



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA**

**“INFLUENCIA DE LOS PECES SOBRE EL
FITOPLANCTON DE UN LAGO HIPERTRÓFICO
URBANO EN CONDICIONES DE MESOCOSMOS
EN ÉPOCA DE SECAS.”**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
B I Ó L O G O
P R E S E N T A:
J A I M E M E J Í A F A R F Á N

DIRECTORA DE TESIS:
M. EN C. MARÍA GUADALUPE OLIVA
MARTÍNEZ



TLALNEPANTLA, ESTADO DE MÉXICO

2013



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

El presente trabajo se realizó en el laboratorio de limnología del proyecto de investigación en limnología tropical (PILT) de la Unidad de Investigación Interdisciplinaria en Ciencias de la Salud y la Educación, y en el laboratorio de Botánica de la Unidad de Morfología y Función de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM.

Dirigido por la M. en C. Ma. Guadalupe Oliva Martínez.

Revisado por el jurado siguiente:

Dr. Alfonso Lugo Vázquez
Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez
M. en C. Ma. Guadalupe Oliva Martínez
QFB. Esperanza Robles Valderrama
M. en C. Laura Peralta Soriano

Agradezco al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera (PAPCA) 2010-2011, cuyos recursos permitieron la realización de esta tesis.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, por darme la oportunidad de estudiar esta grandiosa carrera que aporta conocimientos a cada una de las ciencias y humanidades. Ha enriquecido mi perspectiva de vida.

A mi directora de tesis, la M. en C. María Guadalupe Oliva Martínez por brindarme su confianza, apoyo, paciencia y su valioso tiempo para la realización de este trabajo. Gracias Maestra por sus enseñanzas y su amistad, no es fácil encontrar a una persona de tan grande calidad humana y profesional como usted. He disfrutado de todo el entorno en el que gracias a usted he tenido oportunidad de desarrollarme profesionalmente y conocer a buenas personas. Me considero afortunado de conocerla.

A mis sinodales por otorgarme su confianza, conocimientos y su amistad:

A la M. en C. Laura Peralta, por todas sus observaciones al proyecto de tesis, y su tiempo dedicado en la elaboración del cartel para el congreso. Gracias Laura.

Al Dr. Alfonso Lugo, por su tiempo, aun con todas sus ocupaciones y el enriquecimiento que le dio a este trabajo.

A la Dra. María del Rosario Sánchez, por sus atenciones y comentarios de apoyo para que yo pudiera concluir con la tesis.

A la QFB Esperanza del Socorro Robles, por el aporte de sus conocimientos en los factores físicos, químicos y ambientales.

DEDICATORIAS

A mis padres, Cándido y Blanca

Porque todo lo bueno que soy y puedo ser, se lo debo a ellos. Por toda la paciencia que me han tenido. Con ustedes he aprendido a hacer solo lo correcto, y todo lo que tengo es porque me han enseñado la senda del trabajo, la responsabilidad y la sapiencia para superar las adversidades. He llegado a la conclusión de que no me alcanzaría la vida para pagarles todo lo que han hecho por mí. Son parte esencial para este gran logro en mi vida.

A mi sobrina Mónica

Por el entusiasmo que tiene para realizar todo lo que se propone, por su cariño, y por ser una gran exponente para un mejor futuro de la biología.

A mis hermanos: Lupe, Lulú, Javier, Héctor y Elsa. Ustedes enriquecen toda mi vida.

INDICE

Resumen.....	6
Introducción.....	7
Antecedentes.....	10
Objetivo general.....	13
Objetivos particulares.....	13
Área de estudio.....	13
Material y métodos.....	14
Trabajo de campo.....	14
Trabajo de laboratorio.....	16
Análisis de datos.....	17
Resultados y discusión.....	17
Riqueza específica y abundancia.....	17
Frecuencia vs abundancia de las especies.....	17
Dominancia de las especies.....	20
Tratamiento con peces y sin peces.....	21
Mesocosmos.....	23
Factores físicos y químicos.....	25
Temperatura.....	25
Conductividad (K ₂₅).....	26
Oxígeno.....	26
pH.....	26
Nutrientes y clorofila <i>a</i>	26
Correlaciones.....	27
Conclusiones.....	36
Apéndice, lista sistemática.....	37
Bibliografía.....	40

RESUMEN

Recientemente los lagos urbanos han adquirido gran importancia, por su atractivo estético, recreativo y cultural. Estos sistemas, presentan características particulares dependiendo de la calidad del agua con la cual es llenado. En la ciudad de México la carencia y problemática de este recurso, ha ocasionado que los lagos urbanos sean llenados con agua tratada y por lo mismo, propician condiciones ecológicas que permiten el desarrollo masivo de algunas especies de fitoplancton que alteran su calidad. Para diversos estudios es necesario crear sistemas experimentales (mesocosmos), en los que básicamente se reproduce artificialmente un sistema cerrado o semicerrado con masas de agua, en donde se puede tener y controlar el registro de parámetros bióticos y abióticos como lo son la producción de fitoplancton, predadores, nivel de nutrientes, temperatura, entre otros. En este estudio se analizaron en condiciones de mesocosmos el efecto que pueda ejercer el pez *Poecilia reticulata* (guppy) sobre el fitoplancton que se encuentra en este tipo de lagos, y se evaluaron los factores bióticos y abióticos implicados, que propiciaron las condiciones de hipertrofia. Se instalaron dentro del lago en la zona limnetica seis mesocosmos de 80 L de capacidad, fueron divididos en dos tratamientos: uno con peces (PA) y otro sin peces (SA), ambos abiertos al sedimento, con peces y sin peces. En este estudio la relación entre los peces y el fitoplancton, no mostró diferencias en cuanto a la densidad de cel ml^{-1} , sin embargo, con el zooplancton si se observaron diferencias entre los tratamientos, la clase Chlorophyceae fue la más abundante, con mayor número de especies identificadas y especies dominantes presentes en los dos tratamientos y el lago. Se observó una relación negativa significativa entre el zooplancton y el fitoplancton, señalando un posible efecto indirecto de los peces sobre el fitoplancton a través de la depredación sobre el zooplancton. El consumo del fitoplancton por los peces y el zooplancton, implica una competencia de pastoreo, lo que nos puede decir que esta puede ser la razón por la cual no se observa una diferencia significativa entre los dos tratamientos.

INTRODUCCION

El fitoplancton como organismos fotosintetizadores, juegan un papel importante tanto en la circulación de materiales como en el flujo de energía de los sistemas acuáticos. Su presencia controla a menudo el crecimiento, la capacidad reproductora y las características de las poblaciones de otros organismos acuáticos (Kuang *et al.*, 2004). La variación de la tasa de producción primaria del fitoplancton en los lagos templados esta regulada por factores como la temperatura, radiación solar disponible, la concentración de nutrientes, el consumo por parte de los herbívoros, el parasitismo y la competencia (Wetzel, 2001). Es un importante componente biótico en lagos someros eutróficos. Su composición específica y funcional puede dar valiosa información sobre el funcionamiento hidrológico y trófico de los lagos (Huszar *et al.*, 1998, Kruk *et al.*, 2002).

La eutrofización de los ambientes acuáticos es un proceso originado por el incremento de nutrientes, que se traduce en una alta y fluctuante densidad del fitoplancton y frecuentes cambios en su composición (Pollinger, 1986). El rápido y continuo aporte de nutrientes hacia los cuerpos de agua de diversas regiones del mundo, ha ocasionado que muchos de ellos alcancen el estado de eutrofia extrema, denominado hipertrofia (Alvarez –Cobelas y Jacobsen, 1992), que se caracteriza por muy elevadas concentraciones de nutrientes, así como de la clorofila *a*, generalmente de origen fitoplanctónico (Oliva *et al.*, 2008).

Los efectos del fenómeno de la eutrofización, consistentes en el incremento desmedido de los productores primarios y de la generación excesiva de materia orgánica, conducen a un proceso de envejecimiento acelerado de los cuerpos acuáticos y a un deterioro de las condiciones del agua, con efectos nocivos para los organismos acuáticos pero también para los posibles usos por parte de los seres humanos (Schindler 2006).

El excesivo crecimiento de fitoplancton, el cual esta controlado por factores como la luz, la temperatura, y los nutrientes limitantes de crecimiento tales como nitrógeno, fósforo, dióxido de carbono y sílice. El fósforo es el nutriente limitante más común en los lagos oligotróficos de agua dulce (Graham y Wilcox, 2000). Sin embargo una gran carga de fósforo complica la situación en aguas eutróficas, el sedimento del lago a menudo retrasa la liberación de la carga interna de fósforo, que es depositada después de una carga externa (Jeppesen *et al.*, 1990). El

fósforo liberado del sedimento al agua puede ser tan intenso y persistente que incrementa substancialmente su biodisponibilidad y consecuentemente la biomasa de las algas (Knutila *et al.*, 1994).

En la actualidad existe una evidencia creciente de que el nitrógeno también puede actuar como nutriente limitante, sobre todo en aquellos casos de sobre-enriquecimiento de fósforo donde disminuye el valor de la relación N:P (Camargo-Alonso 2007). A diferencia del fósforo, el nitrógeno no se inmoviliza químicamente en el sedimento, y se intercambia con mayor facilidad en la atmosfera. Bajo ciertas condiciones puede escapar como gas, y además de la presencia de cianobacterias que pueden fijar el nitrógeno gaseoso para usarlo en su metabolismo (Scheffer 1998).

Los lagos someros pueden pasar de un estado de aguas transparentes y dominados por vegetación a un estado de aguas turbias sin vegetación cuando se encuentran sometidos a un proceso de eutrofización (Bécares *et al.*, 2004) (Fig. 1). Cuando la concentración de nutrientes en el sistema es pequeña ($< 0,025-0,030 \text{ mg L}^{-1}$ PT) podemos considerar que el cuerpo de agua es “oligotrófico” aunque ese límite no corresponda con los intervalos generalmente aceptados en los lagos profundos (Vollenweider y Kerekes 1980). En estas condiciones los lagos suelen tener poca cobertura vegetal y las comunidades acuáticas son relativamente pobres en especies. Las aguas son muy transparentes como consecuencia de la escasa producción de fitoplancton. El control por los depredadores suele ser muy eficaz (Jeppesen 1998).



Figura 1. A) Posibles estados alternativos en lagos someros a medida que aumenta la concentración de nutrientes. A concentraciones intermedias los lagos pueden estar en uno u otro estado dependiendo de

la presencia o no de vegetación acuática. B) concentraciones propuestas para clasificar los lagos someros según la directiva Marco del Agua (Moss *et al.*, 2003).

Mientras que con un aumento en el nivel de nutrientes en el lago (entre 0,025 y 0,1 mg PT L⁻¹), el zooplancton, los macroinvertebrados, la vegetación, los anfibios y peces, etc. consiguen su máximo de riqueza y biomasa y las redes tróficas se estructuran alcanzando el máximo número de niveles posibles (Jeppesen *et al.*, 2000).

Cuando la concentración de nutrientes es más elevada (normalmente por encima de 0,1 mg L⁻¹ PT), las comunidades lacustres vuelven a empobrecerse. Con el incremento de la turbidez, el lago presentará un estado turbio causado tanto por el exceso de algas como por la resuspensión de sedimentos provocada por el viento en ausencia de vegetación (Weisner *et al.*, 1997). En estas condiciones el fitoplancton no puede ser controlado por el zooplancton. La ausencia del refugio vegetal para los crustáceos planctónicos les hace vulnerables a la depredación por los peces, lo que favorece aun más el crecimiento del fitoplancton y a toda una serie de mecanismos en cascada que refuerzan el mantenimiento de la fase turbia. Entre ellos se incluye el cambio de comunidades algales hacia otras menos depredadas por el zooplancton (De Bernardi y Giussani 1990). El estado característico de los lagos hipertróficos es el de un sistema turbio, empobrecido en especies y con una gran biomasa de fitoplancton y de peces bentívoros. La actividad de estos peces, que remueven el sedimento, contribuirá aun mas a la turbidez (Jeppesen *et al.*, 2000). Los peces no solo controlan cuantitativamente las poblaciones de sus presas, si no que también pueden alterar tanto la estructura y la diversidad demográfica (e incluso la morfología y comportamiento) de la presa (Vanni, 1986; Gliwicz, 1990, Hansen y Jeppesen, 1992; Moss, 1998; Jacobsen *et al.*, 1997).

Los peces omnívoros que se alimentan por filtración (como el caso de consumidores de plantas vivas y muertas y materia animal) no sólo suprimen el macrozooplancton, sino que también actúan como “bombas de nutrientes” a causa de que los consumen en forma de perifiton y detritus sedimentado y entonces excretan los nutrientes en forma disuelta dentro de la columna de agua (Lamarra, 1975; Brabrand *et al.*, 1990). Los nutrientes transportados en la columna de agua quedan disponibles para las comunidades de plancton. Dado que los peces omnívoros pueden mejorar el fitoplancton por supresión de zooplancton y actividades de bombeo de nutrientes, no necesariamente son afectados por el desarrollo de las poblaciones de cianobacterias con un aumento de la eutrofización (Drenner *et al.*, 1996). *Jenynsia multidentata* un pequeño pez omnívoro-planctívoro, frecuentemente es abundante y hábil para

persistir a bajos niveles de oxígeno y en condiciones de agua turbia, es probable que esta especie (junto con otros pequeños peces) refuerzan los procesos de eutrofización por enriquecimiento de nutrientes en lagos tropicales de Sudamérica (Iglesias *et al.*, 2008). El guppy (*Poecilia reticulata* Peters 1859), de la familia Poeciliidae, es un pez omnívoro de talla pequeña originario de Brasil (Da Silva *et al.*, 1999), muy tolerante, lo que le confiere grandes posibilidades de dispersión para colonizar diversos ambientes. Tolera bajas concentraciones de oxígeno disuelto, un pH de 5.5 a 8.5; y temperatura de 20 a 30 °C (Meffe y Snelson, 1989). En la actualidad se encuentra no solo en America, sino en otros continentes, donde ha sido introducido de manera artificial por el hombre, como control biológico de larvas de mosquito (FUNASA 2002; Rojas *et al.*, 2004). Los peces de talla pequeña como *P. reticulata*, pueden ejercer un efecto doble sobre el plancton: por un lado pueden afectar al fitoplancton mediante el consumo de microalgas, pero también pueden favorecerlo a través de la depredación que ejercen sobre el zooplancton, principal consumidor del fitoplancton (Jeppesen *et al.*, 2005).

Existe evidencia de que los efectos indirectos ocasionados por los peces pueden ser determinantes en las interacciones tróficas, por ejemplo pueden transportar los nutrientes vertical y horizontalmente en los lagos, reciclando los nutrientes en la cadena trófica (Vanni, 1986; Hessen, 1997; Bertolo *et al.*, 1999; Tatrai *et al.*, 2003). Los efectos tanto directos como indirectos influyen en la estructura trófica de los lagos y pueden ser especialmente intensos en lagos eutróficos poco profundos (Persson *et al.*, 1996; Jeppesen *et al.*, 1997a; Moss *et al.*, 1996). La presencia de peces omnívoros y detritívoros está comúnmente asociada con cambios relacionados con la eutrofización (Horppila y Kairesalo, 1990; Karjalainen *et al.*, 1999), así como el crecimiento de las comunidades de rotíferos o el desarrollo de las poblaciones de algas, tanto planctónicas como epifitas, desplazando a las macrófitas como productores primarios (Jeppesen *et al.*, 1997b; Scheffer, 1998).

