



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL
FITOPLANCTON POSTERIOR AL DESAZOLVE Y
LLENADO DEL LAGO URBANO TEZOZÓMOC, D.F.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

CORTÉS DE JESÚS JOSÉ IGNACIO

DIRECTORA DE TESIS:

M. EN C. MARÍA GUADALUPE OLIVA MARTÍNEZ



Los Reyes Iztacala. Edo. de México

2017



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.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, y a la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, por permitir integrarme a esta comunidad.

Especialmente a la Maestra María Guadalupe Oliva Martínez: porque más allá de ser mi directora de tesis, es la persona que merece todo mi aprecio y respeto. En verdad, muchísimas gracias por sus consejos, generosidad, humildad y calidez humana... ah, y también por la enorme paciencia durante este tiempo.

A los Doctores Alfonso Lugo Vázquez y María del Rosario Sánchez Rodríguez, maravillosas personas que siempre he de recordar por su admirable sencillez, enseñanzas y el apoyo brindado.

A la M. en C. Laura Peralta Soriano, por su amabilidad y paciencia. Gracias por el tiempo que me regaló durante las revisiones de este trabajo. Gracias también por los conocimientos compartidos en el campo.

A la Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia por sus valiosas correcciones y por hacer tan amenos y agradables los cursos impartidos.

A la Mtra. María de los Ángeles García Gómez, que le hace honor a su nombre. Gracias por su tiempo, y por los comentarios que forjaron este trabajo.

A todo el equipo de trabajo del Proyecto de Investigación en Limnología Tropical que participó en las actividades de campo y laboratorio para la realización de este trabajo.

A mis viejos, y a Judith, por tantas experiencias vividas y por sus innumerables consejos. Gracias por su apoyo y cariño incondicional.

A Chuchito, porque en esta vida me ha rodeado de tanta gente buena.

Muchas gracias a las compañeras de anatomía de maderas y ficólogas del laboratorio de Botánica de la Unidad de Morfología y Función, por ese cariño brindado, y por los buenos ratos en que agarramos la parranda.

Finalmente, a todas esas personas que me aprecian y que siempre llevo presentes.

Dedicatorias

Al sacrificio de mis viejos y a su enorme paciencia durante esta etapa.

Con mucho cariño, dedicado a mi única y gran hermana.

A la paciencia de la maestra Lupita

A mis apreciadas amistades del laboratorio de botánica de la Unidad de Morfología y función.

ÍNDICE DE CONTENIDO.

Resumen	01
Introducción	03
Antecedentes	06
Objetivo General	09
Objetivos Particulares	09
Área de Estudio	10
Materiales y Métodos	
Trabajo de Campo	13
Trabajo de Laboratorio	13
Resultados	
Temperatura	15
Transparencia: Disco de Secchi	15
Oxígeno disuelto	16
pH	17
Conductividad específica a 25 °C	17
Nutrientes	
Nitrógeno total	18
Nitrógeno Orgánico	18
Nitrógeno Inorgánico	19
Nitrógeno como nitratos: N-NO_3^-	20
Nitrógeno Amoniacal: N-NH_3^-	20
Nitrógeno como nitritos: N-NO_2^-	21
Fósforo Total	21
Fósforo reactivo disuelto (FRD)	21
Fósforo orgánico	21
Composición y dinámica fitoplanctónica	
Identificación taxonómica	22
Frecuencia vs abundancia	23
Dinámica temporal de especies dominantes y temporales	25
Dinámica Temporal de las principales clases del fitoplancton de Tezozómoc	27
Clorofila <i>a</i>	29
Dinámica espacial en el lago Tezozómoc	30
Relaciones Bióticas-Abióticas	
Análisis de componentes principales categóricos	30
Discusión	
Temperatura	33
Transparencia	34

Oxígeno Disuelto	35
pH	35
Conductividad	35
Nutrientes	
Nitrógeno Total (NT): NID + N Orgánico	36
Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID: $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_3^-$)	37
Fósforo Total (PT): $\text{PO}_4^{-3} + \text{P Orgánico}$	38
Estructura del Fitoplancton Posterior al Llenado	39
Clorofila <i>a</i>	42
Interacciones Bióticas-Abióticas: ACP	43
Conclusiones	45
Bibliografía	47
Anexo I	55
Anexo II	57

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1.- Parque y lago Tezozómoc. a) Ubicación del parque Tezozómoc, en la Del. Azcapotzalco, D. F. El lago se ubica en la parte central del parque.	10
Figura 1.- (Continuación). b) Lecho del lago durante el periodo de limpieza. c) Vista del lago posterior al llenado. d) Vista satelital del parque y lago Tezozómoc. Al interior se indican las estaciones de muestreo como E: entrada; C: centro; S: salida.	11
Figura 2.- Dinámica de la temperatura registrada, entre agosto de 2012 y abril de 2013, en el lago Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	15
Figura 3.- Cambios en la transparencia del lago Tezozómoc, medidos por medio del disco de Secchi. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	16
Figura 4.- Variación temporal del oxígeno disuelto en el lago Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	16
Figura 5.- Variaciones del pH registradas en el Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	17
Figura 6.- Dinámica de la conductividad en el lago Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	18
Figura 7.- Cambios medidos en la concentración de nitrógeno: a) total, b) orgánico e c) inorgánico, de 2012 a 2013 en Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	19
Figura 8.- Dinámica temporal de las formas inorgánicas del nitrógeno evaluadas en Tezozómoc: a) N-nitratos, b) N-nitritos, c) N-amonio. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	20
Figura 9.- Proyección de la tendencia del fósforo en sus formas evaluadas durante el estudio de 2012 a 2013: a) fósforo total, b) fósforo reactivo disuelto y c) fósforo orgánico. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	21

