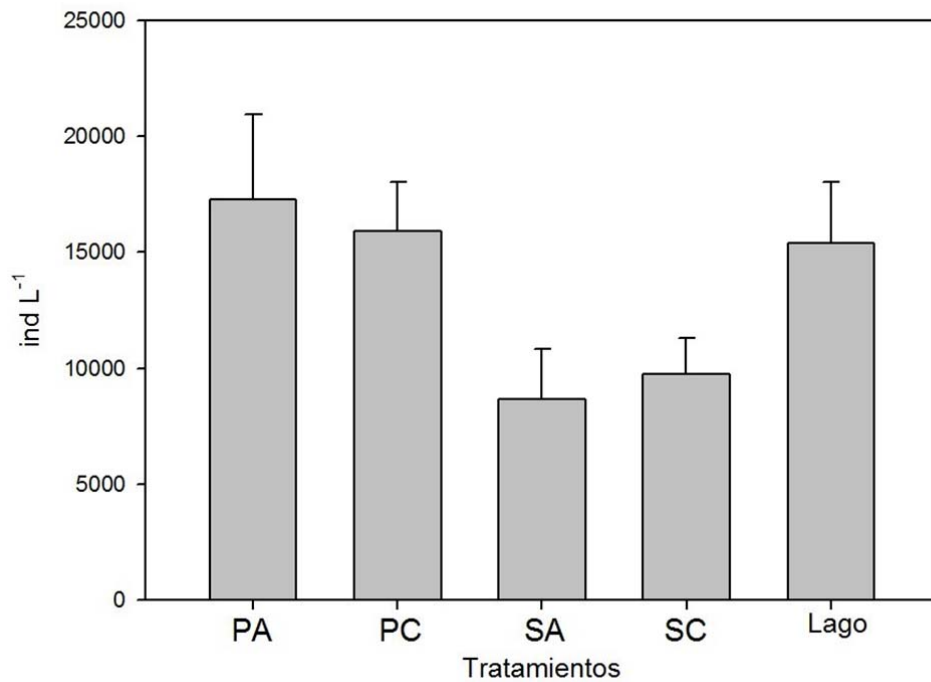


Fig 3. Comparación de la densidad promedio de ciliados en los tratamientos y el lago

Diferencias entre tratamientos abiertos y cerrados

A pesar de que -como se verá posteriormente- ambientalmente se encontraron diversas diferencias entre los tratamientos cerrados y los que tuvieron contacto con el sedimento (abiertos), estas diferencias no tuvieron efecto sobre la densidad de los ciliados. El análisis de Kruskal-Wallis realizado, complementado con una Prueba de Dunn mostró que no hubo diferencias significativas entre los tratamientos abiertos y cerrados ($P > 0.05$). Los dos tratamientos con peces fueron muy similares sin importar el que estuvieran abiertos o cerrados ($PA = 17\,266 \text{ ind L}^{-1}$; $PC = 15\,933 \text{ ind L}^{-1}$) y lo mismo ocurrió con los tratamientos sin peces ($SA = 8\,667$ y $SC = 9\,733 \text{ ind L}^{-1}$). El lago ($15\,400 \text{ ind L}^{-1}$) fue similar a los tratamientos con peces pero diferente de los sin peces.

ESPECIES DOMINANTES Y SU VARIACIÓN

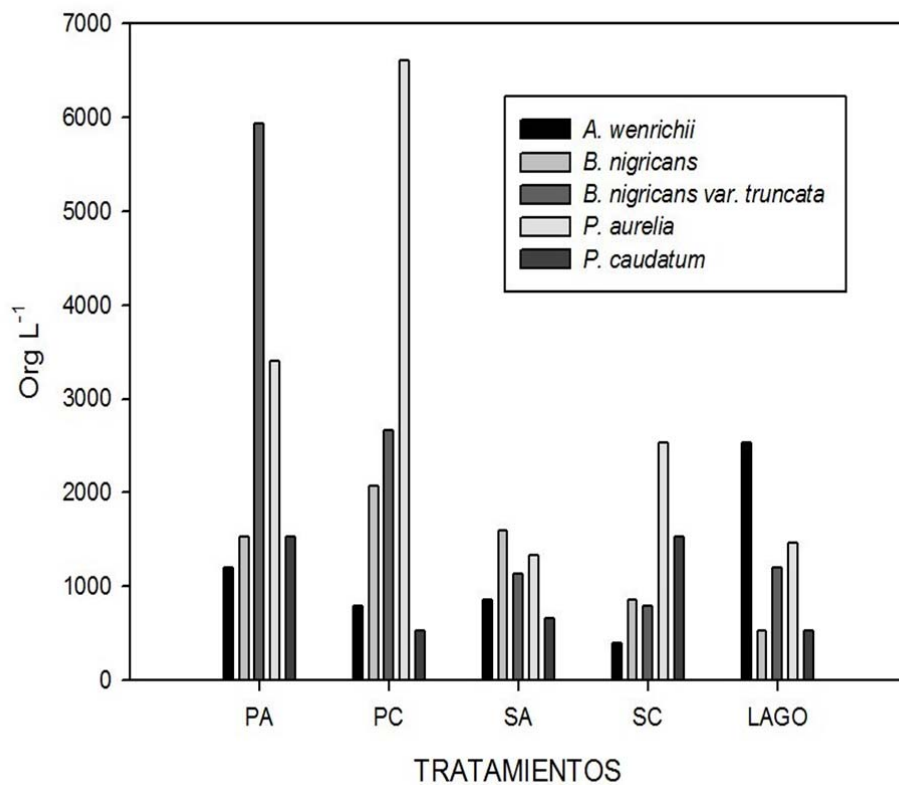


Fig4. Densidad total de las especies dominantes (ind/L) para los tratamientos y el lago

Las cinco especies que mostraron los valores más elevados de abundancia en el experimento fueron: *A. weinrichii*, *B. nigricans*, *B. nigricans var. truncata*, *P. aurelia* y *P. caudatum*. En la (Fig 4). Puede notarse que las especies mas abundantes fueron en los tratamientos: *P. aurelia* en PC, *B. nigricans var. truncata* en PA y *A. weinrichii* en el lago.

Todas las especies dominantes presentes durante el experimento en los mesocosmos son consideradas como cosmopolitas y frecuentemente presentes en cuerpos de agua eutróficos (Bick, 1972). Todas ellas habían sido observadas anteriormente en el lago Tezozomoc (Sánchez *et al.* 2011).

Actinobolina weinrichii fue uno de los ciliados más constantes, aunque en bajas densidades: Se supone que como siempre tuvo alimento (como carnívoro, devorando flagelados, ciliados y hasta algas) y quizá debido a que forma tentáculos largos retráctiles- pudo permanecer más que otros. Sin embargo, en el lago fue más abundante al no tener depredadores tan cerca Fig 4. Además *Actinobolina* se considera un organismo muy adaptado a condiciones de contaminación orgánica y es un activo nadador (Foissner *et al.*, 1999).

Bursellopsis nigricans Es una especie muy común, ya que se encuentra en lagos, embalses y grandes ríos regularmente en la primavera, aunque menos abundante en el otoño (Foissner *et al.*, 1994); se presentó en mayor abundancia en el tratamiento PC mientras que en el lago tuvo la menor abundancia. Aunque puede consumir bacterias (Foissner, 2001), en el caso de Tezozomoc es muy evidente que su alimento principal es el picoplancton autotrófico y algas de tamaño pequeño. Por lo que Presenta una alimentación bacterívora y distribución cosmopolita (Riolobos *et al.* 2002).

Paramecium caudatum Presentó una abundancia variable entre los tratamientos, sin un patrón definido de comportamiento. Presenta una alimentación bacterívora y una distribución cosmopolita, mantiene su actividad a lo largo de todo el año, incluso cuando el agua está muy fría en aguas estancadas y fluidas ricas en materia orgánica, aunque menos sucias que *P. Aurelia* (Foissner *et al.* 1999, Cabral 2006).



Fig 5. Preferencia alimenticia de los ciliados encontrados durante el experimento.

La Fig 5. Muestra la preferencias alimenticias de los ciliados encontrados en el presente estudio, presumiblemente el consumo es mayor de bacterias libres o no formadoras de floculos (bacterias dispersas), ya que estas son más numerosos e importantes en sistemas eutróficos; en tanto que los ciliados alguivoros como (*Limnostrombidium pelagicum*), esencialmente son consumidores primarios que aprovechan los elevados números de organismos fitoplanctonicos que existen (Foissner et al., 1999).