ANTECEDENTES

Los lagos urbanos son ambientes acuáticos muy importantes para las grandes ciudades, ya que representan lugares significativos de recreación para sus habitantes. Actualmente son los cuerpos de agua que un mayor número de personas visita, conoce y utiliza (Schueler y Simpson, 2003). Recientemente han adquirido gran importancia, por su atractivo estético, recreativo y cultural. Estos sistemas, presentan características particulares dependiendo de la calidad del agua con la cual son llenados. En la ciudad de México la carencia y problemática

de este recurso, ha ocasionado que los lagos urbanos sean llenados con agua tratada y por lo mismo, propician condiciones ecológicas que permiten el desarrollo masivo de algunas especies de fitoplancton que alteran su calidad. En este tipo de lagos, se encuentran elementos naturales e inducidos que permiten el surgimiento de hábitats en medio de la ciudad, para las especies que se logren adaptar, sean acuáticas terrestres, migratorias o residentes (Elías *et al.*, 2006).

En México existen muy pocos trabajos relacionados con la dinámica de los lagos urbanos como los de Alcocer *et al.*, (1988) que evaluaron el efecto del dragado sobre el estado trófico del viejo lago de Chapultepec; Alcocer y Lugo (1995) describen las condiciones ambientales del viejo lago de Chapultepec; Lugo *et al.*, (1998) estudiaron el efecto sobre la comunidad planctónica del programa de control del lirio acuático (*Eichhornia crassipes* (Martius) Solms) mediante la aplicación de herbicidas en la Presa de Guadalupe, Estado de México. Dentro de la zona metropolitana de la Ciudad de México, Tavera *et al.*, (2000) estudiaron las Chlorococcales del Lago de Xochimilco, Distrito Federal. Martínez-Arrollo y Jáuregui (2000) analizaron la relación de los parámetros meteorológicos de las zonas circundantes y las variables físicas, químicas y biológicas del agua de los lagos urbanos Chapultepec y Xochimilco, para evaluar el impacto de la presencia de estos cuerpos de agua sobre las condiciones ambientales de las zonas aledañas. Escobar-Briones *et al.*, (2002) determinaron la estructura de las comunidades que se desarrollan en un estanque dentro de Ciudad Universitaria, D.F. Particularmente para el lago urbano Tezozomoc, existen algunos estudios previos, tales como los de Arzate (2002) que investigó la alimentación del pez guppy (*Poecilia reticulata*) y su relación con algunos parámetros ambientales. Botello (2002) y Solano (2002) estudiaron aspectos reproductivos de *Poecilia reticulata* en diferentes épocas del año, Elías-Fernández *et al.*, (2006) determinan la variación y abundancia de *Poecillia reticulata*, Verver y Vargas (2005) analiza la dinámica espacio temporal de los parámetros físicos y químicos, así como su relación con la clorofila *a*. Para el fitoplancton sólo se ha publicado el trabajo de Oliva *et al.*, (2008) quienes analizan su composición y dinámica anual en este lago somero hipertrófico.

Para diversos estudios se han propuesto sistemas experimentales (mesocosmos), en los que básicamente se reproduce artificialmente un sistema cerrado o semicerrado con masas de agua retenida que pueden ser instalados en lagunas, lagos, en el mar, estanques o sistemas de tanques, en donde se puede tener y controlar el registro de parámetros bióticos y abióticos

como lo son la producción de fitoplancton, depredadores, ciclo bacterial, nivel de nutrientes, temperatura, luz, entre otros (Prieto *et al.*, 2006). Arocena *et al.*, (2003) presentan el diseño de mesocosmos contruidos para realizar experimentos en lagunas costeras del océano Atlántico austral, en Uruguay, Rodrigo *et al.*, (2005) determinaron mediante mesocosmos en laboratorio, la tasa de incorporación de nitrógeno por parte de *Chara hispida*, procedente de La Colgada, una de las 15 lagunas del parque natural de las lagunas de Ruidera (Castilla-La Mancha), en Colombia Prieto *et al.*, (2006) cultivaron copépodos en conjunto con diferentes especies de microalgas, rotíferos y otros organismos en sistemas de mesocosmos, considerando a estos sistemas experimentales como una excelente alternativa para incrementar la calidad y supervivencia de las larvas, Iglesias *et al.*, (2008) realizaron experimentos en seis mesocosmos para observar los efectos de *Jenynsia multidentata* (un pequeño pez omnívoro-planctívoro), sobre la distribución del zooplancton en lagos subtropicales de Sudamérica, en donde los resultados sugieren que como pez depredador, ejerce una importante influencia sobre el tamaño y la estructura de la comunidad de zooplancton, Riebesell *et al.*, (2008) estudiaron en mesocosmos la perturbación de CO₂ hacia la comunidad de organismos en la superficie del océano. Particularmente, en México, Ramos-Higuera *et al.*, (2008) evaluaron las concentraciones naturales de fósforo y nitrógeno como limitante de la biomasa fitoplanctónica en el Lago Alchichica para lo cual realizaron bioensayos en microcosmos, así como Ramírez-Olvera *et al.*, (2009) de igual manera observan la limitación de nutrientes en el mismo lago salino.

Recientemente se han realizado estudios en el lago Tezozomoc con la utilización de mesocosmos, tales como los de Sánchez *et al.*, (2010) y Alvarado (2012) que estudiaron *in situ* los ciliados, bacterias y la concentración de nutrientes de este lago. Peralta *et al.*, (2010) y Lopez (2012) que evaluaron la importancia del control top down de *Poecilia reticulata* sobre la abundancia de rotíferos en mesocosmos *in situ*.

Por lo anterior se puede considerar que existen pocos trabajos dedicados a los lagos someros urbanos de México, en este estudio se pretende analizar en condiciones de mesocosmos el efecto que pueda ejercer el pez *Poecilia reticulata* (guppy) sobre el fitoplancton que se encuentra en este tipo de lagos, así como evaluar los factores bióticos y abióticos implicados, que generan las condiciones de hipertrofia. Los resultados obtenidos podrían aplicarse en la restauración del lago Tezozomoc pero también podrían aportar un fundamento práctico para

la restauración de otros cuerpos de agua poco profundos eutróficos o hipertróficos de nuestro país.

OBJETIVO GENERAL

Investigar, en condiciones de mesocosmos *in situ*, el efecto de la presencia de peces omnívoros de talla pequeña (*Poecilia reticulata* Peters) sobre la dinámica del fitoplancton, en un pequeño lago urbano poco profundo e hipertrófico durante la época de secas del 2010.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Cuantificar la diversidad y abundancia del fitoplancton en presencia y ausencia de peces (*Poecilia reticulata* Peters) en seis unidades de mesocosmos abiertos al sedimento.
- Evaluar el efecto de los peces y el zooplancton en el desarrollo del fitoplancton durante el periodo de secas (febrero- marzo del 2010).
- Evaluar algunas variables físicas y químicas (temperatura, pH, conductividad (K_{25}), oxígeno disuelto, concentración de nutrientes (N,P), y clorofila *a*) y su relación con el desarrollo del fitoplancton.

AREA DE ESTUDIO

El Parque Tezozomoc se localiza al noroeste de la Delegación Azcapotzalco. D.F. colindando al norte y noroeste con el municipio de Tlalnepantla y al oeste con el municipio de Naucalpan, entre las coordenadas 19° 29' 05" N y 99° 12' 36" O, a los 2250 m.s.n.m. con una extensión de 27 hectáreas (Fig 2). Posee un clima de tipo C(w_o) templado subhúmedo con lluvias en verano, la temperatura media anual oscila entre los 12 y 16 °C, mientras que la temperatura más cálida se presenta en mayo entre los 18 y 19 °C y la más fría en diciembre y enero con temperaturas de entre 11 y 12 °C, precipitación del mes más seco menor de 40 mm (García, 2004). La vegetación del parque esta constituida por tres estratos: herbáceo, arbustivo y arboreo. El lago se ubica en la parte central del parque, posee una superficie de 17,000 m² con una capacidad de 38,000 m³ (fig. 2). La profundidad mínima es de 0.5m y la máxima es de 2.40 m (Arzate, 2002). La planta de papiro (*Cyperus papyrus* Linnaeus) es la única

macrofita acuática que se encuentra en el lago. El agua que abastece al parque proviene de la planta de tratamiento secundario de aguas residuales “El Rosario”, operada por la Dirección General de Operación Hidráulica (DGOH), el abastecimiento es diario a razón de 6 L s^{-1} (Solano, 2002). El único pez que habita en el lago es el “guppy” (*Poecilia reticulata*), y existe un número importante de tortugas de orejas rojas (*Trachemys* spp.). Se encuentran diferentes especies de aves acuáticas, como el zambullidor pico pinto (*Podylimbus podiceps* Linnaeus), el pato de Pekín o blanco (*Anas platyrhynchos* Linnaeus “domesticus”), el pato golondrino (*Anas acuta* Linnaeus) y el pato tepalcate (*Oxyura jamaicensis* Gmelin), entre otros (Ramirez, 2000).

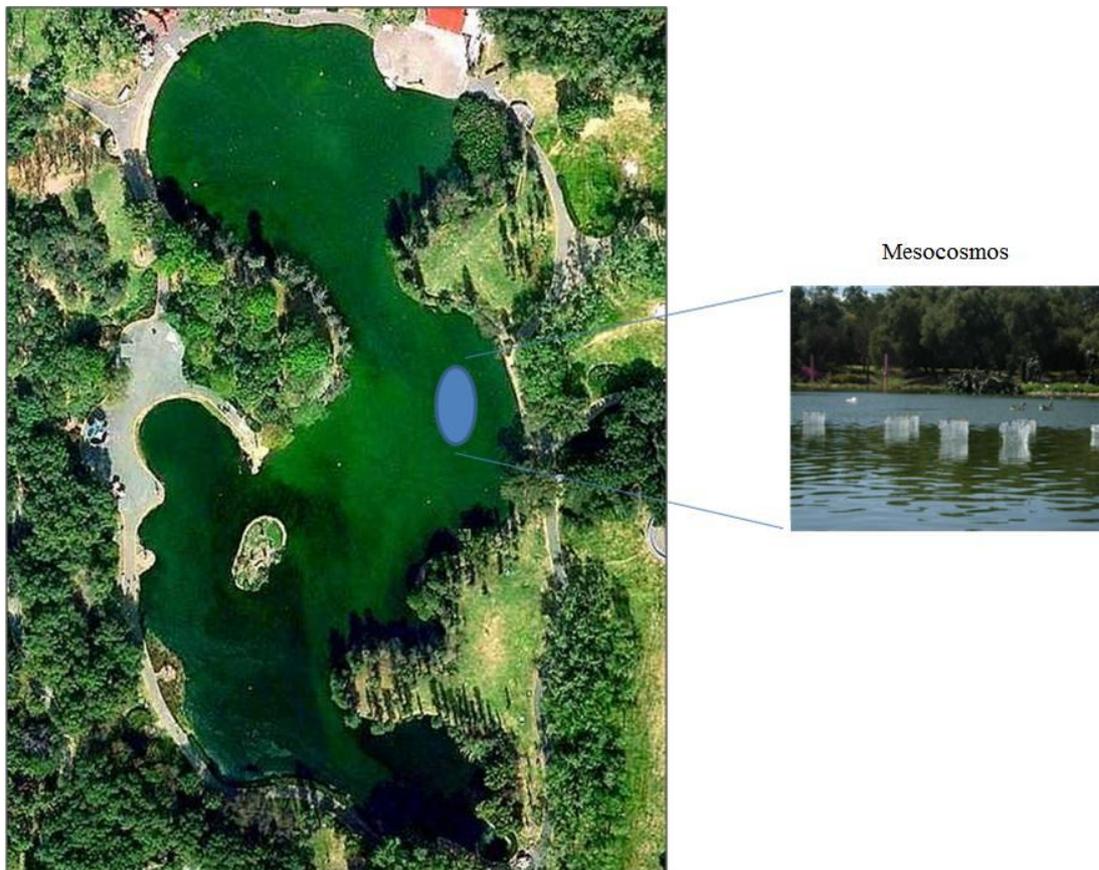


Figura 2. Lago Tezozomoc y área de ubicación de los mesocosmos

MATERIAL Y METODOS

Trabajo de campo

Se instalaron dentro del lago en la zona limnetica seis mesocosmos de 80 L de capacidad y dimensiones de 1.30 m de altura y diámetro de 42 cm. Los mesocosmos se elaboraran

previamente a partir de una estructura metálica cilíndrica de alambión reforzado, conteniendo una bolsa de plástico, el fondo de la estructura se dejó abierta al sedimento y la parte superior fue cubierta con tela de tul de aproximadamente 0.5 mm de abertura para evitar que otros organismos o componentes abióticos entraran en ellos; fueron divididos en dos tratamientos: uno con peces (PA) y otro sin peces (SA), ambos abiertos al sedimento, destinándose tres mesocosmos para cada tratamiento (fig. 3), en el tratamiento peces se emplearon 10 machos adultos (de 4 a 5 cm) para cada uno de los mesocosmos.

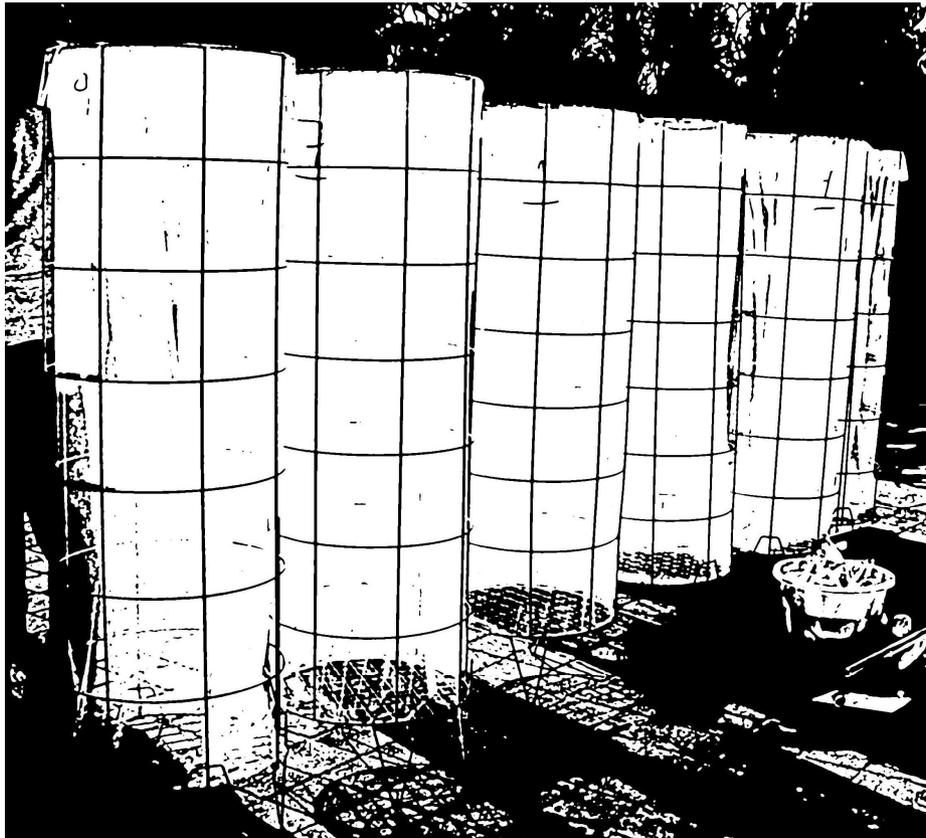


Figura 3. Mesocosmos utilizados en el experimento.