Algunos otros ciliados tienen la capacidad de consumir organismos tanto auto como heterótrofos, gozando así de una ventaja mayor, ya que pueden combinar los dos tipos de alimentación sobreviviendo a circunstancias adversas si se da el caso (Monserrat. 2000).

Composición y abundancia de las bacterias en los tratamientos

En el presente estudio se identificaron tres morfo tipos bacterianos que fueron cocos (0.5 a 1µm), bacilos (1 a 1.5µm) y filamentos (2 a 3.5 µm). La mayor densidad correspondió a los cocos, seguida de los bacilos y por ultimo las filamentosas fig 6.

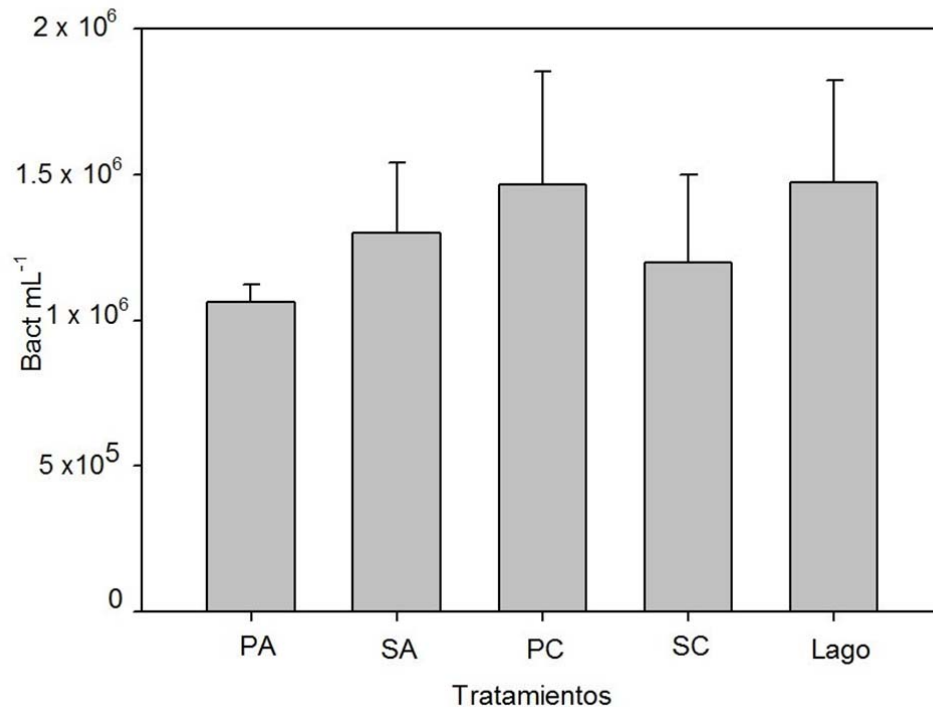


Fig 6. Densidad de bacterias totales por tratamiento en el lago Tezozomoc.

De acuerdo en los resultados mostrados en la Fig 6. Se muestra claramente que el tratamiento que contiene peces cerrado (PC) y el lago fueron los que mostraron mayor densidad de bacterias; este tratamiento fue el más abundante en cuanto a ciliados se refiere, especialmente *P. Aurelia* Fig 5. Y otros más que quizá prefieran una dieta bacterias y no de algas, pues de acuerdo a Laybourn-Parry (1984), si hay preferencia por el tamaño de comida.

También se encontró una correlación entre *V. microstoma* y los bacilos, que aunque este peritrico no fue de los más abundantes, pudo contribuir a su consumo. Sin embargo, la composición de las bacterias en los cuerpos de agua es discutida, pues aunque son depredadas por un amplio espectro de

organismos y condicionadas por la luz, la temperatura, los nutrientes y otras variables, son siempre los organismos más abundantes en los ecosistemas (Cole 1999). Tezozomoc mantiene un alto aporte de nutrientes, por lo tanto altos números de bacterias; además es posible, que no sean la única fuente de alimento de los protozoos y de otras fracciones de la cadena trófica.

Aunque muchos protozoos son característicamente fagotróficos especialmente de bacterias - y debido a la riqueza de ciliados encontrados, también comen algas unicelulares y protistas pequeños. Esta fagotrofia sustenta su importancia ecológica en los circuitos microbianos tanto en lagos y océanos siendo los consumidores más importantes de los microorganismos (Finlay *et al* 1992).

La presencia -aunque escasa- de especies como *Limnostrombidium pelagicum*, *Bursellopsis nigricans* y *Halteria grandinella* consideradas como auténticas voraces bacterivoras (Kuppers *et al.*, 2006) puede explicar la disminución de bacterias en algunos tratamientos donde se presentaron estos organismos.

A este respecto, Laybourn-Parry (1984) mencionan que los ciliados en su ingestión no practican ninguna selección en cuanto a la palatabilidad de las partículas se refiere, es el tamaño de partículas que tienen más cerca. En el Tezozomoc no se observa un comportamiento definido; pues también podría aplicarse que no exista una estrecha correlación entre el tamaño del protozoo y el tamaño de las partículas preferidas.

Sin embargo, es evidente que el tamaño no influye en este caso de acuerdo a la figuras 4 y 5, considerando la relación bacterias/ protozoos, los resultados sugieren preferencia por tamaño de bacterias: *P. aurelia* por los bacilos y *B. nigricans* por los cocos.

Condiciones ambientales y su relación con los ciliados y las bacterias

En la siguiente tabla se muestran los intervalos y los promedios de los parámetros ambientales medidos en el estudio el cual se realizó en la temporada de lluvias.

	Temperatura (°C)	Conductividad (ms/cm ²)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Fosforo	Nitrógeno	Clorofila
LAGO	18.6 – 22.6	819 – 911	0.5 – 20.6	8.93 – 9.74	1.85–2.0	8.16–10.71	155.2 – 117
PA	18.6 – 21.5	819 – 960	0.5 – 12.0	8.53 – 9.59	1.35–3.10	3.91–10.25	135.1 – 11
PC	18.6 – 22.6	814 – 868	0.5 – 17.5	8.95 – 9.79	0.95–1.85	3.741–0.25	135.1 – 20
SA	18.6 – 21.2	819 – 960	0.5 – 11.9	8.65 – 9.29	1.50–3.05	3.06–10.25	135.1 – 8
SC	18.6 – 22.9	810 – 870	0.5 – 17.3	8.95 – 9.81	1.0–3.17	4.08–10.37	174.7 – 5
Promedios	19.9	875	10.14	9.15	1.81	7.08	69.97

Tabla 2. Valores mínimos, máximos y promedios de los parámetros ambientales

Temperatura

De acuerdo a lo encontrado en este estudio los intervalos de temperatura en los tratamientos es menor a un grado centígrado presentando promedios con pocas variaciones entre los tratamientos: peces abiertos (PA) 19.6 ° C, peces cerrados (PC) 20.2 ° C, en SA 19.6 ° C, sin peces cerrados (SC) 20.3 ° C. La temperatura en el lago mostró un comportamiento homogéneo en la mayoría de los tratamientos durante el periodo de lluvias entre los 18.6°C y 22.6°C.

Conductividad K_{25}

La conductividad leída es la típica de aguas residuales tratadas, con una variación entre los 825 y 930 $\mu\text{S cm}^{-1}$, mostrando condiciones de mineralización moderada (Verver y Vargas 2005). En la grafica se muestra que los tratamientos abiertos son los que presentan una mayor conductividad seguida del lago, y por último los tratamientos cerrados los cuales no tienen contacto con el sedimento.