Los parámetros físicos y químicos del lago se midieron *in situ* a diferentes profundidades (cada veinte centímetros de 0, 20, 40, 60 y 80cm) tanto para el lago como para cada mesocosmos. La concentración de oxígeno disuelto (mg L^{-1}), conductividad específica (K_{25} $\mu\text{S/cm}$) y la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), se midieron con una sonda multisensor YSI modelo 85; el pH se evaluó con un potenciómetro Conductronic pH 10. Las concentraciones de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) se obtuvieron con la técnica de digestión básica con persulfato de potasio ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) según Valderrama (1981) y con las técnicas del Nitra Ver 5.0 y el Phos Ver 3.0 (HACH 1993) utilizando un laboratorio de calidad del agua marca HACH

modelo DREL/2000; la clorofila *a* se midió con un fluorómetro para fluorescencia en vivo marca Turner –Desings modelo Aquafluor.

Se realizaron seis muestreos semanales correspondientes a la época de secas comenzando con un muestreo inicial con fecha 19 de febrero del 2010 y posteriormente cinco muestreos semanales correspondientes al 23 de febrero, 2, 9, 16, y 23 de marzo del 2010. Para el fitoplacton, se tomó una muestra integrada de la columna de agua del lago con un tubo muestreador y se depositaron en envases de 50 ml, así como una para cada uno de los mesocosmos, con tres repeticiones. Una vez colectadas, se realizaron observaciones en vivo con un microscopio con óptica de contraste de fases (Carl Zeiss), después se fijaron con acetato de lugol hasta obtener una coloración ámbar (Moreno, 2003).

Trabajo de laboratorio

La cuantificación del fitoplancton se realizó con el método de Utermöhl (Wetzel & Likens, 2000), utilizando una cámara de sedimentación de 10 ml en un microscopio Leica de objetivos invertidos con óptica de contraste de fases y aumentos de 20x, 40x y 63x. Para identificación taxonómica y sistema de clasificación se utilizaron las obras de Comas (1996), Cox (1996), Håkansson (2002), Hegewald y Silva (1998), Komárek (1999), Prescott (1982), y Popovsky y Pfiester (1990). La validez taxonómica de las especies se confirmó utilizando el Integrated Taxonomic Information System (2002). El número de células ml^{-1} se obtuvieron con la fórmula indicada por APHA *et al.*, (1985) y se contaron 400 individuos de la especie más abundante, con lo cual el intervalo de confianza para la estimación media será de $\pm 10\%$ (Wetzel & Likens, 2000) y para el caso de organismos coloniales como *Microcystis* se consideró el número de colonias.

Una vez obtenido el número de células ml^{-1} se hicieron gráficas de frecuencia *versus* abundancia con las cuales se determinaron las especies dominantes, constantes, temporales y raras durante el periodo de estudio, en este tipo de gráfica, se observa el porcentaje de frecuencia (numero de muestras en que una especie se presenta *100/número de muestras) contra el logaritmo natural de la abundancia total de cada especie ($\text{Log}(n+1)$) las líneas divisorias corresponden a la media del porcentaje de frecuencia y el logaritmo de la abundancia para todas las especies. El diagrama permite definir las especies dominantes es decir, con alta frecuencia y alta abundancia; las temporales, las que presentan baja frecuencia

y alta abundancia; las constantes, con baja abundancia y alta frecuencia, y las raras con baja frecuencia y abundancia (García de León 1988).

Análisis de datos

Con estos datos se eligieron las especies dominantes para cada tratamiento y fueron utilizadas para encontrar las diferencias significativas, aplicando los análisis de varianza (ANOVA) y Kruskal-Wallis entre repeticiones y entre tratamientos. Se elaboraron diagramas de caja y bigote con las que se obtuvo información sobre la tendencia central, dispersión y simetría entre los tratamientos y las repeticiones. Para determinar las relaciones entre las variables ambientales significativas, fitoplancton y zooplancton se realizó un análisis de correlación, empleando el coeficiente de correlación de Pearson (Daniel 2002). Todos los análisis estadísticos se hicieron utilizando el paquete estadístico SPSS versión 13 (2004) y el Microsoft office Excel (2007). Los datos de las variables (conductividad, O D, clorofila *a*, nitrógeno total y fósforo total) fueron estandarizados mediante su transformación a log (n) y a los valores de pH se le restaron seis unidades. Las densidades de fitoplancton y zooplancton fueron transformadas a log (n+1) (Steel y Torrie 1989).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Riqueza específica y abundancia

Entre los dos tratamientos y el lago, se encontraron un total de 45 especies, distribuidas en 27 géneros, 24 Chlorophyceae (53.3%), 9 Cyanobacteria (20%), 4 Bacillariophyceae (9%), 3 Euglenophyceae (6.6%), 2 Coscinodiscophyceae (4.4%), 2 Cryptophyceae (4.4%), y 1 Dinophyceae (2.2%).

Frecuencia vs Abundancia de las especies

En el tratamiento con peces (Fig. 4) se encontraron 21 especies dominantes: *Chlamydomonas globosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Chlorogonium minimum*, *Monoraphidium dybowskii*, *Kirchneriella obesa*, *Cryptomonas ovata*, *Tetraedron triangulare*, *Monoraphidium griffithii*, *Microcystis* sp., *Scenedesmus bijuga*, y *Scenedesmus protuberans*, se presentaron durante todo el periodo de estudio, mientras que *Limnothrix* sp., *Monoraphidium irregulare*, *Euglena* sp., *Merismopedia tenuissima*, *Nephroclamys willeana*, *Euglena gracilis*, *Choococcus* sp.,

Monoraphidium arcuatum, *Chroomonas cf acuta*, y *Scenedesmus quadrispina* se presentaron con menor frecuencia. Nueve especies fueron temporales: *Monoraphidium minutum* (22), *kirchneriella lunaris* (23), *Synechocystis* sp. (24), *Cyclotella* sp. (25), *Pseudanabaena mucicola* (26), *Chlorogonium* sp. (27), *Tetraedron mínimum* (28), *Microcystis cf flos-aquae* (29), *Nitzschia* sp.1 (30). Tres especies fueron constantes: *Scenedesmus dimorphus* (31), *Scenedesmus intermedius* (32) y *Pediastrum boryanum* (33). Las especies raras fueron: *Anabaenopsis* sp. (34), *Scenedesmus quadricauda* (35), *Spirulina* sp. (36), *Schroederia setigera* (37), *Glenodinium cf. Inaequale* (38), *Nitzschia* sp. 2 (39), *Actinastrum hantzschii* (40), *Coelastrum pseudomicroporum* (41), y *Phacus pyrum* (42).

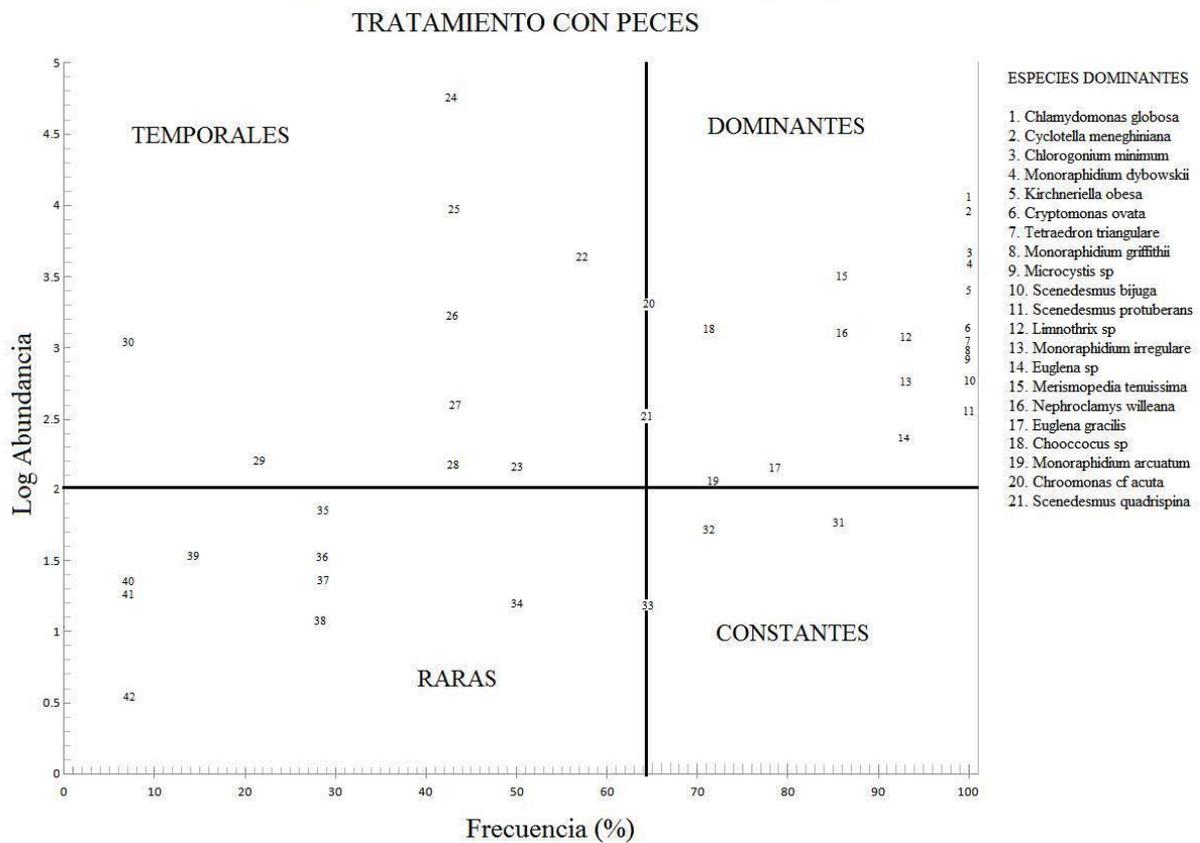


Figura 4. Grafica de frecuencia vs abundancia de las especies de fitoplancton para el tratamiento con peces.

En el tratamiento sin peces (Fig. 5) se encontraron 18 especies dominantes: *Cyclotella meneghiniana*, *Chlamydomonas globosa*, *Monoraphidium dybowskii*, *Kirchneriella obesa*, *Cryptomonas ovata*, *Tetraedron triangulare*, *Microcystis* sp., *Scenedesmus bijuga*, *Monoraphidium griffithii*, *Euglena* sp., *Monoraphidium irregulare*, *Euglena gracilis*, y *Scenedesmus protuberans* se presentaron en todo el periodo de estudio, mientras que *Chlorogonium minimum*, *Merismopedia tenuissima*, *Choococcus* sp., *Nephroclamys willeana*,

y *Limnothrix* sp. se presentaron con menor frecuencia. Nueve especies fueron temporales: *Nitzschia* sp.1 (19), *Scenedesmus quadrispina* (20), *Chroomonas* cf *acuta* (21), *Monoraphidium minutum* (22), *Nitzschia* sp. 2 (23), *Synechocystis* sp. (24), *Cyclotella* sp. (25), *Pseudanabaena mucicola* (26), y *Chlorogonium* sp. (27). Dos especies fueron constantes: *Scenedesmus intermedius* (28) y *Scenedesmus dimorphus* (29). Las especies raras fueron: *Monoraphidium arcuatum* (30), *Pediastrum boryanum* (31), *Scenedesmus quadricauda* (32), *Spirulina* sp. (33), *Kirchneriella lunaris* (34), *Anabaenopsis elenkinii* (35), *Schroederia setigera* (36), *Navicula* sp.1 (37), *Microcystis* cf *flos-aquae* (38), *Navicula* sp. 2 (39), *Tetraedron mínimum* (40), *Scenedesmus acuminatus* (41), *Glennodinium* cf. *inaequale* (42) y *Phacus pyrum* (43).

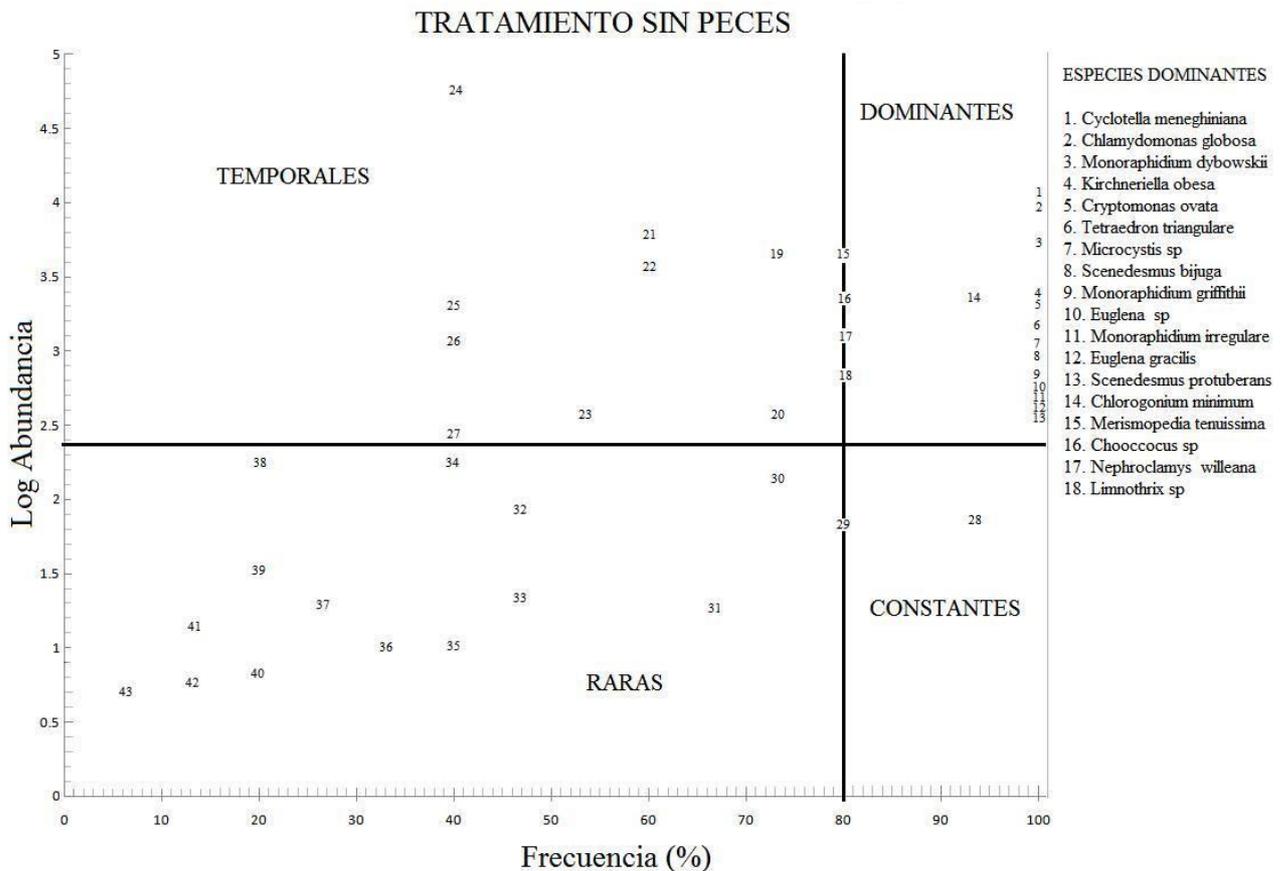


Figura. 5. Grafica de frecuencia vs abundancia para las especies de fitoplancton en el tratamiento sin peces.

De las especies encontradas en el lago (Fig.6) se encontraron 18 dominantes: *Chlamydomonas globosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Chlorogonium minimum*, *Kirchneriella obesa*, *Monoraphidium dybowskii*, *Nephroclamys willeana*, *Cryptomonas ovata*, *Euglena gracilis*, *Monoraphidium griffithii*, *Euglena* sp, *Monoraphidium irregulare* y *Scenedesmus bijuga* se

presentaron durante todo el periodo de estudio, mientras que *Chroomonas* cf *acuta*, *Tetraedron triangulare*, *Monoraphidium minutum*, *Merismopedia tenuissima*, *Tetraedron minimum* y *Chlorogonium* sp, son especies dominantes con menor frecuencia de aparición. Dos especies fueron temporales: *Synechocystis* sp. (19) y *Cyclotella* sp (20). Siete especies fueron constantes: *Scenedesmus protuberans* (21), *Limnothrix* sp (22), *Microcystis* sp. (23), *Scenedesmus intermedius* (24), *Monoraphidium arcuatum* (25), *Scenedesmus dimorphus* (26), *Scenedesmus quadrispina* (27). Las especies raras fueron: *Pediastrum boryanum* (28), *Pseudanabaena mucicola* (29), *Choococcus* sp. (30), *Kirchneriella lunaris* (31), *Nitzschia* sp1 (32), *Scenedesmus quadricauda* (33), *Scenedesmus acuminatus* (34), *Glenodinium* cf. *inaequale* (35), *Microcystis* cf. *flos-aquae* (36), *Schroederia setigera* (37), *Spirulina* sp. (38) y *Anabaenopsis elenkinii* (39).

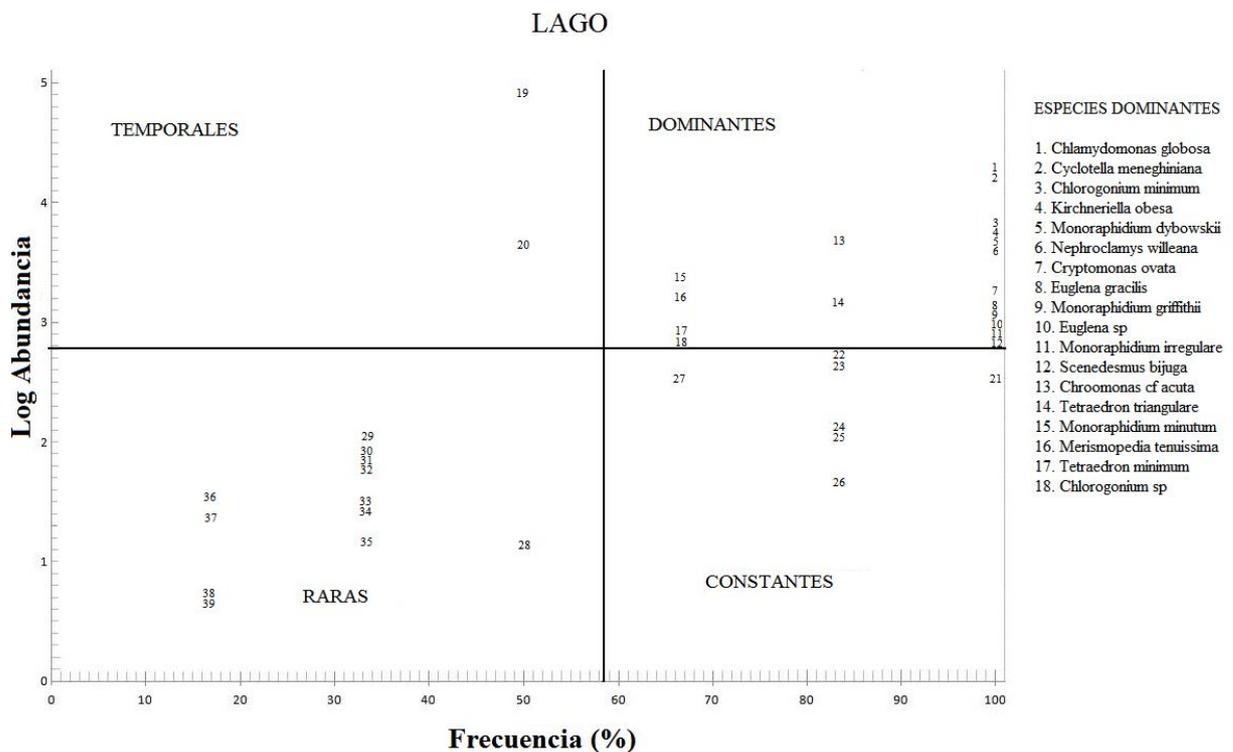


Figura. 6. Grafica de frecuencia vs abundancia para las especies de fitoplancton en contradas en las muestras del lago Tezozomoc.

Dominancia de especies

En los resultados encontrados en el lago Tezozomoc en el periodo de muestreo de febrero a marzo de 2010, las Chlorophyceae estuvieron representadas por 25 especies pertenecientes a 11 géneros, siendo los más abundantes, es decir que abarcan 40.7% y 55.5% de los géneros y

especies encontradas respectivamente, así como 12 de las 21 especies encontradas como dominantes en los dos tratamientos y el lago, lo que representa el 57.1%, esto debido a que exhiben un amplio espectro de respuestas y estrategias de supervivencia a las variables ambientales críticas, incluyendo la disponibilidad de nutrientes (Happy-Wood, 1988). İşbakan., *et al* (2002) realizaron un estudio sobre las variaciones estacionales del fitoplancton en el Lago Cernek, Turquía en enero de 1996, y junio de 1997. El orden chlorococcales fue el grupo dominante, *Monoraphidium caribeum*, *M. irregulare*, *Scenedesmus quadricauda*, *Oocystis borgei* y *Pediastrum boryanum* presentaron la mayor abundancia de especies durante los meses de primavera y otoño, mientras que las Bacillariophyta fueron el segundo en importancia, *Cyclotella ocellata* y *Nitzschia acicularis* formaron un florecimiento durante primavera y otoño. Debido al crecimiento, y abundancia que presentó el fitoplancton se consideró al lago Cernek como eutrófico. En la época de secas de nuestro periodo de estudio las Bascillariophyta estuvieron representadas de manera muy significativa por *Cyclotella meneghiniana*, y apariciones dentro de las especies raras de dos especies del género *Nitzschia*, lo que le da similitud a ambos estudios.

La dominancia de las especies encontradas en este estudio puede deberse a que todas las algas en un momento y lugar tenderán a alcanzar su máximo potencial; la mayor abundancia y cantidad de especies de algas se obtuvo en las últimas dos fechas de muestreo, Reynolds *et al.*, 2000, mencionan que en principio serán dominantes las especies de mayor tasa de crecimiento, el ambiente selecciona ciertos atributos o caracteres de las algas, y los factores de control o selección son del ambiente tanto abiótico como biótico, el resultado es un proceso de ensamblado de comunidades que está sujeto a la depredación y otras interacciones.

Tratamientos con peces y sin peces

En las figuras 8 y 9 se muestra el comportamiento de las especies dominantes, que en la cuarta semana comenzaron a presentar un mayor incremento, *Cyclotella meneghiniana* que fue la especie con mayor número de cel ml⁻¹ durante todo el experimento, comenzó a disminuir su abundancia en la quinta semana, el mismo comportamiento se observó con *Microcystis* sp, *Monoraphidium griffitii*, *Monoraphidium irregulare*, *Euglena* sp, *Scenedesmus protuberans*, *Euglena gracilis* y *Monoraphidium arcuatum*, otras especies como, *Limnotrix* sp, *Monoraphidium dybowskii*, *Merismopedia tenuissima*, *Chlorogonim minimum*, *Kirchneriella obesa*, *Croococcus* sp, *Scenedesmus quadrispina* y *Neproclamys willeana* presentaron un mayor aumento hasta la quinta semana, El ensamblado

fitoplanctónico puede sufrir variaciones ambientales o reinicializaciones, la presencia mayoritaria de un alga en el momento actual puede indicar que fue la más abundante en ese medio en un pasado reciente: las poblaciones mejor adaptadas serán las que generen una mayor abundancia y por tanto un gran inóculo para cuando las condiciones sean favorables, así como que de las especies presentes, la dominante es probablemente, una especie con las adaptaciones de mayor ventaja competitiva (Reynolds *et al.*, 2000), en otros casos, especies como *Cryptomonas ovata*, *Tetraedron triangulare*, *Scenedesmus bijuga* presentaron ascensos y descensos poco marcados durante las cinco semanas (fig.7).

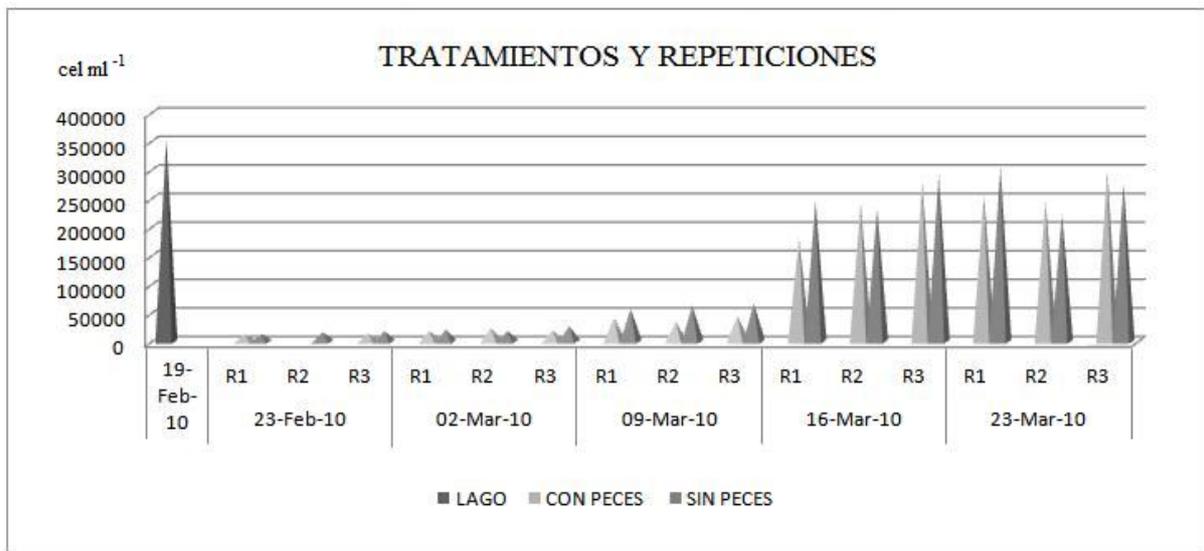


Figura 7. Varacion temporal de la abundancia del fitoplancton en los dos tratamientos. Se muestran la fecha inicial y las cinco fechas de muestreo con sus tres repeticiones, los conos representan la densidad total del fitoplancton en cada tratamiento.

Entre las interacciones que se pudieron observar durante el periodo de muestreo, fue una relación inversa entre especies, es decir que cuando una especie como *Chroomonas cf acuta* disminuía su densidad, *Chlamydomonas globosa* a la vez aumentaba; patrón empírico sobre la presencia de algún grupo de algas y no otro en determinados ambientes, descrito como sucesión estacional fitoplanctónica por Margalef (1958), Reynolds (1984), por los ecólogos del plancton (Harris, 1986; Sommer *et al.*, 1986); para humedales (Chow-Fraser, 1998; Rojo *et al.*, 2000) y de un modo más general, basándose en una clasificación funcional, desarrollado en los últimos años (Reynolds, 1997). Este patrón se basa en numerosas observaciones de campo y se explica por las diferentes estrategias de crecimiento de las algas, sus diferentes morfologías (tamaño, forma, etc.), movilidad y su metabolismo (fotosíntesis y utilización de recursos), las predicciones basadas fundamentalmente en la respuesta del fitoplancton al medio físico (nutrientes, luz, etc.) pueden ser

alteradas por uno de los principales factores de control: la depredación (Harris, 1986; Lampert y Sommer, 1997).

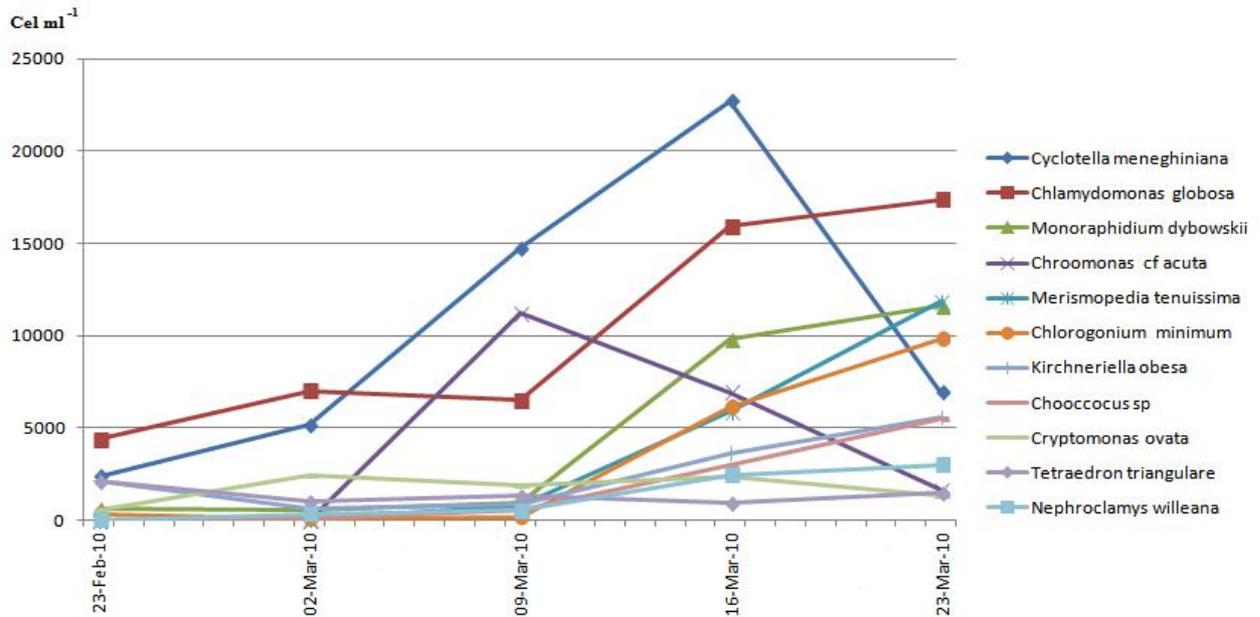


Figura 8. Comportamiento global (PA-SA) de las especies dominantes con valores promedio mayores de 2400 cel ml⁻¹

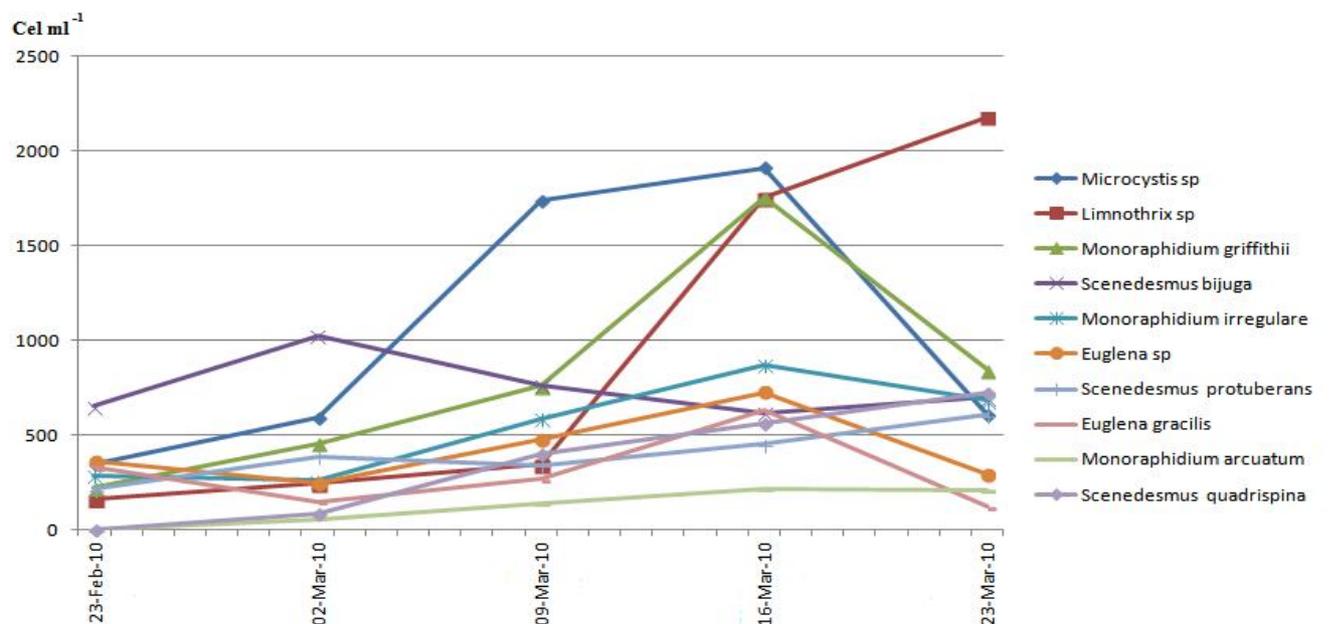


Figura 9. Comportamiento global (PA-SA) de las especies dominantes con valores promedio mayores de 400 cel ml⁻¹.