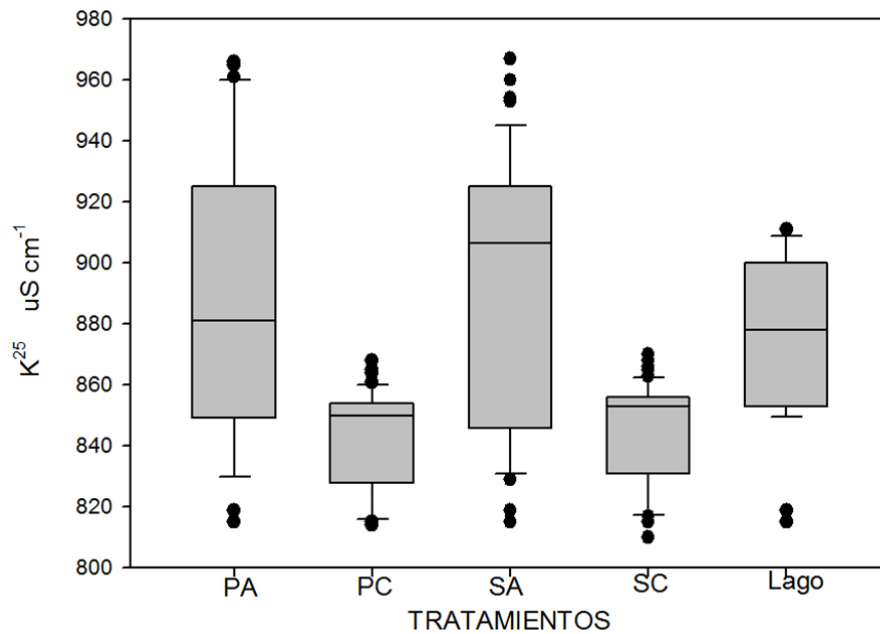


Fig. 8. Diagramas de caja y bigote de conductividad presentando los tratamientos y el lago

Ph

Como se observa en la Fig 9 durante la época de lluvias el pH presentó un comportamiento constante en los tratamientos y el lago. Los valores oscilan entre 9 y 10 lo cual señala que la mayor parte del tiempo el lago presenta condiciones básicas, al menos durante la temporada de lluvias.

Siempre se presentó un medio básico Fig 9. Que fue disminuyendo conforme aumentaba la profundidad debido a que en condiciones de menor cantidad de oxígeno se generan ácidos orgánicos.

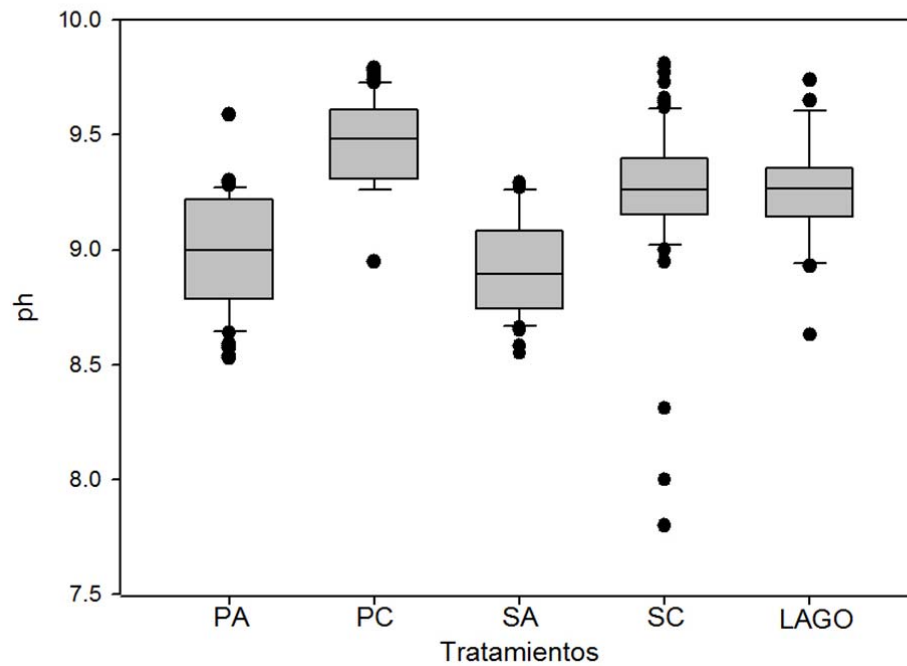


Fig 9. Diagramas de caja y bigote de Ph los tratamientos y el lago

Oxígeno disuelto

En este estudio se registro una mayor cantidad de oxigeno disuelto en el lago, pues los procesos de oxido reducción de la materia orgánica son demandantes de oxígeno y al agotarse se puede propiciar el cambio a un metabolismo anaerobio en donde la descomposición bacteriana se vuelve la vía metabólica principal (Margalef1983).

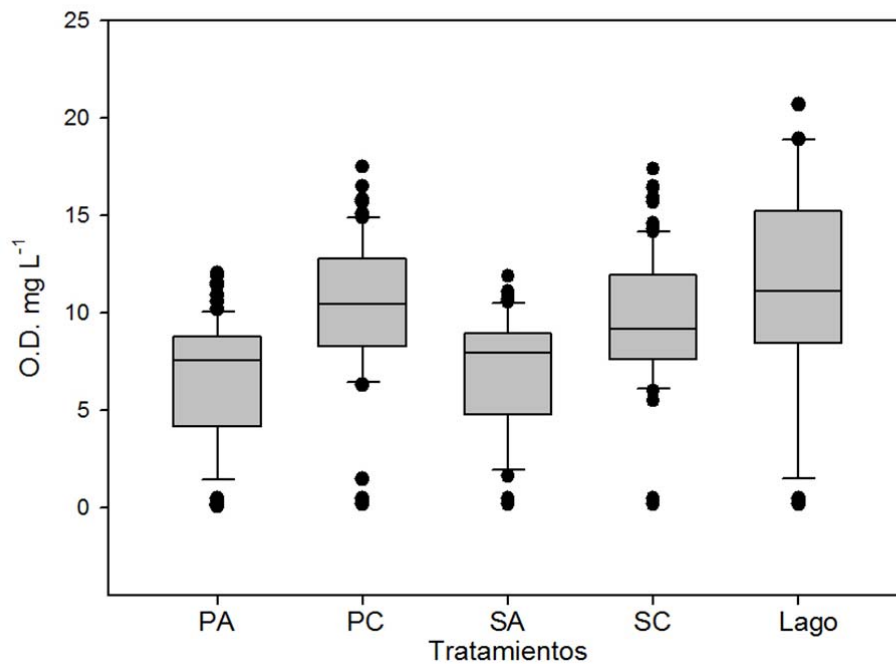


Fig 10. Diagramas de caja y bigote de oxigeno disuelto presentando los tratamientos y el lago.

Concentración de Fósforo Total

La concentración del fósforo total (P-PO₄) a lo largo del estudio durante la temporada de lluvias presentó valores con un intervalo de 0.95a 3.10mg L⁻¹. Como se puede observar en la Fig 11,el lago fue el que presentó el mayor valor promedio de concentración de fósforo total, seguido de los tratamientos con peces; en cambio los tratamientos sin peces presentaron los valores más bajos y significativamente diferentes de los otros tres.

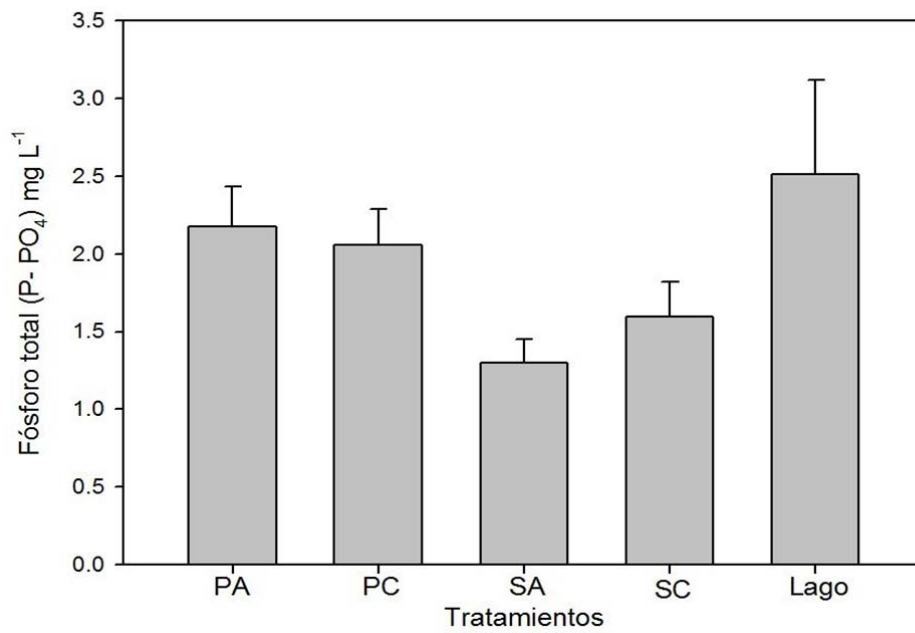


Fig 11. Variación del fósforo en los tratamientos y el lago durante el estudio.