Mesocosmos

Con respecto a los resultados obtenidos en los mesocosmos, las gráficas de caja y bigote (Figuras 10, 11 y 12) muestran que las densidades de células por mililitro fueron similares en los tratamientos con peces y sin peces y en las repeticiones, por lo que se considera que no

hubo diferencias entre los tratamientos aplicados. En las gráficas se puede observar que hay una distribución simétrica de los datos y similitud entre las diferentes variables.

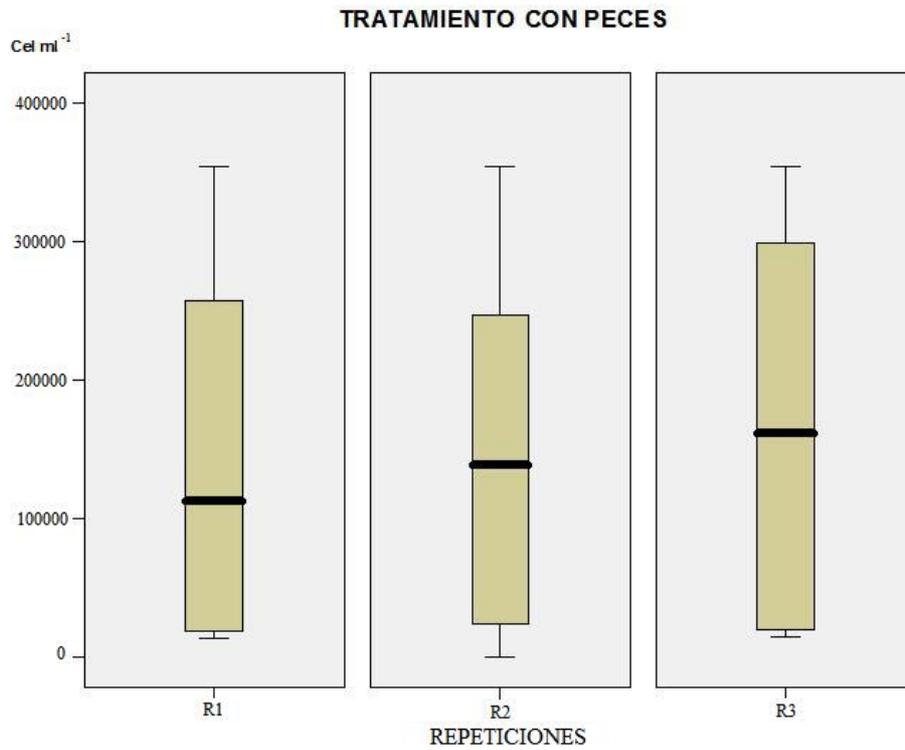


Figura 10. Diagrama de caja y bigote para los valores de la densidad (cel ml⁻¹) del fitoplancton para el tratamiento con peces en sus tres repeticiones.

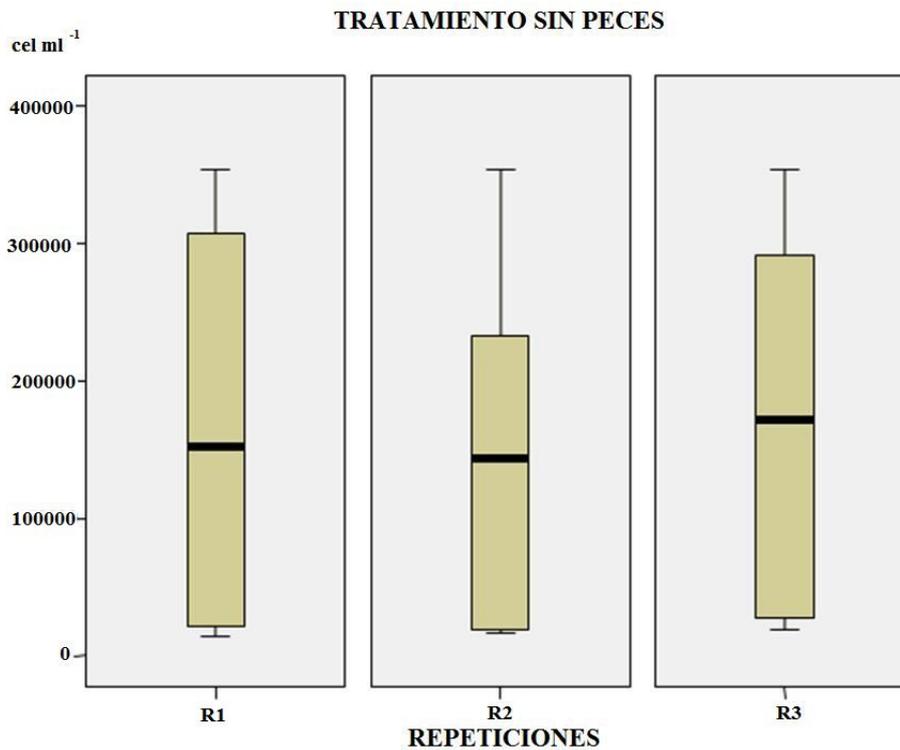


Figura 11. Diagrama de caja y bigote para los valores de densidad (cel ml⁻¹) del fitoplancton para el tratamiento sin peces en sus tres repeticiones.

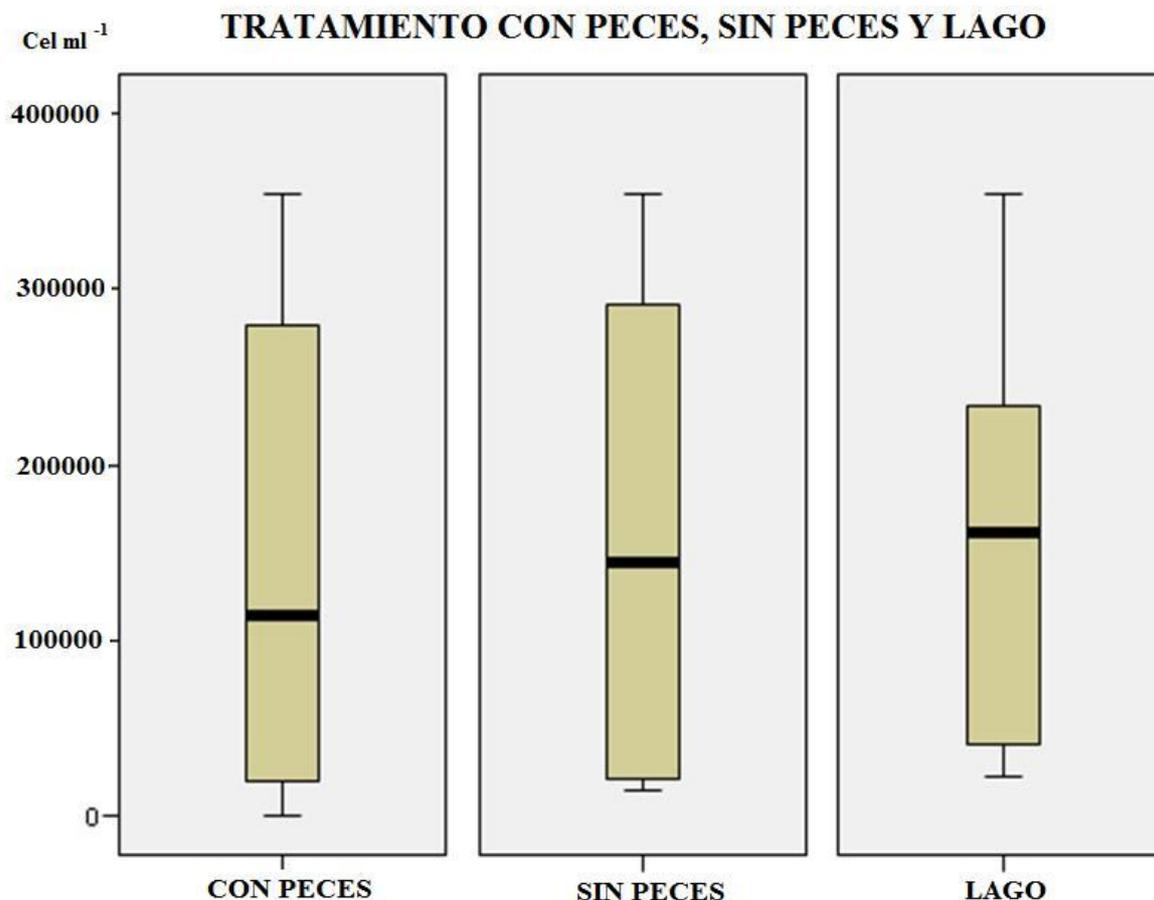


Figura 12. Diagrama de caja y bigote con los valores de células por mililitro del total de fitoplancton mostrando los valores totales de los dos tratamientos y el lago.

Los análisis de varianza (ANOVA) nos indican valores de ($F=0.41$, $P=0.960$) para el tratamiento con peces y ($F=0.033$, $P=0.968$) para el tratamiento sin peces, los análisis de Kruskal- Wallis nos muestran valores de ($P=0.853$ y $P=0.863$) en PA y SA respectivamente. Al no encontrarse diferencias significativas entre ambos tratamientos, se deben de considerar otras variables como lo son el contacto con sedimento, la depredación por zooplancton así como las variables ambientales.

Factores Físicos y Químicos

Temperatura

Los valores promedio de la temperatura obtenidos en los tratamientos y sus repeticiones, fueron muy similares ($17.5-17.7$ °C), existió una similitud entre réplicas y tratamientos. De acuerdo con esto, la temperatura fue constante durante todo el periodo de estudio.

Conductividad (K₂₅)

El promedio de la conductividad fue similar en el lago y el tratamiento con peces (1223 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y ligeramente mayor en el tratamiento sin peces (1242 $\mu\text{S}/\text{cm}$), el fondo abierto ocasiona una mayor interacción iónica con el sedimento y da como resultado valores altos.

Oxígeno

Los valores promedio para el oxígeno disuelto fueron menores en el tratamiento sin peces (12.17 mg/L) y un poco más altos en el tratamiento con peces (13.73 mg/L), estos valores son altos y corresponden a una profundidad del agua donde se están considerando todos los factores ambientales (20 cm).

pH

Los valores de pH registrados permiten clasificar al agua del lago como alcalina (Wetzel, 1983), esto es debido a la elevada cantidad de CO_2 ocasionada por la fotosíntesis del fitoplancton que genera carbonatos en grandes cantidades (Margalef, 1995); por lo que el agua del lago Tezozomoc es templada, dura y alcalina (Elías *et al.*, 2006).

Nutrientes y clorofila *a*

El Fósforo Total (mg/L, P-PO₄) presentó en ambos tratamientos valores similares y significativos, al parecer en este caso, el sedimento puede tener una mayor influencia que la que pueden ejercer los peces, pues este elemento puede ser liberado hacia el agua, desde el sedimento, ya que puede ser un gran almacén de fósforo (Golterman, 2004). El Nitrógeno Total (mg/L, N-NO₃) también presentó valores significativos en los dos tratamientos, más alto en el tratamiento sin peces (4.53 mg/L), lo cual puede indicar que éstos, no tienen un aporte importante de nitrógeno mediante su excreción. La clorofila *a* también presentan valores altos (102.9-116.8 $\mu\text{g}/\text{L}$) indicando la actividad fotosintética del fitoplancton y la influencia de los nutrientes inorgánicos N y P (tabla 1). Los factores físicos y químicos del lago son muy similares a los de ambos tratamientos.

Tabla 1. Valores promedio de los factores ambientales en ambos tratamientos y el lago. Media \pm Desviación estándar.

	Con Peces	Sin Peces	Lago
Temperatura (°C)	17.55 \pm 1.63	17.77 \pm 1.46	17.90 \pm 1.52
Conductividad (μ S/cm ⁻¹)	1223 \pm 62	1242 \pm 60	1222 \pm 50
O.D (mg/L)	13.73 \pm 3.1	12.17 \pm 3.7	15.22 \pm 4.2
pH	9.26 \pm 0.40	9.35 \pm 0.19	9.57 \pm 0.29
Fósforo Total (mg L ⁻¹ , P)	3.20 \pm 0.60	3.40 \pm 1.12	3.03 \pm 0.56
Nitrógeno Total (mg L ⁻¹ , N)	4.27 \pm 1.29	4.53 \pm 1.11	6.29 \pm 0.77
Clorofila <i>a</i> (μ g L ⁻¹)	116 \pm 48	102.99 \pm 47	117 \pm 47

Correlaciones

Los valores de las correlaciones obtenidas fueron significativamente positivas y negativas ($p < 0.01$ y $p < 0.05$). Se tomaron en cuenta las relaciones entre los factores ambientales, las especies dominantes del fitoplancton y las especies del zooplancton.

En la tabla 2 se muestra la correlación entre la temperatura, conductividad, el oxígeno disuelto y las especies fitoplanctónicas dominantes, la mayoría de los valores fueron significativamente positivos a excepción de *Euglena gracilis* que presenta valores negativos en temperatura y conductividad, y *Euglena* sp. que resulta con valor negativo en relación a la conductividad siendo estos los factores que afectan el desarrollo de estas especies y posiblemente la competencia con los otros grupos del fitoplancton presentes, sin importar la depredación zooplanctónica. Ortega-Mayagoitia (2003) en su estudio sobre el humedal hipertrófico en el Parque Nacional Las Tablas de Daimiel, España, menciona que la composición de fitoplancton es resultado de la competencia cuando el factor de pastoreo no es observado, también indica que los estados alternativos de la estructura taxonómica del fitoplancton en un humedal eutrófico se producen como secuencia de sustituciones y a las alteraciones por perturbaciones gracias a la estrecha relación con el sedimento, siendo las relaciones tróficas posiblemente irrelevantes.