Nitrógeno total (N-NO₃)

Los valores de concentración del nitrógeno total en forma de nitratos (N-NO₃) durante el experimento variaron entre 3.1 y 10.7 mg L⁻¹. El lago fue el que presentó las concentraciones mayores en comparación con los tratamientos, que no tuvieron diferencias significativas entre ellos Fig. 12.

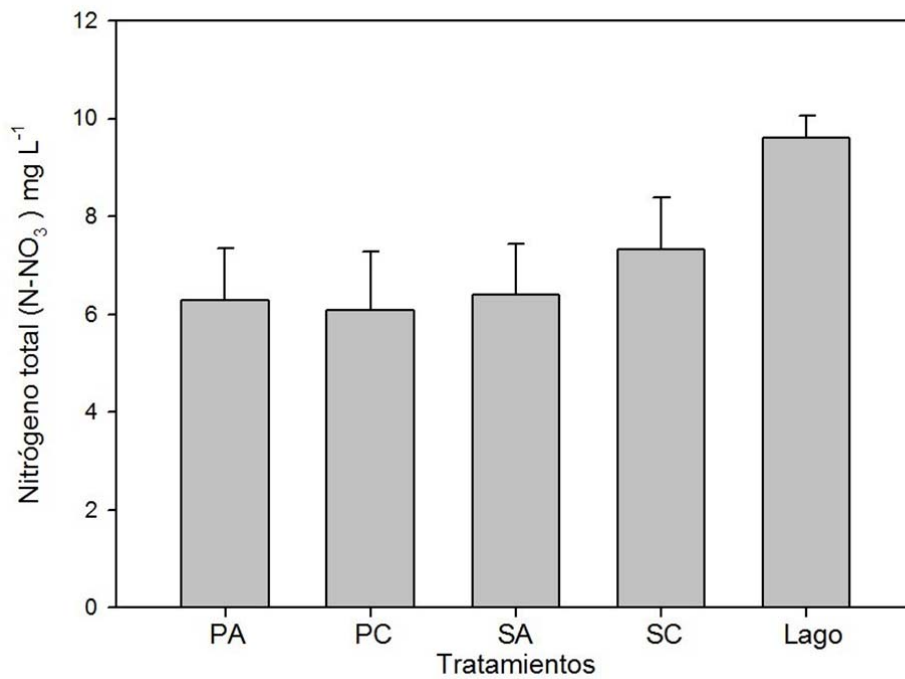


Fig 12. Variación del nitrógeno total (N-NO₃⁺) en los tratamientos y el lago durante el estudio

Clorofila a

En cuanto a los valores promedio encontrados de clorofila a en los tratamientos fueron muy parecidos siendo el lago el que presentó el valor máximo 134.42 µg/L, seguido del tratamiento SC 73.64 µg/L; posteriormente en SA 53.38 µg/L, PA con 49.26 µg/L y PC 39.19 µg/L.

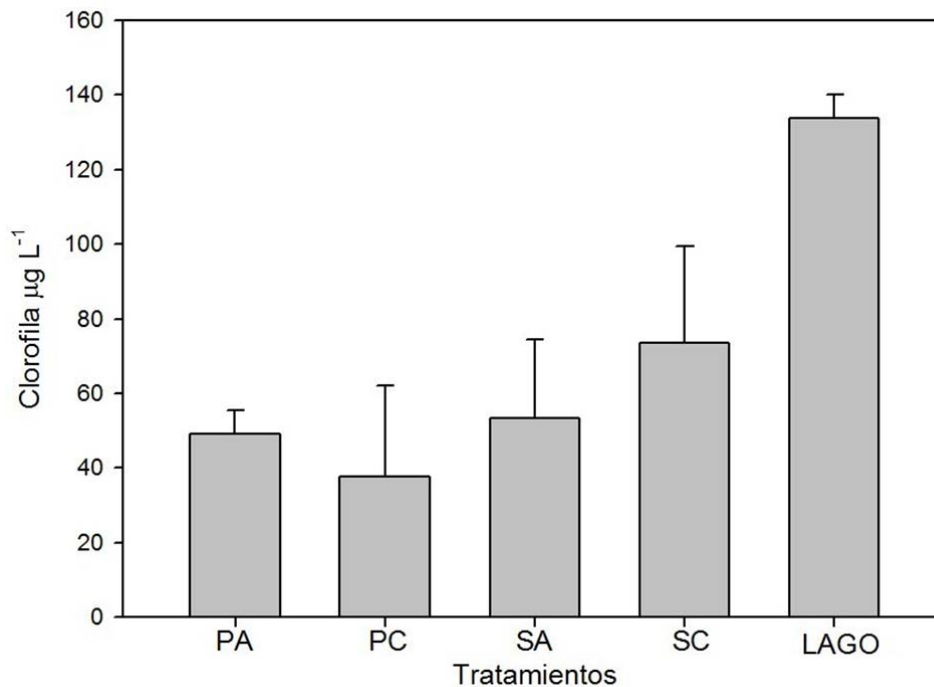


Fig 13. Variación de la clorofila en los tratamientos y el lago durante el estudio

Otras correlaciones entre los parámetros biológicos, físicos y químicos.

Se realizó un análisis de correlación entre los organismos, parámetros físicos y químicos para establecer la relación entre ellos mediante el paquete estadístico SPSS versión 13. La relación más fuerte se dio entre *actinobolina wenrichi* y *limbostrombidium pelagicum* ($r^2 = 0.602$, $P = 0.0001$). Por otra parte *Paramecium aurelia* presentó una relación positiva significativa con *buercellopsis var truncata* ($r^2 = 0.435$, $P = 0.0001$). Estos organismos son principalmente bacterívoros que toleran condiciones ambientales presentes, típicas de este lago urbano (Foissner *et al.*, 1994).

Por otro lado *halteria grandinella* presenta una relación con *burcellopsis nigrican*, ($r^2= 0.514$, $P= 0.0001$). Posiblemente debido a su alimentación ya que los dos consumen bacterias *burcellopsis nigrican* además, consume algas y pequeños flagelados, debido a esto se puede considerar su presencia en la mayoría de los muestreos, pues tanto algas como bacterias fueron observados en el presente estudio (Cabral 2006).

También se presentó una correlación significativa positiva ($r^2= 0.44$, $P= 0.0001$) entre los ciliados y la concentración de clorofila *a* y con la concentración de nitrógeno total ($r^2= 0.29$, $P= 0.027$). Las densidades de ciliados aumentaron de manera parecida a las de rotíferos, lo cual se reflejó en una correlación positiva significativa ($r^2= 0.60$, $P= 0.0001$). En contraste, los cladóceros afectaron negativamente a los ciliados ($r^2= -0.24$, $P= 0.06$) y de manera mucho más clara los copépodos, tanto en sus fases larvales ($r^2= -0.52$, $P= 0.0001$) como en las juveniles ($r^2= -0.58$, $P= 0.0001$) y adultas ($r^2= -0.33$, $P= 0.009$). Los cladóceros que se observaron fueron de la especie *Moina macrocopa*, de tamaño pequeño y los cuales no tienen un efecto tan notable sobre los ciliados como los cladóceros de tamaño grande. La especie de copépodo fue *Acanthocyclops* del complejo *robustus-vernalis-americanus*. Se trata de un copépodo ciclopoideo depredador, lo cual explica su consumo sobre los ciliados. Aparentemente aún las primeras fases de crecimiento del copépodo son capaces de alimentarse de los ciliados, lo mismo que los juveniles. Ya en el estado adulto el efecto negativo sobre los ciliados es menor.

Algunas especies de rotíferos se relacionan positivamente con ciliados y con el nitrógeno y clorofila *a*, inclusive la relación positiva de cladóceros con *B. calyciflorus* y *B. caudatus* muestra que hubo un momento con recursos suficientes, ya que los cladóceros compiten fuertemente con los rotíferos por los mismos recursos, además que estos son mejores filtradores (Stephen, *et al.* 2004, Brönmark y Hansson, 2006).

Los bacilos presentaron una relación negativa ($r^2= -0.577$, $P= 0.019$). Con *vorticela microstoma*, al igual las bacterias filamentosas tuvieron una relación negativa ($r^2= -0.490$, $P= 0.054$). Con *Linostomela* esto se puede atribuir al consumo que ejercen sobre estas bacterias, que funcionó como un ejemplo

del re empaquetamiento trófico que hacen organismos más grandes sobre las bacterias dentro del circuito microbiano (Ángeles et al. 2010).

Por lo tanto se observa que las correlaciones mas significativas se dieron entre los parámetro biológicos y que entre los ambientales no se observan influencias de unos con otros, cuyos valores demuestran el estado del lago del parque Tezozomoc como un lago eutrófico y turbio.

DISCUSIÓN

La composición de las especies de ciliados planctónicos durante el experimento realizado correspondió con las condiciones hipertróficas que prevalecen en el cuerpo de agua. Aunque la mayoría de las especies están consideradas como consumidoras típicas de bacterias (Foissner et al. 2001; Bick 1974) las observaciones realizadas dejaron claro que muchas de ellas son también importantes consumidoras de picoplancton autotrófico y de otras algas de tamaño pequeño. *Bursellopsis* spp., *Paramecium caudatum*, *Paramecium aurelia* fueron observados con grandes cantidades de células con clorofila en su interior, señalando la importancia de estos organismos en el consumo del fitoplancton de tamaño pequeño.

En comparación con estudios anteriores en el mismo cuerpo de agua (Cabral, 2006) se observó un número considerablemente menor de especies (13) que el observado anteriormente (27 especies). Cabe mencionar que el trabajo de Cabral también abarcó la época de lluvias pero en el año que se realizó no se presentó un gran crecimiento de la cianobacteria *Microcystis* spp. En el lago, en cambio, durante el presente estudio sí estuvieron presentes grandes cantidades de *Microcystis* spp., el cual es un alimento de mala calidad y con potencial tóxico para sus consumidores (Cita). Por ejemplo, Guzmán (2011) encontró que la riqueza de especies de rotíferos –otros filtradores de tamaño pequeño en el lago- disminuyó en la época de lluvias, cuando *Microcystis* spp. Fue muy abundante en el Tezozomoc. Diversos estudios han mostrado el efecto negativo de la presencia de *Microcystis* sobre diversos organismos del zooplancton.

La presencia de peces en los tratamientos tuvo un efecto que consideramos indirecto sobre los ciliados. Diversos estudios han mostrado la importancia de los ciliados como alimento para los alevines de diversas especies de peces (Montagnes et al. 2010; Zingel et al. 2012). Concretamente para *P. reticulata* existen también trabajos que señalan el consumo de los alevines de tamaño pequeño sobre los ciliados (Lair et al. 1994; Quezada, 2011). Aquí puede mencionarse que, debido a que se colocaron en los tratamientos con peces tanto machos como hembras, al final del experimento encontramos en todos los mesocosmos alevines de mayor o menor tamaño. Seguramente estos peces realizaron un consumo sobre los ciliados, aunque este pudo ser enmascarado por los factores que se mencionaran a continuación.

Los tratamientos con peces tuvieron densidades significativamente mayores de ciliados que los sin peces. Esto se explica a través de un efecto de cascada trófica de los peces sobre algunos de los componentes del zooplancton. En el lago se observó la presencia del cladóceros *Moina macrocropa* y del copépodo ciclopoideo depredador *Acanthocyclops* del complejo *americanus-robustusvernalis*. La hipótesis es que la depredación ejercida por los peces sobre estas dos especies de crustáceos del zooplancton liberó a los ciliados de la depredación que ejercen sobre ellos estas especies. Para el caso de los cladóceros, se sabe que las especies de tamaño grande-como varias del género *Daphnia*-gracias a su gran capacidad de filtración pueden llegar a disminuir sensiblemente las densidades de ciliados en el agua (Jurgens 1994). En el caso del Tezozomoc la especie *M. macrocropa* es de tamaño medio y su capacidad de filtrado no es tan efectiva como la de *Daphnia*, por lo que no afectó notablemente a los ciliados ($r^2 = -0.241$ $P = 0.058$). En contraste, se encontraron correlaciones significativas negativas entre todos los estadios de crecimiento de los copépodos (larvas nauplio $r^2 = -0.519$ $P = 0.0001$; copepoditos $r^2 = -0.582$ $P = 0.0001$; adultos $r^2 = -0.0326$ $P = 0.009$) y las densidades de ciliados totales, indicando la depredación que lleva a cabo esta especie, especialmente las fases larvarias y de copepoditos, sobre los ciliados. Rao y Kumar (2002) observaron que el copépodo ciclopoideo *Mesocyclops thermo cyclopoides* consumió activamente a algunas especies de ciliados, aun cuando se le ofrecieron diversos tipos de presas. Wiackowski et al. (1994) encontraron en

experimentos en mesocosmos dentro del Castle Lake, California U.S.A, que el copépodo ciclopoideo *Diacyclops bicuspidatus thomasi* tuvo el impacto mayor sobre los ciliados comparado con el copépodo calanoideo *Diaptomus nov americanus* y los cladóceros *Daphnia rosea* y *Holopedium gibberum*. (Wickham 1998). También observó un mayor efecto negativo del copépodo ciclopoideo *Cyclops sp.* Sobre los ciliados con relación al efecto de *Daphnia sp.* Este autor señala que debido a la dinámica y múltiples vías de transferencia entre los diferentes grupos tróficos, no siempre es posible observar los efectos de cascada trófica desde el metazooplancton hacia la red trófica microbiana.

Aunque el efecto de los cladóceros grandes, como algunas especies del género *Daphnia*, sobre los ciliados está bien establecido (Burns y Schallenberg 1996), al parecer no ocurre lo mismo con las especies de cladóceros de tamaño pequeño. Wickham y Gilbert (1991) no encontraron ningún efecto del pequeño cladóceros *Bosmina longirostris* sobre los ciliados. Algo similar pareció ocurrir en el lago Tezozomoc, donde *M. macrocopa*, cladóceros de tamaño intermedio, no afectó significativamente a las densidades de ciliados.

Otro grupo que pudo haber depredado a los ciliados serían los rotíferos (Arndt 1993). Sin embargo, al parecer esto no ocurrió pues las densidades totales de ambos grupos mostraron una importante correlación directa ($r^2 = 0.60$ $P < 0.0001$), lo cual significa que ambos grupos crecieron al mismo tiempo pues fueron beneficiados por la depredación de los peces sobre su depredador principal, los copépodos. Otro factor que pudo contribuir a una baja depredación de los rotíferos sobre los ciliados sería el hecho de que varias de las especies de rotíferos presentes fueron de tamaño pequeño (López, 2012), lo cual dificulta su consumo sobre ciliados que llegaron a tener un tamaño similar al de ellos.

Discusión parámetros ambientales

Temperatura

Con relación a la temperatura es un factor importante dentro de los ecosistemas acuáticos epicontinentales porque, además de establecer la estratificación del agua, regula las tasas de reacción química y procesos biológicos (Lampert y Sommer, 1977).

De acuerdo con Hutchinson (1957) es posible ubicar al lago Tezozomoc como tropical ya que este autor considera intervalos 20°C a 30°C como usuales para lagos tropicales y en este caso la temperatura fue mayor y con temperaturas menores a 20°C. Así mismo es posible comparar dichos intervalos de características similares al del Tezozomoc con lagos de la ciudad de México el comportamiento térmico resulta parecido (Lugo 1998). Debido a su poca profundidad y su reducido tamaño el comportamiento térmico es parecido y se compara con estanques (Fairchild et al., 2005).

Es importante mencionar que Verver y Vargas (2005) realizó un estudio de parámetros físicos y químicos en el lago Tezozomoc para la época de lluvias donde la temperatura tuvo variaciones de 18.7°C a 23.5°C, muy similar a este estudio. Por otra parte, como ya se mencionó, la variación vertical que se presentó durante el estudio fue alrededor de 1°C dentro de la columna de agua este comportamiento es típico de los lagos someros polimícticos ya que presenta una estratificación; en el día y por la noche se rompe permitiendo una circulación de agua. Los muestreos para este trabajo se realizaron durante la mañana, esto puede ser un factor que demuestre la presencia de una estratificación (Verver y Vargas 2005).