Los organismos del fitoplancton exhiben una relación importante entre la temperatura y su actividad metabólica, al elevar su tasa de crecimiento cuando aumenta la temperatura hasta un valor óptimo, después del cual, disminuye con frecuencia drásticamente hasta cero. En general, los óptimos de temperatura para muchas de las especies del fitoplancton están entre 18°C a 25 °C (Marshall 1987), en este trabajo las mediciones se realizaron antes del medio día y los intervalos de temperatura estuvieron muy cerca de los 18 °C. Una de las características de los lagos someros es que la columna de agua se mezcla frecuentemente por la acción del viento, alterando su estabilidad e impidiendo la limitación de nutrientes, lo cual favorece el crecimiento de especies algales con bajas tasas de sedimentación y altas tasas de crecimiento como son las de tamaño pequeño (Scheffer, 1998), dinámica que coincide con la del lago Tezozomoc en el periodo estudiado. La conductividad nos puede indicar que la época de secas favorece a la concentración de minerales y podría estar influenciada por el crecimiento y dinámica de las poblaciones de algas así como la misma producción del lago (García Calderón y de la Lanza, 1995). El oxígeno disuelto en la zona eufótica podría favorecer el desarrollo de florecimientos algales, correspondiendo a un cuerpo de agua en donde es común la sobresaturación de oxígeno (Morlán 2010). Los sedimentos tienen un papel muy importante en el proceso de eutrofización, ya que son un sitio de acumulación y retención de nutrientes, particularmente de fósforo, sin embargo, si las condiciones ambientales cambian, pueden llegar a ser una fuente importante de nutrientes hacia el agua (Golterman 2004). La presencia o ausencia de oxígeno, la resuspensión, la profundidad de la columna de agua, la actividad biológica y la composición de los sedimentos determinan las tasas de retención o liberación de los nutrientes en el fondo (Andersen y Ring 1999; Golterman 2001). Probablemente las condiciones de contacto con los sedimentos en los mesocosmos instalados pudo propiciar la acumulación y liberación de nutrientes (N y P) hacia el agua, ya que los valores medidos fueron elevados.

Tabla 2. Correlación del fitoplancton con la temperatura, conductividad y oxígeno disuelto.

	TEMPERATURA °C	CONDUCTIVIDAD $\mu\text{S cm}^{-1}$	O.D (mg/L)
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	r = 0.547 p<0.01	r = 0.525 p<0.01	
<i>Chroomonas cf acuta</i>	r = 0.412 p<0.01		
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		r = 0.438 p<0.01	
<i>Monoraphidium minutum</i>		r = 0.529 p<0.01	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	r = 0.654 p<0.01	r = 0.829 p<0.01	
<i>Chlorogonium minimum</i>		r = 0.450 p<0.01	
<i>Euglena gracilis</i>	r = -0.410 p<0.01	r = -0.488 p<0.01	
<i>Euglena sp.</i>		r = -0.345 p<0.05	
<i>Scenedesmus bijuga</i>	r = 0.404 p<0.01		
<i>Scenedesmus protuberans</i>	r = 0.460 p<0.01	r = 0.663 p<0.01	
<i>Microcystis sp.</i>	r=0.328 p<0.05		
<i>Monoraphidium griffithii</i>		r = 0.377 p<0.05	
<i>Limnothrix sp.</i>		r = 0.420 p<0.01	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	r = 0.320 p<0.05	r = 0.319 p<0.05	
<i>Nephroclamys willeana</i>			r = 0.381 p<0.05
<i>Choococcus sp.</i>	r = 0.634 p<0.01	r = 0.739 p<0.01	
<i>Scenedesmus quadrispina</i>	r = 0.671 p<0.01	r = 0.736 p<0.01	

El fósforo y el nitrógeno presentaron una correlación negativa con la mayoría de las especies dominantes del fitoplancton (Tabla 3). La clorofila *a* presentó correlaciones altamente significativas positivas con respecto al fitoplancton. Oliva *et al.*, (2008), mencionan que para que un lago se considere hipertrófico, el valor promedio de clorofila *a* debe de ser mayor a $100 \mu\text{g L}^{-1}$, en este estudio este valor se sobrepasa. Al aumentar los valores de clorofila *a* durante el periodo de estudio el fitoplancton también fue incrementando su densidad, así como la aparición de especies que en las primeras fechas del estudio, no se observaban como *Merismopedia tenuissima*, *Nephroclamys willeana* y *Monoraphidium arcuatum*,. Los rotíferos también muestran correlaciones negativas con el fitoplancton lo cual indica que hay consumo por parte de este grupo. Los rotíferos tienen un papel fundamental en las cadenas tróficas pelágicas, son un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios (peces), pero su importancia se incrementa porque pueden transferir materia y energía desde

bacterias y partículas detríticas de tamaño pequeño, que son recursos no utilizables por otros organismos planctónicos (Conde-Porcuna *et al* 2004) (Tabla 4).

Tabla 3. Correlación del fitoplancton con el Fósforo, el Nitrógeno y la Clorofila *a*.

	FOSFORO (mg L⁻¹, P)	NITROGENO (mgL⁻¹, N)	CLOROFILA <i>a</i>
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		r = -0.473 p<0.01	r = 0.406 p<0.01
<i>Chlamydomonas globosa</i>	r = -0.627 p<0.01		r = 0.546 p<0.01
<i>Chroomonas cf acuta</i>	r = -0.563 p<0.01		r = 0.692 p<0.01
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	r = -0.659 p<0.01		r = 0.477 p<0.01
<i>Kirchneriella obesa</i>	r = -0.482 p<0.01		
<i>Monoraphidium minutum</i>	r = -0.686 p<0.01		r = 0.596 p<0.01
<i>Merismopedia tenuissima</i>	r = -0.432 p<0.01	r = -0.616 P<0.01	r = 0.435 p<0.01
<i>Chlorogonium minimum</i>	r = -0.562 p<0.01		r = 0.386 p<0.05
<i>Euglena gracilis</i>		r = 0.713 p<0.01	
<i>Euglena</i> sp.		r = 0.615 p<0.01	
<i>Cryptomonas ovata</i>			r = 0.310 p<0.05
<i>Scenedesmus protuberans</i>		r = -0.334 p<0.05	
<i>Microcystis</i> sp.		r = -0.326 p<0.05	
<i>Monoraphidium irregulare</i>	r = -0.311 p<0.05		r = 0.375 p<0.05
<i>Monoraphidium griffithii</i>	r = -0.540 p<0.01		r = 0.699 p<0.01
<i>Limnothrix</i> sp.	r = -0.430 p<0.01		r = 0.316 p<0.05
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	r = -0.345 p<0.05		r = 0.390 p<0.05
<i>Nephroclamys willeana</i>	r = -0.596 p<0.01		r = 0.712 p<0.01
<i>Choococcus</i> sp.	r = -0.316 p<0.05	r = -0.638 p<0.01	r = 0.334 p<0.05
<i>Scenedesmus quadrispina</i>	r = -0.419 p<0.01	r = -0.505 p<0.01	r = 0.349 p<0.05

Tabla 4. Correlación entre el fitoplancton y los rotíferos.

	B. caudatus	B. angularis	Polyarthra dolichoptera	Cephalodella catellina	Rotífero NI
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	r = -0.502 p<0.01	r = -0.581 p<0.01	r = -0.682 p<0.01	r = -0.458 p<0.01	r = -0.744 p<0.01
<i>Chroomonas cf acuta</i>	r = -0.391 p<0.05	r = -0.435 p<0.01	r = -0.344 p<0.05		r = -0.380 p<0.05
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	r = -0.437 p<0.01	r = -0.360 p<0.05			
<i>Monoraphidium minutum</i>	r = -0.538 p<0.01	r = -0.496 p<0.01	r = -0.368 p<0.05		
<i>Merismopedia tenuissima</i>	r = -0.808 p<0.01	r = -0.778 p<0.01	r = -0.805 p<0.01	r = -0.642 p<0.01	r = -0.769 p<0.01
<i>Chlorogonium minimum</i>	r = -0.480 p<0.01	r = -0.331 p<0.05			
<i>Euglena gracilis</i>	r = 0.572 p<0.01	r = 0.459 p<0.01	r = 0.566 p<0.01	r = 0.597 p<0.01	r = 0.517 p<0.01
<i>Euglena</i> sp.	r = 0.419 p<0.01	r = 0.379 p<0.05	r = 0.383 p<0.05	r = 0.494 p<0.01	
<i>Scenedesmus bijuga</i>			r = -0.340 p<0.05		r = -0.426 p<0.01
<i>Scenedesmus protuberans</i>	r = -0.436 p<0.01	r = -0.500 p<0.01	r = -0.418 p<0.01	r = -0.309 P<0.05	r = -0.424 p<0.01
<i>Microcystis</i> sp.		r = -0.333 p<0.05		r = -0.321 p<0.05	
<i>Monoraphidium griffithii</i>	r = -0.416 p<0.01				
<i>Limnithrix</i> sp.	r = -0.496 p<0.01	r = -0.392 p<0.05		r = -0.311 p<0.05	r = -0.231 p<0.05
<i>Monoraphidium arcuatum</i>		r = -0.374 p<0.05			
<i>Tetraedron triangulare</i>			r = 0.399 p<0.01		r = 0.372 p<0.05
<i>Choococcus</i> sp.	r = -0.704 p<0.01	r = -0.775 p<0.01	r = -0.724 p<0.01	r = -0.593 p<0.01	r = -0.697 p<0.01
<i>Scenedesmus quadrispina</i>	r = -0.719 p<0.01	r = -0.711 p<0.01	r = -0.713 p<0.01	r = -0.618 p<0.01	r = -0.818 p<0.01

Se puede decir que en este experimento la influencia del sedimento sobre la composición del fitoplancton es de suma importancia, la capa del sedimento puede ser un depósito de estadios de resistencia de organismos planctónicos (Keddy, 2000). Con respecto a la capacidad de intercambio de nutrientes (fosforo) en los sedimentos, Jensen *et al.*, (1994) sugieren que especies pequeñas de crecimiento rápido como las Chlorococcales, pueden tener ventaja competitiva con las especies de menor crecimiento en lagos poco profundos, donde los sedimentos podrían estar liberando nutrientes, por otro lado en la mayoría de los estudios, los resultados indican un efecto significativo en donde los peces omnívoros mejoran la abundancia y la biomasa del fitoplancton o productividad primaria (Drenner *et al.*, 1986). Los peces omnívoros pueden interactuar sinérgicamente con el estado trófico del lago, y de esta manera los efectos de estos peces llegan a ser más intensos, aumentando la eutrofización (Drenner *et al.*, 1996).

En este estudio la relación entre los peces y el fitoplancton, no mostró diferencias en cuanto a la densidad, sin embargo, con el zooplancton si se observaron diferencias entre los tratamientos. El número de organismos del zooplancton fue más alto en el tratamiento sin peces, lo que indicaría el posible consumo del zooplancton por los peces especialmente de los cladóceros (*Moina macrocopa*) y copépodos juveniles y adultos (*A.robustus-vernalis*).

Los copépodos adultos (256 ind L⁻¹), juveniles (224 ind L⁻¹) y los cladóceros (45 ind L⁻¹) tienen promedios más altos en el tratamiento que no tuvo peces que en los que sí contuvieron peces (219, 125 y 16 ind L⁻¹ respectivamente). Únicamente las larvas de copépodo tuvieron un promedio algo mayor en donde sí hubo peces (851 ind L⁻¹) que en donde no (757 ind L⁻¹). En un análisis de t de student para comparar las medias de cada una de estas categorías (adultos, juveniles, larvas y cladóceros), únicamente para el caso de los juveniles de copépodos resultó una diferencia significativa (P<0.05). Es decir, que para la mayoría de los componentes del zooplancton, no hay diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos abiertos con y sin peces, aunque se observan valores algo más altos en donde no hubo peces (Lugo com. pers.) (tabla 5).

Tabla 5. Promedio de la densidad de ind L⁻¹ de los grupos zooplanctónicos en los tratamientos con peces, sin peces y el lago (Morlan y Peralta, com.pers.).

Promedio (ind L ⁻¹)		Con Peces	Sin Peces	Lago
Rotíferos				
<i>Brachionus caudatus</i>		79095	103624	74225
<i>B. angulares</i>		25798	36343	27804
<i>Polyarthra dolichoptera</i>		3349	3519	4159
<i>Cephalodella catellina</i>		1378	1381	1229
Rotífero NI		3623	3486	2857
Copépodos				
<i>A. robustus-vernalis</i>	Adultos	219	256	93
	Juveniles	125	224	67
	Larvas	851	757	253
Cladóceros				
<i>Moina macrocopa</i>		16	45	13

El desarrollo de las poblaciones de zooplancton no solo va a depender de la cantidad de alimento disponible sino también de su calidad. El crecimiento del zooplancton estará limitado por la diferente calidad nutricional de las comunidades fitoplanctónicas existentes, cuando estas no estén dominadas por diatomeas o criptofíceas, que son de alta calidad nutritiva (Brett *et al.*, 2000; Ramos-Rodríguez y Conde-Porcuna, 2003).

Otro aspecto que se puede considerar en relación al zooplancton en este estudio, es su manera de seleccionar las comunidades fitoplanctónicas como alimento. El enfoque de los estudios del pastoreo del zooplancton es identificar la captura de sus alimentos. Es importante para la depredación selectiva el esfuerzo (energía y tiempo) que se necesita para encontrar, capturar y manejar partículas (Sterner, 1989). La abundancia del fitoplancton facilita la alimentación, pero en concentraciones muy altas se puede obstaculizar la filtración de los organismos como los cladóceros (Porter *et al.*, 1982). El mecanismo de captura depende de la estructura del sistema de alimentación, y difiere en la manera de selección basada en el tamaño de la partícula y motilidad, entre otros (Hansen *et al.*, 1997). Si la depredación del zooplancton tiene un impacto "top-down" en la comunidad de fitoplancton, las algas, como alimento, también tienen un "Bottom-up" sobre sus depredadores (Von *et al.*, 2008).

Por otra parte Quezada (2011) en su trabajo de interacciones tróficas en el lago Tezozomoc, analiza la adaptabilidad y amplitud de hábitat de los peces (*Poecilia reticulata*) y encuentra que presentan una flexibilidad trófica sobre los organismos del lago, primero sobre el zooplancton y finalmente sobre el fitoplancton. Los peces omnívoros con mayor adaptabilidad trófica, como oportunistas pueden cambiar de una fuente de alimento a otra sin dificultad, y tienen grandes posibilidades de ser exitosos en diferentes ambientes altamente variables en el tiempo (Quintans, 2006).

Al hacer la comparación entre ambos tratamientos, se observa que en el de con peces (PA) hay una disminución en el zooplancton, lo cual indica que aunque de manera no significativa, éste sí se ve afectado. Al disminuir el zooplancton, el fitoplancton tendría que ser favorecido, aumentando su abundancia, lo cual no se manifestó. La sumatoria total de fitoplancton en los dos tratamientos (PA, SA), resulta ser mayor en ausencia de peces, y la sumatoria individual total de cada especie fitoplanctónica, nos muestra que algunas especies son más abundantes en presencia de peces, mientras que otras lo son en el tratamiento sin peces (fig. 13). Esto puede indicar que los peces ejercen consumo sobre el zooplancton, y aunque disminuye en cantidad, no es consumido de manera total, siguiendo de esta manera con su ciclo de vida y ejerciendo consumo sobre el fitoplancton. Los peces a su vez no solo se alimentan de la diversidad zooplanctónica, sino que además se ven favorecidos por la riqueza fitoplanctónica en los mesocosmos y el lago, por lo tanto el fitoplancton se ve controlado en cantidad por ambos depredadores que al parecer tienen selectividad por diferentes especies. Esto también se puede apreciar en el tratamiento sin peces, en donde algunas especies de fitoplancton disminuyen en presencia del zooplancton, pero otras se encuentran en mayor número, lo que se podría deber a la ausencia de peces (figura 14).