Conductividad

Los valores medidos en el presente experimento coinciden con lo reportado por Verver y Vargas, (2005) y Cabral, (2006) en donde la conductividad fue similar con valores de 600 a 1000 y 850 a 930 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente; En la grafica 8. Se muestra que los tratamientos abiertos son los que presentan una mayor conductividad seguida del lago, y por último los tratamientos cerrados. Esto se puede atribuir a que los tratamientos abiertos tuvieron intercambio de

agua con el lago y mantuvieron condiciones mayores a éste; aunado a que el agua de estos tratamientos estuvo en contacto con el sedimento que pudo aportar algunos minerales que contribuyeron a la conductividad. Caso contrario con los tratamientos cerrados, que al permanecer aislados del lago, no tuvieron un reabastecimiento de agua del lago y estuvieron expuestos a los aportes de las lluvias que provocaron la dilución de las sales y la disminución de la conductividad.

pH

Como se observa en la Fig 9 durante la época de lluvias el pH presentó un comportamiento constante en los tratamientos y el lago. Los valores oscilan entre 9 y 10 lo cual señala que la mayor parte del tiempo el lago presenta condiciones básicas, al menos durante la temporada de lluvias.

Los valores registrados del pH en lagos hipertróficos como Tezozomoc, se deben a la gran cantidad de CO_2 que es retirado de la solución por la fotosíntesis del fitoplancton, causando que el equilibrio de los carbonatos y bicarbonatos se desplace hacia las condiciones básicas. Estos valores coincidieron con los obtenidos por Arzate (2002), que reporta valores de 7.9 a 10.06; Botello (2002), encontró oscilaciones entre 7.9 a 10, Rodríguez (2006) oscilaciones que van de los 6.6 a 10.3, (Verver y Vargas 2005) 9 a 10.

Este fenómeno es particular de los lagos urbanos, como los lagos de Chapultepec con valores de 8.76 y 9.97 (Alcocer, 1988), en el lago Huetzalin, en Xochimilco marcó entre 7.93 y 10.52. (Enríquez, 2004).

La mayoría de ellos son llenados con aguas tratadas parcialmente y por ello son altamente productivos.

En cuanto a los tratamientos cerrados, (PC) y (SC) fueron más elevados que en los abiertos, (PA y SA) indicando la ocurrencia de una actividad fotosintética más intensa y un mayor consumo de CO_2 (Verver y Vargas, 2005), incrementando así el pH. En lo que respecta a la diferencia PC y SC, posiblemente se deba al el acumulo de materia orgánica, ya que el tratamiento

PC muestra disminución en el pH asociada a procesos de degradación del fitoplancton sedimentado.

Oxígeno disuelto

Los tratamientos que permanecieron en contacto con el sedimento tuvieron una mayor demanda de oxígeno por la degradación bacteriana, ya que presentaron valores de 2.12 a 12.10 mg L⁻¹ en la zona superficial estos valores fueron menores al lago y a los tratamientos cerrados; en cambio, en la parte superficial de los tratamientos cerrados los valores de oxígeno disuelto fueron más altos variando de 8.2 a 18.5 mg L⁻¹, este efecto se pudo ver favorecido al no tener contacto con el lago y una presentar una menor circulación de agua, estos promedios obtenidos en los tratamientos y el lago son muy parecidas a estudios realizados por Arzate, (2002) que tuvo valores promedio de 13.19(µg/L). También Verver y Vargas (2005) presentaron un intervalo de 0 a 20 (µg/L) estos son valores muy parecidos a este trabajo. Alcocer (1995) menciona que estas variaciones son típicas de lagos eutróficos someros, condiciones que prevalecen en este lago.

Fosforo

En este trabajo se presento elevadas concentraciones de fosforo resultado similar al de otros trabajos hechos en el mismo lago como el de Oliva, *et al* (2008), que presenta una concentración promedio de 2.21 mg L⁻¹ de fósforo reactivo disuelto. Hay que mencionar que los valores de este estudio fueron un poco mayores debido a que se midió fosforo total. Enríquez (2004), en el lago Huetzalin midió una concentración de 0.14 a 3 mg L⁻¹.

Como se puede observar en la Fig 11, el lago fue el que presento la mayor concentración de fosforo seguido de el tratamiento (PA), mientras que el tratamiento peces cerrado (SA) fue el que presento la menor concentración.

El fósforo a diferencia de otros elementos, presenta un ciclo químico sedimentario, proporcionando una reserva de de fosforo al lago en el sedimento (Ángeles, 2010).

Estas diferencias también pudieron deberse a las condiciones anaerobias que se presentaron en la zona profunda el lago y de los mesocosmos abiertos, ya que en estas condiciones el fósforo ligado al hierro puede ser liberado desde el sedimento y se vuelve a disolver en la columna de agua (Wetzel, 2001).

Nitrógeno

Las concentraciones en el lago fueron mayores a los tratamientos PA, PC, SA y SC, Siendo (SC) el que presentó el valor mayor para los tratamientos estas diferencias pueden deberse a la fase gaseosa que presenta este elemento. Debido a que en la zona profunda de los tratamientos se presentaron concentraciones bajas de oxígeno, los nitratos presentes pudieron ser reducidos a nitrógeno gaseoso mediante el proceso de des nitrificación (Brönmark y Hansson, 2006).

Trabajos como el de Verver y Vargas (2005), reportan oscilaciones en $N-NO_3$ de 0.5 a 5.86 $mg L^{-1}$, Jiménez (2007), que reporta concentraciones entre 1 a 3 $mg L^{-1}$ en los canales del lago de Xochimilco, estas son más bajas que en el presente trabajo debido a que se trata de medidas de nitrógeno como nitratos mientras que los presentes datos son de nitrógeno total.

De acuerdo con los valores medidos para el lago Tezozomoc está en un intervalo de bajo a medio lo que caracteriza a los lagos hipertróficos. En aguas subterráneas y en efluentes de plantas de tratamiento la nitrificación biológica puede alcanzar niveles elevados mayores a 20($\mu g/L$) de nitrato como de nitrógeno, lo que es problemático para la salud de los mismos e indican una agua de pobre calidad (Ángeles, 2010).

Clorofila a

De acuerdo a los valores registrados de clorofila a nos indican condiciones de eutrofización en el lago del parque Tezozomoc considerando la clasificación de la OCDE (1982), y por Verver y Vargas (2005) un estado hipertrófico, ya que los valores registrados, son mayores a las concentraciones de nutrimentos que predominan en un estado eutrófico; estos valores favorecen florecimientos de cianobacterias, además de grupos característicos -de lagos hipertróficos- como Chlorophyceae, Chryptophyceae, Euglenophyceae (Oliva 2008).

En cuanto al comportamiento de los tratamientos presentaron valores menores al lago fig 13. esto se puede atribuir que no tienen contacto con los nutrimentos del lago, por otra parte quizá no sea suficiente el movimiento del agua dentro de los mesocosmos para mantener en suspensión al fitoplancton y este a su vez se fue sedimentando o adherido a las paredes de los mesocosmos. También puede asociarse al consumo por parte de los organismos del zooplancton, especialmente de rotíferos y cladóceros, el cual se confirmó a través de la correlación negativa de estos grupos con la concentración de clorofila a.

Los valores reportados en este trabajo coinciden con los encontrados por Morlan (2010), donde midió variaciones que fueron de 43 a 364.8 $\mu\text{g L}^{-1}$; este trabajo fue realizado en la temporada de secas, lo cual muestra un panorama de condiciones productivas que se encuentran en el lago como resultado de las grandes cantidades de nutrimentos presentes, y que a su vez, son las responsables de las condiciones superficiales sobresaturadas de oxígeno disuelto.

Por lo que la clorofila a que depende de gran medida del contenido de nutrientes disueltos en el agua y cantidad de la luz disponible (Riolobos *et al*, 2002) tuvo una relación ($r^2 = 0.44$, $P = 0.0001$) con el grupo de ciliados estos organismos tienen una relación positiva con este parámetro ya que se alimentan principalmente de algas y algunas bacterias.

Conclusiones

El análisis estadístico mostró que si existieron diferencias significativas entre los tratamientos con peces y los que no tuvieron peces, lo que se atribuye que los peces consumieron el zooplancton presentando un efecto indirecto favorable sobre la riqueza y abundancia de ciliados.

El análisis estadístico realizado mostró que no hubo diferencias significativas entre los tratamientos que tienen contacto con el sedimento abiertos y cerrados, lo cual no hay un efecto del sedimento sobre los ciliados y las bacterias.

Se determinaron trece especies de protozoos ciliados durante el estudio lo que señala una cantidad baja de variedad, lo que permite su presencia como eslabón importante en la cadena trófica, los ciliados sirvieron como alimento de organismos mayores cuando estos surgieron.

Paramecium aurelia fue el organismo más abundante en todo el estudio, presentándose en todos los tratamientos y en el lago durante la época de lluvias.

Las especies que se presentaron con mayor abundancia durante todo el estudio fueron: *Bursellopsis nigricans*, *Burcellopsis nigricans* var. *truncata*, *Actinobolina wenrichii*, *Paramecium aurelia*, *Paramecium caudatum*

Se identificaron tres morfotipos bacterianos: cocos, bacilos y espirilos, de los cuales los cocos fueron los más abundantes.

Las variables ambientales como el oxígeno disuelto, pH, fósforo total, conductividad y clorofila *a* presentaron diferencias significativas entre los tratamientos cerrados, abiertos y con el lago

Las variables ambientales como temperatura, concentración de nitrógeno total no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos.

Se presentó una correlación negativa entre los ciliados y la especie de copépodo juvenil *Acanthocyclops* del complejo *robustus-vernalis-americanus*, lo que explica su consumo sobre los ciliados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A.P.H.A.1995.Standard methods for examination of water and waste water. (19th ed.). Washington, D.C.
- Ángeles, O., Fernández, M.F., Gama, J.L., Pavón, E.L. y Ramírez, T. 2010 Análisis de calidad del agua. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.132 pp.
- Alcocer, J. 1988. Caracterización hidrobiológica de los lagos de Chapultepec. México. Tesis de Maestría (Oceanografía Biológica y Pesquera). UACPYP, ICMYL, UNAM. 89p
- Alcocer,J.y Lugo,A.1995. The urban lakes of Mexico City. (Lago Viejo de Chapultepec). *Lakeline*.15(2):14-31.
- Arzate,G.2002. Contribución al estudio de la alimentación de *Poecilia reticulata* y su relación con algunos parámetros ambientales en el lago del Parque Tezozómoc de julio a diciembre del 2002.Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala Universidad Nacional Autónoma de México.41pp.
- Bick,H.1972.Anillustratedguidetociliatedprotozoausedasbiologicalindicatorsinfreshwaterecology.W.H.O.Ginebra.198pp.
- Birch, S. and McCaskie, J. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*.395/396: 365-377.
- Botello,A.C.2002. Estudio de algunos aspectos reproductivos de *Poecilia reticulata* (*Pisces:Poeciliidae*) del lago del parque Tezozómoc, Azcapotzalco. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México.83pp.
- Burns, C.W. y M. Schallemborg.1996. Relative impacts of copepods, cladocerans and nutrients on the microbial food web of a mesotrophic lake.*J. Plank. Res.*18:683-714
- Cabral,C. 2006. Variación espacio-temporal de los protozoos (Phylum Ciliophora) del lago urbano Tezozómoc. Tesis Profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 44pp.
- Carpenter,S.R.,Kitchell,J.F.yHodgson,J.R.1985.Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*.35:634-639.
- Cole, J.J. 1999. Aquatic Microbiology for Ecosystem Scientists: New and Recycled Paradigms in Ecological Microbiology. *Ecosystems*. 2: 215–225

Contreras, G. A. M. y Rivera, O. F. A. 2003. Diagnostico ambiental del lago del Parque Tezozómoc. Azcapotzalco. D.F. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 49pp.

DaSilva, E.M., Navarro, M.F., Barros, A.F., Mota, M.F. y Chastinet, C.B. 1999. The utilization of *Poeciliareticulata* as a biomonitor in the environmental recovery of an aquatic ecosystem. *Ecotox. and Environ. Rest.* 2(2):51-55.

DaSilva, E.M., Navarro, M.F., Barros, A.F., Mota, M.F. y Chastinet, C.B. 1999. The utilization of *Poeciliareticulata* as a biomonitor in the environmental recovery of an aquatic ecosystem. *Ecotox. and Environ. Rest.* 2(2):51-55.

Declerck, S., Geenens, V., Podoor, N., Conde, P.J.M. y DeMeester, L. 2003. Intraspecific density dependence in the dynamics of zooplankton under hypertrophic conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:919-928.

Drenner, R.W., Threlkeld, S.T. y McCracken, M.D. 1986. Experimental analysis of the direct and indirect effects of an omnivorous filter-feeding clupeid on plankton community structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:1935-1945

Enríquez, G. C. 2004. Estudio de campo y laboratorio de la dinámica poblacional de los rotíferos y cladóceros de la zona litoral del lago Huetzalin, Xochimilco. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. 84 pp.

Escobar-Briones, E., Cortés-Aguilar, M. García Ramos, L. M. García-Ortiz y Simas-Del Castillo, A.Y. 2002. Structure of pond community in Central México. *Hydrobiologia* 467: 133-139.

Fairchild, G.W., Anderson, J.N. y Velinski, D.J. 2005. The trophic state chain of relationships in ponds: does size matter *Hidrobiologia*. 539:35-46

Fernández, G.E., Navarrete, S.N.A., Fernández, G.J.L., Contreras y Rivero, G. 2006. Crecimiento, abundancia y biomasa de *Poeciliareticulata* en el lago urbano del Parque Tezozómoc de la Ciudad de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del ambiente*, julio-diciembre. 12(2):155-159.

Finlay, B. J. 1978. Community production and respiration by ciliated Protozoa in the benthos of a small eutrophic loch. *Freshwater Biol.* 8:327-341.

Finlay, B.J. y Guhl, B.E. 1992. Plankton sampling-freshwater. En: Lee, J.J. y Soldo, A.T. (eds.). *Protocols in protozoology*. Society of protozoology. Kansas, EUA. pp. B1.1.-B1.5.

Finlay, B.J., Rogerson, A. y Cowling, A.J. 1988. A beginners guide to the collection, isolation, cultivation and identification of fresh water protozoa.

Foissner, W. 1994. Progress in taxonomy of planktonic freshwater ciliates. *Mar. Microb. Food Webs* 8: 9-36.

Foissner, W. y Berger, H. 1996. **A user friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes and waste waters with notes on their ecology.** *Freshwat. Biol.* 35: 375-482.

Foissner, W., Blatterer, H., Berger, H. y Kohmann, F. 1991. **Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems.** Band I: Ciliophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. *Informationsberichte des Bayer, Landesamtes für Wasserwirtschaft*, Munich, 1/91. 478 pp.

Foissner, W., Berger, H. y Schaumburg, J. 1999. Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates. *Informationsberichte des Bayer, Landesamtes für Wasserwirtschaft*, Heft. 3/99.

González de Infante, A. 1988. El plancton de las Aguas Continentales. Monografías Científicas, Serie de Biología No. 33. Secretaria General de los Estados Americanos, Washington, D. C.

Guzmán, O. 2012. Efecto de los nutrientes sobre el crecimiento y composición de los rotíferos planctónicos del Lago Tezozomoc, Azcapotzalco, D.F. Tesis de Licenciatura (Biología). FES Iztacala, UNAM.

Hutchinson, G. E. 1957. A Treatise on Limnology. Geography, physics and chemistry of Lakes. Vol. 1. John Wiley & sons, Nueva York. 1015 pp.

Jeppesen, E., Sondergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huzsa, V. y Scasso, F. 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. En: Reddy, V.M.V. (ed.) Restoration and management of tropical eutrophic lakes. Science Pub., New Hampshire. 340-360pp.

Jürgens, K., Arndt, H. y Rothhaupt, K.O. 1994. Zooplankton Mediated changes of bacterial community structure. *Microb. Ecol.* 27:27-42.

Kahl, A. 1930-1935. Urtiere Orden Protozoa. I Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria), eine Bearbeitung der freilebenden und ectocommensalen Infusorien der Erde, unter Ausschluss der Marinen Tintinnidae. En: Dahl, F. Die Tierwelt Deutschlands. Teil 18(1930), 21(1931), 25(1932), 30(1935). Gustav Fischer, Jena. 886pp.

Kudo, R.R. 1982. Protozoología. CECSA, México. 905 pp.

Küppers C. G, E. C. Lopretto & C. M. Claps. 2006. Morphological aspects and seasonal changes of some planktonic ciliates (Protozoa) from a temporary pond in Buenos Aires Province, Argentina. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 1(2): 72-90.