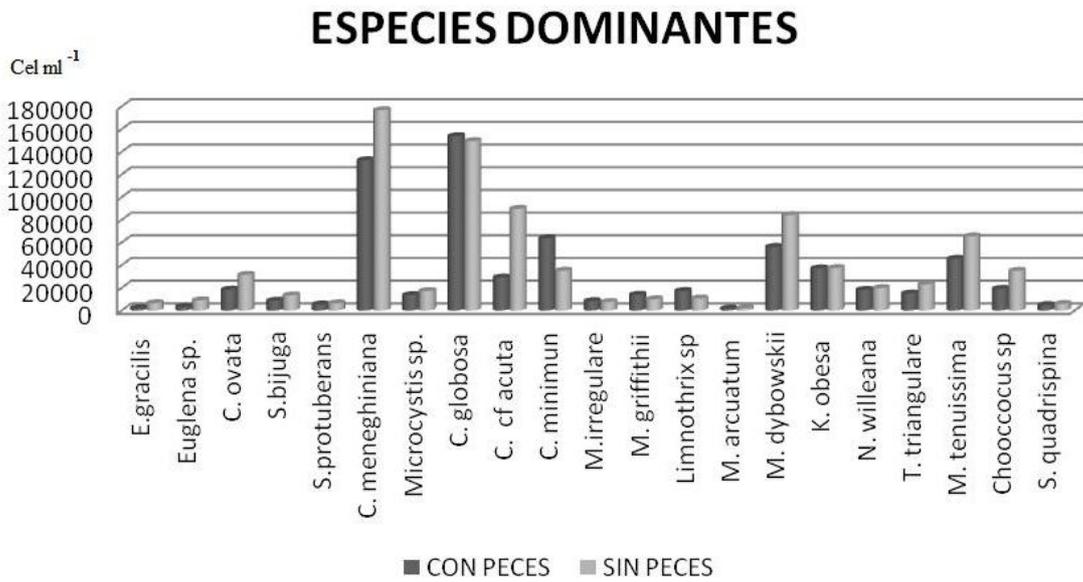


Figura 13. Abundancia de las especies dominantes en los dos tratamientos.

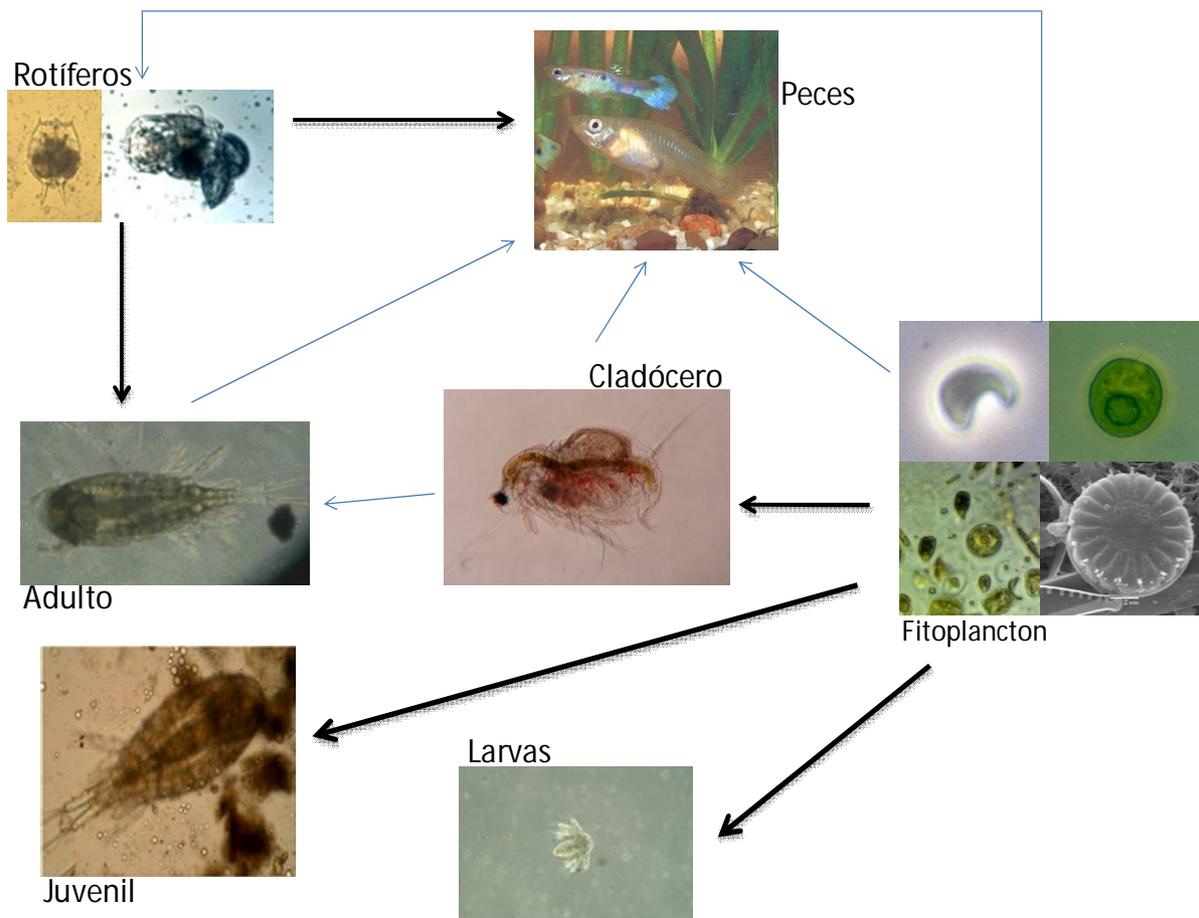


Figura 14. Diagrama del flujo de la energía que se puede presentar en el del lago Tezozomoc (Lugo *et al.*, 2012).

CONCLUSIONES

Durante el experimento la clase Chlorophyceae fue la más abundante, con mayor número de especies identificadas y especies dominantes presentes en los dos tratamientos y el lago, esto debido a sus respuestas y estrategias de supervivencia a las variables ambientales críticas, incluyendo la disponibilidad de nutrientes.

La cuantificación del fitoplancton fue similar en los mesocosmos con peces y sin peces, las especies dominantes fueron las mismas en ambos tratamientos y el lago con mínimas diferencias, el comportamiento del ensamblado de las especies fitoplanctónicas nos muestra relaciones inversas y nos habla de una posible sucesión.

Debido a las condiciones abiertas del experimento, el contacto con el sedimento puede ejercer un aporte importante por la retención y liberación de nutrientes que optimizan el desarrollo del fitoplancton, los parámetros ambientales elevados como la relación N- P que se observaron en las condiciones experimentales influyen para mantener las condiciones eutróficas del lago.

Los análisis de ANOVA y Kruskal-Wallis demostraron que no hubo una diferencia significativa ($P > 0.05$) entre los tratamientos con peces y sin peces, así como las gráficas de caja y bigote muestran una similitud en la densidad del fitoplancton entre repeticiones y entre tratamientos.

Las correlaciones entre especies de fitoplancton en general mostraron valores positivos, pero se observaron correlaciones negativas con el fósforo y nitrógeno, los valores que mostraron otros factores ambientales como la clorofila *a*, la conductividad y, el oxígeno disuelto corresponden con el estado eutrófico del lago.

El fitoplancton como productor primario, representa una fuente de alimento para los peces y el zooplancton, que a la vez es consumido por los peces.

El zooplancton no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos abiertos con y sin peces, pero si se observaron valores más altos en ausencia de peces.

Se observó una relación negativa significativa entre el zooplancton y el fitoplancton, señalando un posible efecto indirecto de los peces sobre el fitoplancton a través de la depredación sobre el zooplancton.

Las especies encontradas durante el experimento no se ven favorecidas de manera general en alguno de los tratamientos, algunas muestran mayor abundancia en el tratamiento con peces y otras son más numerosas en ausencia de estos.

APENDICE

LISTA SISTEMÁTICA

Sistemas de clasificación Prescott 1982; Round 1990; Komárek 1999; Popovsky y Pfiester 1990; M.D. Guiry in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2013. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>;

Clase Chlorophyceae

Orden Sphaeropleales

Familia Characiaceae

Género *Schroederia*

Schroederia setigera (Schröer) Lemmermann

Familia Hydrodictiaceae

Género *Pediastrum*

Pediastrum boryanum (Turpin) Meneghini

Pseudopediastrum boryanum (Turpin) E.Hegewald

Familia Chlorellaceae

Género *Kirchneriella*

Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius

Kirchneriella obesa (G.S West) West & G.S West

Género *Nephroclamys*

Nephroclamys cf willeana (Printz) Kors

Género *Monoraphidium*

Monoraphidium arcuatum (Korsch) Hindák

Monoraphidium dibowskii

Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová

Monoraphidium irregulare (G.M.Smith) Komárková-Legnerová

Monoraphidium minutum (Naegeli) Komárková-Legnerová

Género *Tetraedron*

Tetraedron triangulare Korschikov

Tetraedron minimum (A.Braun) Hansgirg

Género *Actinastrum*

Actinastrum hantzchii

Familia Coelastraceae

Género *Coelastrum*

Coelastrum pseudomicroporum Koršikov R

Familia Scenedesmaceae

Género *Scenedesmus*

Scenedesmus acuminatus v minor G. M. Smith

Scenedesmus dimorphus (Turpin) Kützing *Scenedesmus obliquus* (Turpin) Kützing

Scenedesmus bijuga (Turpin) Lagerheim

Scenedesmus protuberans F.E.Fritsch & M.F.Rich

Desmodesmus protuberans (Fritsch & M.F.Rich) E.Hegewald

Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson in Brébisson & Godey
Desmodesmus quadricaudatus (Turpin) Hegewald
Scenedesmus quadrispina var. *quadrispina* (Chodat) G.M. Smith
Scenedesmus intermedius Chodat
Desmodesmus intermedius (Chodat) E.H.Hegewald

Orden Volvocales

Familia Chlamydomonadaceae

Género *Chlamydomonas*

Chlamydomonas globosa J.W. Snow

Familia Haematococcaceae

Género *Chlorogonium*

Chlorogonium minimum Playfair

Chlorogonium sp.

Clase Euglenophyceae

Orden Euglenales

Familia Euglenaceae

Género *Euglena*

Euglena gracilis Klebs

Euglena sp.

Género *Phacus*

Phacus pyrum (Ehr) *Monomorphina pyrum* (Ehrenberg) Mereschkowski

Clase Dinophyceae

Orden Peridinales

Familia Glenodiniopsidaceae

Género *Glenodinium*

Glenodinium cf. *pulvisculus* (Ehrenberg) Stein

Clase Cryptophyceae

Orden Cryptomonadales

Familia Cryptomonadaceae

Género *Cryptomonas*

Cryptomonas ovata Ehrenberg

Género *Chroomonas*

Chroomonas cf. *acuta* Utermöhl *Komma caudata* (L.Geitler) D.R.A.Hill

Clase Cyanophyceae

Orden Chroococcales

Familia Merismopediaceae

Género *Merismopedia*

Merismopedia tenuissima Lemmerman 1898

Género *Synechocystis*

Synechocystis sp.

Familia Chroococcaceae

Género *Chroococcus*

Chroococcus sp.

Familia Microcystaceae

Género *Microcystis*

Microcystis sp.

Microcystis flos aquae (Wittrock) Kirchner *Polycystis flos-aquae* Wittrock

Orden Oscillatoriales

Familia Pseudanabaenaceae

Género *spirulina*

Spirulina sp.

Género *Limnotrix*

Limnothrix sp.

Género *Pseudanabaena*

Pseudanabaena mucicola (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe

Orden Nostocales

Familia Nostocaceae

Género *Anabaenopsis*

Anabaenopsis elenkinii V.V. Miller

Clase Coscinodiscophyceae

Orden Thalassiosirales

Familia Stephanodiscaceae

Género *Cyclotella*

Cyclotella meneghiniana Kützing

Cyclotella sp.

Clase Bacillariophyceae

Orden Naviculales

Familia Naviculaceae

Género *Navicula*

Navicula sp. 1

Navicula sp. 2

Orden Bacillariales

Familia Bacillariaceae

Género *Nitzschia*

Nitzschia sp. 1

Nitzschia sp. 2

BIBLIOGRAFIA

- Alcocer, D.J., E. Kato, E. Robles y G.Vilaclara. 1988. Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Contaminación Ambiental* 4: 43-56.
- Alcocer, D.J. y A. Lugo. 1995. The urban lakes of Mexico City (Lago Viejo de Chapultepec). *Lakeline* 15 (2): 14-31.
- Álvarez-Cobelas, M. y B.A. Jacobsen. 1992. Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum* 2: 184-199.
- Alvarado, R.F. 2012. Efecto de *Poecilia reticulata* y el sedimento sobre los protozoos ciliados y las bacterias en mesocosmos. Tesis de Licenciatura (Biología) Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. México. 46 pp.
- Andersen, F.Ø. and P. Ring.1999. Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408/409: 175-183.
- A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F. American Public Health Association, American Water Workers Association, Water Pollution Control Federation. 1985. *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater*. 16a. Ed., Washington, D.C. USA. 1268 p.
- Arocena, R., N. Prat y C.A. Rodríguez. 2003. Design and evaluation of benthic mesocosms for coastal lagoons. *Limnetica* 22(3-4): 117-128.
- Arzate, G. 2002. Contribución al estudio de la alimentación de *Poecilla reticulata* y su relación con algunos parámetros ambientales en el lago del Parque Tezozomoc, Atzacapotzalco Tesis de Licenciatura (Biología), Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, México. 41 p.
- Bécares, E., A. Conty, V.C Rodríguez. y S. Blanco. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterraneos. *Ecosistemas* 13(2):1697-2473.
- Bertolo, A., G. Lacroix y F. Lescher-Moutoué, 1999. Scaling food chains in aquatic mesocosms: do the effects of depth override the effects of planktivory?. *Oecologia* 121: 55–65.
- Botello, A.C. 2002. Estudio de algunos aspectos reproductivos de *Poecilla reticulata* (Pisces: Poecillidae) del lago del Parque Tezozomoc de julio a diciembre del 2002. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, México. 83 p.
- Brabrand, A., B.A. Faafeng y J.P.M. Nilssen. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic Science* 47:364-372.
- Brett, M.T., D.C. Müller-Navarra y S. Park. 2000. Empirical analices of the effect of phosphorus limitation on algal food quality for freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* 45: 1564-1575.

Camargo, J.A., y A. Alonso. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16 (2): 98-110.

Chow-Fraser, P. 1998. A conceptual ecological model to aid restoration of Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of Lake Ontario, Canadá. *Wetlands Ecol. Manage.*, 6. 43-57

Comas, G.A. 1996. *Las Chlorococcales dulceacuícolas de Cuba*. Biblioteca Phicologica. J. Crammer. Berlin. 192 p.

Conde-Porcuna, J.M., E. Ramos-Rodríguez, R. Morales-Baquero. 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas* 13 (2): 23-29. Mayo 2004

Cox, E.J. 1996. *Identification of freshwater diatoms from live material*. Chapman & Hall, London. 158 pp.

Daniel, W. 2002. Bioestadística: base para el análisis de las ciencias de la salud. 4a edición. Limusa. Mexico, D.F. 755 pp.

Da Silva, E. M., M. F. Navarro, A. F. Barros, M. F. Mota y C. B. Chastinet. 1999. The utilization of *Poecilia reticulata* as a biomonitor in the environmental recovery of an aquatic ecosystem. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 2 (2): 51-55.

De Bernardi, R., G. y Giussani. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200 /201: 29-44.

Drenner, R.W., S.T. Threlkeld y M. D. McCracken. 1986. Experimental analysis of the direct and indirect effects of an omnivorous filter-feeding clupeid on plankton community structure. *Canadian Journal Fisheries and aquatic Sciences*. 43: 1935-1945.

Drenner, R.W., J. D. Smith y S.T. Threlkeld. 1996. Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous fish. *Hydrobiologia* 319: 213-223.