Lair, N., Leveille, J. C., Reyes-Merchant, P. y Takeb, H. 1994. The feeding of a larval fish, *Lebistes reticulata*, on ciliates and rotifers. *Mar. Microb. Food Webs*. 8:337-345.

Lampert, W. Y Somer, 1997. *Limnological: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. 382 pp.

Laybourn-Parry, J. 1984. *A Functional Biology of Free-Living Protozoa*. University of California Press. Los Angeles, California. 218pp.

Lee, J., E. Small, D. Lynn & E. Bovee. 1985. Some techniques for collecting, cultivating and observing Protozoa: 1-7. *In*: Lee, J., S. Hutner & E. Bovee (Eds.), *An illustrated guide to the Protozoa*, Allen Press. 629 pp.

Lee, J.J. y Soldo, A.T. 1992.(eds.). *Protocols in protozoology*. Society of protozoology. Kansas, EUA. pp. C4.1.-C4.10.

Lugo, A., Ma. Del R. Sánchez, Ma. E. González y J. Alcocer. 1998. Temporal patterns of planktonic ciliates abundance in three eutrophic urban lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1626-1630.

Lynn, D.H. 1992. Protargol staining. *En*: Lee, J.J. y Soldo, A.T. (eds.). *Protocols in protozoology*. Society of protozoology. Kansas, EUA. pp. C4.1.-C4.10.

Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Ed. Omega. Barcelona. 1010 .pp.

Marker, A.F.H., C.A. Crowther R.J.M. Jun. 1980. Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll a and phaeopigments by spectrophotometry. *Archiv. Hydrobiol. Beih. Ergebnisse der Limnolog.* 14: 52-69.

Meffe, G.K. y Snelson, F.F. 1989. *Ecology and evolution of live bearing fishes (Poeciliidae)*. Prentice-Hall, Inc. Engewood. Ciffs, New Jersey. 453pp.

Merlos, H. J. A., Guzmán, S. S., Rosales, L. J. C., Flores, V. E., Cruz, C. R., Castañeda, B. M. T. y Pérez, H. T. 2004. Evaluación de la calidad del agua del lago Tezozomoc y su efecto ambiental. XIV Congreso Nacional de ingeniería Sanitaria y ciencias Ambientales. Carteles Área de Química. Departamento de Ciencias Básicas e Ingeniería. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco.

En Línea [<http://www.femisca.org/publicaciones/XIVcongreso/XIVCNIS156.pdf>]

Montserrat. M. D. V. *Ciliados Marinos*, 2000. Tratado de investigación científica.

Montagnes, D.J.S., J.F. Dower y G.M. Figuereido. 2010. The protozoan plankton trophic link: An overlooked aspect of aquatic trophic webs. *J. Eukaryot. Microbiol.* 57:223-228

Natural Environment Research Council-CCAP. Windermere, Gran Bretaña. 78 pp.

Nicole, L., J.C.L., Patricia R.M., 1994, The Feeding of larval fish, *Lebistes reticulatus*, on ciliates and rotifers. 337-345.

OECD (Organisation for economic co-operation and development). 2006. Guidance document on simulated lentic freshwater field tests (outdoor microcosms and mesocosms). OECD Series on Testing and Assessment No. 53. OECD Environmental Directorate. París. 37 pp.

Oliva, M.M.G., Rodríguez, R.A., Lugo, V.A. y Sánchez, R. M. R. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago hipertrófico. *Hidrobiológica.* 18:1-13.

Pace, M.L. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.* 31: 45-55

Pace, M.L. y E. Funke. 1991. Regulation of planktonic microbial communities by nutrients and herbivores. *Ecology* 72: 904-914

Porter, G. K. y Feig, S. Y. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25(5): 943-948.

Quezada, L. A. P. 2011. Interacciones Tróficas del pequeño pez omnívoro *Poecilia reticulata* en lago somero hipertrófico. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 32 p.

Quirós, R. 2007. Manejo y recuperación de lagos urbanos. Documento de Trabajo del Área de Sistemas de Producción Acuática No. 6. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Ramírez, R., J. L. Gutiérrez y A. Vargas. 2005. Respuesta de la comunidad fitoplanctónica a experimentos de eutrofización artificial realizados en la represa la Fe, El Retiro, Antioquia, Colombia. *Caldasia* 27(1): 103-115

Rao, T.R. y Kumar, R. 2002. Patterns of prey selectivity in the cyclopoid copepod *Mesocyclops thermocyclopoides*. *Aquat. Ecol.* 36: 411-424

Riolobos, P., Álvarez, C.M., Rojo, C., Rodrigo, A.M., Ortega, M.C., y Cirujano, S. 2002. Técnicas habituales y biológicas del grupo de investigación del agua. Ed. Madrid, España, 6-80pp.

Rodríguez, R. A. 2006. Variación espacio-temporal del fitoplancton en el lago Tezozómoc, Azcapotzalco, Distrito Federal. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 47 pp.

Rojas, P. E., Gamboa, B. M., Villalobos, R. S., Cruzado, V. F. 2004. Eficacia del control de larvas de vectores de la malaria con peces larvívoros nativos en San Martín, Perú. *Rev Peru Med. Exp. Salud pública* 21: 44-50

Sánchez, Ma. del R., Oliva, Ma. G., Castillo, J. M. y Lugo, A. 2007. El Lago del Parque urbano Tezozómoc. En: De la lanza, G. (Ed.) Las aguas interiores de México, conceptos y casos. AGT Editor. México, D.F. 126-139.

Sánchez, R. M. R., Lugo, V. A., Oliva, M. M. G., Verver y Vargas, G. J., Rodríguez, R. A. y Peralta, S. L. 2011. Ciliates in a hypertrophic lake: functional role and importance. *Jour. of Env. Biol.* 32: 497-503

Schueler, T. y Simpson, J. 2001. Why Urban Lakes Are Different? *Watershed. Prof. Tech.* 3:747-750.

Simon, D. y S. Helliwell. 1998. Extraction and quantification of chlorophyll a from freshwater green algae. *Wat. Res.* 32:2220-2223.

Simek, K., Jürgens, K., Nedoma, J., Comerma, M. y Armengol, J. 2000. Ecological role and bacterial grazing of *Halteria* sp.: small freshwater oligotrichs as dominant pelagic ciliate bacterivore. *Aquat. Microb. Ecol.* 22:43-56.

Solano, B. N. 2002. Aspectos reproductivos de *Poecilia reticulata* (Pisces; Poeciliidae) en el lago del parque Tezozómoc, Azcapotzalco de enero a junio del 2001. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala Universidad Nacional Autónoma de México. 41p.

Sommaruga, M. 1995. Microbial and classical food webs: A visit to a hypertrophic lake. *FEMS Microbial Ecology.* 17:257-260.

SONDERGAARD, M., J. P. JENSEN, AND E. JEPPESEN.. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509: 135–145.

Vanni, M. J. 1986. Fish predation and zooplankton demography. *Ecology.* 67:337–354.

Verver y Vargas, G. J. 2005. Dinámica espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos y su relación con la clorofila a en un lago urbano eutrófico. Tesis Profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 55 pp.

Villafranco, C.A.J. 2000. Aves fauna del Parque Tezozómoc Azcapotzalco. México, D.F. Tesis profesional. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 63pp.

Vrede, K. 2005. Nutrient and temperature limitation of bacterioplankton growth in temperate lakes. *Microb. Ecol.* 49: 245-256.

Travis, W. 1996. Contaminación, causas y efectos. Gernika, México. 30p.

Wetzel, R.G. y Likens, G.E. 2000. Limnological analyses. Saunders Company. Philadelphia /London/Toronto. 357pp.

Wiackowski, K., M.T. Brett y C.R. Goldman. 1994. Differential effects of zooplankton species on ciliates community structure. *Limnol. Oceanogr.* 39: 486-492

Wickham, S.A. 1998. The direct and indirect impact of *Daphnia* and *Cyclops* on a freshwater microbial food web. *J. Plank. Res.* 20: 739-755

Wolf, M. 2002. Concepts and approaches for marine ecosystem research with reference to the tropics. *Rev. Biol. Trop.* (50)2: 395-414.

Zingel, P., T. Paaver, K. Karus, H. Agasild y T. Noges. 2012. Ciliates as the crucial food source of larval fish in a shallow eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 57: 1049-1056

[http://www.ciudadmexico.com.mx/attractivos/parque_tezozomoc.htm]