Elías-Fernández. G., N.A. Navarrete-Salgado., J. L. Fernández-Guzmán, y G. Contreras-Rivero. 2006. Crecimiento, abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata* en el Lago Urbano del Parque Tezozomoc de la Ciudad de Mexico. *Revista Chapingo*. Serie ciencias forestales y del ambiente, julio-diciembre, año/vol. 12, numero 002. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Mexico. pp. 155-159.

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

FUNASA (Fundacao Nacional de Saúde). 2002. Roitero para Capacitao de Agentes do PACS/PSF nas acoes de controle da Dengue. 1era. Edición. Asseroria de Comunicacao e Educacao em Saúde/ Ascom. Brasilia, Janeiro. 41 pp.

- García de León, A. 1988. *Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales*. Divulgación Geográfica, Instituto de geografía, UNAM, México. 29 pp.
- García, E. 2004. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. Serie Libros No. 6. 5a Ed. Instituto de Geografía, UNAM, Mexico. 90 p.
- Gliwicz, Z. M., 1990. Food thresholds and body size in Cladocerans. *Nature* 343: 638–640.
- Graham, L.E. y L.W. Wilcox. 2000. *Algae*. Prentice hall, Inc., Upper Saddle River, N.J. USA. 640 pp.
- Golterman, H.L. 2001. Phosphate release from anoxic sediments or «What did Mortimer really write?». *Hydrobiologia* 450: 99-106
- Golterman, H.L. 2004. The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments. *Kluwer Academic Publisher*. Holanda. 251pp.
- HACH. 1993. DREL/2000. Advanced Water Quality Laboratory. Procedures Manual. HACH Company, E.U.A. 166 pp.
- Hansen, A.M. y E. Jeppesen. 1992. Changes in the abundance and composition of cyclopoid copepods following fish manipulation in eutrophic lake Væng, Denmark. *Freshwater Biology* 28: 183–193.
- Hansen, P. J., P.K. Bjørnsen y B.W. Hansen. 1997. Zooplankton grazing and growth: Scaling within the 2–2,000 - mm body size range. *Limnol. Oceanogr.* 42, 687–704.
- Harris, G.P. 1986. *Phytoplankton ecology*. London. Chapman & Hall. 384 pp
- Haphey-Wood, V.M. 1988. *Ecology of freshwater planktonic green algae*. In Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton (C.D. Sandreen, ed.). Cambridge University Press, Cambridge, p.175-226.
- Hegewald, E. y P.C. Silva. 1988. *Annotated Catalogue of Scenedesmus and Nomenclaturally Reeled Genera, including original descriptions and figures*. Gebruder Borntraeger, Berlin. 586 pp.
- Hessen, D.O. 1997. Stoichiometry in food webs—Lotka revisited. *Oikos* 79: 195–200.
- Hegewald, E. y P. C Silva. 1988. *Annotated Catalogue of Scenedesmus and Nomenclaturally Reeled Genera, including original descriptions and figures*. Gebruder Borntraeger, Berlin. 586 p.
- Horppila, J., y T. Kairesalo. 1990. A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus* L.) in maintaining high phytoplankton biomass in lake Vesijärvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201 (Dev. Hydrobiol. 61): 153–165.

Huszar V.L.M., L.H.S. Silva, P. Domingos, M. Marinho y S. Meló. 1998. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 59-71.

Iglesias C., N. Mazzeo, G. Goyenola, C. Fosalba, F. Texeira de Mello, S. Garcia y E. Jeppesen. 2008. Field and experimental evidence of the effect of *Jenynsia multidentata*, a small omnivorous-planktivorous fish, on the size distribution of zooplankton in subtropical lakes. *Freshwater Biology*. 53, 1797-1807.

Integrated Taxonomic Information System. 2002. Pagina electronica. www.itis.usda.gov

İşbakan, B., A. Gönüloğlu, E. Taş. 2002. A Study on the Seasonal Variation of the Phytoplankton of Lake Cernek (Samsun-Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2 121-128.

Jacobsen, L., M.R. Perrow, F. Landkildehus, M. Hjørne, T.L. Lauridsen y S. Berg, 1997. Interactions between piscivores, zooplanktivores and zooplankton in submerged macrophytes: preliminary observations from enclosure and pond experiments. *Hydrobiologia* 342/343: 197-205.

Jensen, J.P., E. Jeppesen. K. Olrik y P. Kristensen. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 51: 1692-1699.

Jeppesen, E. 1998. *The ecology of shallow lakes- Trophic interactions in the pelagial*. NERI Technical Report N° 247. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark.

Jeppesen, E., T. Lauridsen, S.F. Mitchell y C. W. Burns. 1997a. Do planktivorous fish structure the zooplankton communities in New Zealand lakes? *N. Zeal. J. Mar. Freshwat. Res.* 31: 163-173.

Jeppesen E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen y L. Jensen. 1997b. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient states, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.

Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen y F. Landkildehus. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater biology* 45: 201-218.

Jeppesen, E., P. Kristensen, J.P. Jensen, M. Søndergaard, E. Mortensen y T. Lauridsen. 1990. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. 3. Int. Workshop on Ecosystem Research in Freshwater Environment Recovery, 26-29.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huszar, V. y Scasso, F. 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. En: Vikram Reddy, M. (ed.). *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes*. Science Publisher, New Hampshire. pp. 342-359

- Karjalainen, J., M. Leppä, M. Rahkola y K. Tolonen. 1999. The role of benthivorous and planktivorous fish in a mesotrophic lake ecosystem. *Hydrobiologia* 408/409 (Dev. Hydrobiol. 143): 73–84.
- Keddy, P.A. 2000. Wetland ecology, principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Knuuttila, S., O.-P. Pietiläinen y L. Kauppi. 1994. Nutrient balances and phytoplankton dynamics in two agriculturally loaded shallow lakes. *Hydrobiologia* 275/276: 359–369.
- Komárek, J. 1999. *Cyanoprokaryota* 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer, Alemania. 548 pp.
- Kuang, Q., Y. Bi, Y. Xia y Z. Hu. 2004. Phytoplankton community and algal growth potential in Taipinghu Reservoir, Anhui Province, China. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 9: 119-124.
- Kruk C., Mazzeo N., Lacerot G. y C. S. Reynolds. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research* 24:901-912.
- Lamarra, V.A., Jr. 1975. Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. internat. Verein. Limnol.* 19:2461-2468.
- Lampert, W. y U. Sommer. 1997. *Limnoecology: the Ecology of Lakes and Streams*. New York. Oxford University Press. 382 pp.
- López, S.S.G. 2012. Estudio experimental del impacto de *Poecilia reticulata* (Guppy) y de las condiciones ambientales sobre el ensamblado de rotíferos en el lago urbano Tezozomoc. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. México. 51 pp.
- Lugo, A., L. A. Bravo-Inclán, J. Alcocer, M. L. Gaytán, M. G. Oliva, M. R. Sánchez, M. Chávez & G. Vilaclara. 1998. Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 333-343.
- Lugo V.A., M.R. Sánchez., M.G. Oliva., L. Peralta., J. Morlán., S.G. López., R.A. Hernández y F. Alvarado. 2012. *The effect of small-size omnivorous fish on the plankton assemblage in a shallow hypertrophic lake: a mesocosm study*. Meeting of the SIL Plankton Ecology Group (PEG). Mexico, City, Mexico. February 12-18.
- Margalef, R. 1995. *Ecología 8ª Edición*. Ed. Omega. Barcelona, España. 945p
- Margalef, R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: *Perspectives in Marine Biology*. A. A. Buzzati-Traverso (ed.): 323-349. Berkeley. University California Press.
- Marshall, D.W. 1987. *Biología de las algas. Enfoque fisiológico*. Editorial Limusa. México. 518 pp.

- Martínez-Arroyo, A. y E. Jáuregui. 2000. On the environmental role of urban lakes in Mexico City. *Urban Ecosystems* 4: 145-166.
- Meffe, G. K y F. F. Snelson. 1989. Ecology and evolution of livebearing fishes (Poeciliidae). *Prentice-Hall, Inc. Englewood*. Cliffs, New Jersey. 453 pp.
- Moreno, J. L. 2003. Fitoplancton. *In: De la Lanza, E.G. & P. Hernandez (Eds.). Manual para la colecta, el manejo y las observaciones de campo para bioindicadores de la calidad del agua*. AGT Editor. pp. 43-107.
- Morlán J. 2010. Producción primaria del fitoplancton en un lago hipertrófico durante la época de sequía. Tesis de licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 61pp.
- Moss, B., J. Madgwick y G. Phillips. 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Environment Agency, Broads Authority, Broads. 180 pp.
- Moss, B. 1998. Ecology of fresh waters. Man and medium. Past to future. *Blackwell Science, London*. 560 pp.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Bécares E., Van der Bund, W., Van Donck, E., de Eyto, E., Feldmann, T., Fernández- Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R.J.M. Garcia-Criado, F., Gross, E., Gylström, M., Hansson, L.A., Irvine, K., Järvalt, A., Jenssen, J.P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijow, R., Krause, T., Künnap, Laas, A., Lill, E., Luup, H., Miracle, M.R., Noges, P. Noges, T., Nykannen, M., Itt, I., Peters, E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Salujoe, J., Scheffer, M., Siewersten, K., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Vakilainen, K. y Virro, T. 2003. The determination of ecological quality in shallow lakes-a tested expert system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic conservation* 13: 507-549.
- Oliva, M.G., R.A. Rodríguez, V.A. Lugo, R.M.R. Sánchez. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18 (1 Suplemento): 1-13.
- Ortega-Mayagoitia, E., C. Rojo y M.A. Rodrigo. 2003. Controlling factors of phytoplankton taxonomic structure in wetlands: an experimental approach. *Hydrobiologia*, 502: 177-186;
- Peralta S. L., Lugo V. A., Sánchez R. M. R. Oliva M. M. G. 2010. Importancia del control top down *Poecilia reticulata* sobre la abundancia de rotíferos en experimentos de mesocosmos *in situ* en un lago urbano. Memorias del V Congreso Nacional de Limnología. Morelia Michoacán.
- Persson L., J. Bengtsson, B.A. Menge y M.A. Power. 1996. Productivity and consumer regulation – concepts, patterns, and mechanisms. *In G.A. Polis y K.O. Winemiller (eds), Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*. Chapman y Hall, New York 396–434.
- Pollinger, U. 1986. Phytoplankton periodicity in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). *Hydrobiologia* 138: 127-138.
- Popovsky, J. y A.L. Pfiester. 1990. *Dinophyceae (Dinoflagellida)*. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart, Alemania. 270 p.

- Prescott, G. W. 1982. *Algae of the Western Great Lakes Area*. Otto Koeltz Science Publishers, Alemania. 977 p.
- Prieto M., F. Castaño, J. Sierra, L. Priscila y Botero J. 2006. Alimento vivo en la larvicultura de peces marinos: copépodos y mesocosmos. *Rev.MVZ Córdoba* 11 Supl (1), 30-36.
- Porter, K.G., J. Gerritsen, y J. D. Jr Orcutt. 1982. The effect of food concentration on swimming patterns, feeding behavior, ingestion, assimilation, and respiration by *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.*, 27, 935–949.
- Quezada, L.A.P. 2011. Interacciones tróficas del pequeño pez omnívoro *Poecilia reticulata* en un lago somero hipertrófico. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 44 pp.
- Quintans, F. Alimentación de peces y sus efectos en los ecosistemas de agua dulce. Material para curso de Limnología Básica. <http://limno.fcien.edu.uy/pdf/Material-teo-PECES-Quintans.pdf>.
- Ramírez-Olvera M. A., J. Alcocer, M. Merino-Ibarra y A. Lugo. 2009. Nutrient limitation in a tropical saline lake: a microcosm experiment. *Hydrobiologia* 626:5–13.
- Ramos-Higuera E., J. Alcocer, E. Ortega-Mayagoitia y A. Camacho. 2008. Nitrógeno: elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en un lago oligotrófico tropical. *Hidrobiológica* 18 (1 Suplemento): 105-113.
- Ramos-Rodríguez, E. y J.M. Conde-Porcuna. 2003. Nutrient limitation on a planktonic rotifer: life history consequences and starvation resistance. *Limnology and Oceanography* 48: 933-938.
- Reynolds, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge. Cambridge University Press. 384 pp.
- Reynolds, C.S. 1997. *Vegetarian processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology. Ecology Institute. Oldendorf. 371 pp.
- Reynolds, C., M. Dokulil y J. Padišák. 2000. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now? *Hydrobiologia* 424: 147–152, 2000.
- Riebesell U., R.G.J. Bellerby, H.-P. Grossart, F. Thingstad. 2008. Mesocosm CO₂ perturbation studies: from organism to community level. *Biogeosciences*, 5, 1157–1164.
- Rodrigo M. A., C. Caballero, C. Rojo y M. Álvarez. 2005. Capacidad de retención del nitrógeno por el macrófito *Chara hispida* procedente de una laguna de Ruidera. Memorias del Encuentro Internacional en Fitodepuración (julio del 2005, Lorca, España).
- Rojas, P. E., B. M. Gamboa, R. S. Villalobos y V.F. Cruzado. 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 R. M. R., Ávila R. E., Lugo V. A., Oliva M. M. G., Peralta S. L., Verver y Vargas G. 2010. Ciliados y concentración de nutrientes: estudio en un lago hipertrófico. Memorias del V Congreso Nacional de Limnología. Morelia Michoacán.

Scheffer M, 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall. Londres, 357 pp.

Schindler, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 51: 356–363.

Schueler, T. y J. Simpson. 2003. Why urban Lakes are different. *Watershed Protection Techniques* 1 (2): 747-750.

Sterner, R.W. 1989. The role of grazers in phytoplankton succession. In Sommer, U. (ed.), *Plankton Ecology – Succession in Plankton Communities*. Springer-Verlag, New York, pp. 107–170.

Solano, B. N. 2002. *Aspectos reproductivos de Poecilla reticulata (Pisces:Poecillidae) en el lago del Parque Tezozomoc, Atzacapatzalco de enero a junio del 2001*. Tesis de Licenciatura (Biología), FES Iztacala, UNAM, México. 41 p.

Sommer, U., M.Z. Gliwicz, W. Lampert y A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Archiv. Hydrobiol.*, 106: 433-471.

Steel, R.G.D. y J.H. Torrie, 1989. *Bioestadística: principios y procedimientos*. Mc Graw-Hill, México. 662pp.

Tátrai, I., K. Mátyás, J. Korponai, G. Paulovits y F. Pekár, 2003. Management of fish communities and its impacts on the lower trophic levels in shallow ecosystems in Hungary. *Hydrobiologia* 506–509: 489–496.

Tavera, R., E. Novelo y A. Comas. 2000. Chlorococcalean algae (s.l.) from the ecological Park of Xochimilco, Mexico. *Algal Studies* 100: 65-94.

Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122

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 físicos y químicos y su relación con la clorofila a en un lago urbano eutrófico*. Tesis de Licenciatura (Biología), FES Iztacala. UNAM, México. 55 p.

Volenweider, R.A. y J. Kerekes. 1980. The loading concept as a basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD Programme on eutrophication. *Progress Water Technology* 12: 5-18.

Von, R.G. y A. Giani. 2008. Biological interactions in the plankton community of a tropical eutrophic reservoir: is the phytoplankton controlled by zooplankton?. *Journal of Plankton Research*. Volume 30, Number 10. Pages 1157–1168

Weisner, S.E.B., A. Strand, y H. Sandsten. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia* 109: 592-599.

Wetzel, R. G. 1983. *Limnologia*. Ed. Omega. Barcelona, España. 679 p.

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academic Press, USA. 1006 p.

Wetzel, R. G. y G. R Likens. 2000. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, Nueva York. 429 p.