Figura 10. - Clases identificadas en el Lago Tezozómoc de 2012 a 2013, con su respectivo número de especies.	22
Figura 11. - Gráfica de frecuencia vs abundancia que muestra la distribución temporal de las especies como dominantes, temporales, constantes y raras.	23
Figura 12. - Dinámica temporal de las especies: a) <i>Aphanocapsa delicatissima</i> , b) <i>Chlamydomonas globosa</i> y c) <i>Planktolyngbya limnetica</i> identificadas como "Dominantes". El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	24
Figura 13. - Dinámica temporal de la especie <i>Pseudanabaena limnetica</i> , identificada como "Dominante". El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	24
Figura 14.- Dinámica temporal de las especies a) <i>Aphanothece cf. smithii</i> b) <i>Aphanothece nebulosa</i> y c) <i>Raphidiocellis microscopica</i> , identificadas como "Temporales". El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	25
Figura 15.- Dinámica temporal seguida por las principales clases de fitoplancton que habitaron el Lago Tezozómoc en el periodo de estudio. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	26
Figura 16.- Variaciones en la clorofila a medidas en el periodo de estudio. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.	27
Figura 17. - Análisis de componentes principales categórico. Se muestra la dimensionalidad de un conjunto de variables (parámetros ambientales y especies) al mismo tiempo que se tiene en cuenta toda la variación posible de estos (76.13% de la varianza explicada en los primeros dos componentes).	29

ÍNDICE DE TABLAS.

Tabla 01.- Promedio por estación de las variables ambientales medidas en el lago Tezozómoc. En la columna de la derecha se indican los valores estadísticos de F y su valor crítico.	28
Tabla 02.- Variación explicada por los tres primeros componentes del ACP realizado en este estudio. Nótese que en la columna de la derecha se indica el porcentaje acumulado de la varianza explicada.	28
Tabla 03.- Coeficientes de la contribución de las variables en los dos primeros componentes.	29
Tabla 04. Rangos de valores límites propuestos por la OECD para la caracterización del estatus trófico de los lagos. Sobre la columna de la derecha se indican los valores promedios obtenidos de Agosto 2012 a Abril 2013 en el lago Tezozómoc. Fuente: Crouzet <i>et al.</i> 1999.	33

RESUMEN.

En las grandes ciudades, los lagos urbanos y otros pequeños parches ecológicos, contribuyen al bienestar social, mejorando la calidad de vida de sus habitantes; sin embargo, las actividades desarrolladas a sus alrededores, deterioran su aspecto paisajístico mediante el enriquecimiento de nutrientes y de diversos contaminantes. Procurando mejorar el estado actual de estos reservorios, en últimas décadas se han diseñado e implementado metodologías que buscan mejorar su aspecto visual. Apropiadas metodologías requieren de un constante monitoreo de la calidad del agua en los lagos urbanos, para lo cual, el fitoplancton, ha resultado ser una herramienta útil como bioindicador de condiciones ambientales. En junio de 2012, debido a que se encontraba en condiciones hipertróficas, el lago Tezozómoc experimentó un proceso de vaciado, dragado y llenado, efectuado por autoridades de la Ciudad de México. Después de la limpieza del lago, se llevó a cabo la presente investigación de agosto de 2012 a abril de 2013, con la finalidad de conocer la dinámica espacio-temporal de las especies fitoplanctónicas, clorofila *a* y algunas variables ambientales. La temperatura, transparencia, pH, conductividad, y OD fueron medidos *in situ*, mientras que en laboratorio, además de determinar las concentraciones de los nutrientes nitrógeno y fósforo, se realizó la cuantificación de fitoplancton y su identificación taxonómica. Debido a que el lago fue llenado y reabastecido de una planta de tratamiento secundario, los resultados obtenidos mostraron que las condiciones hipertróficas volvieron a estar presentes. No obstante, la remoción de sedimentos y la renovación de la masa de agua condujeron a cambios en la dinámica ambiental del lago. Se observaron variaciones en la transparencia del agua, así como en las concentraciones de nutrientes. En el fitoplancton, un total de 49 taxa fueron encontrados, siendo la clase Chlorophyceae la mejor representada en número de especies, seguida por la clase Cyanophyceae, esta última constituida principalmente por Oscillatoriales y Chroococcales coloniales. Mediante el gráfico de frecuencia vs. abundancia se distinguió en la dominancia del lago a la clase Cyanophyceae. Con el estadístico ANOVA se observó que el lago presenta homogeneidad espacial en múltiples variables ambientales, siendo el OD la excepción. En la presente investigación, se concluyó que debido a que el fitoplancton presente en el lago después del llenado, es propio de sistemas hipertróficos, y debido a que el principal abasto de agua posee una carga de nutrientes, las medidas realizadas no son lo suficientemente apropiadas para el mejoramiento de este sitio recreativo.

INTRODUCCIÓN.

Nuevas áreas de estudio, como la ecología urbana, se han ido desarrollando, debido a la creciente urbanización que continuamente impacta a los ambientes naturales, transformándolos en paisajes heterogéneos. Los ecosistemas urbanizados se encuentran altamente fragmentados, dominados por construcciones y viviendas; con frecuencia, carecen de una adecuada cubierta vegetal, que en ocasiones, consiste de escasas especies nativas (Naselli-Flores, 2008).

En las zonas urbanas, parte de las funciones del ecosistema, tales como la filtración del suelo, el flujo del agua, la evaporación, la disponibilidad de luz, y la disipación del calor están profundamente alteradas. Comparados con sus alrededores rurales, los ecosistemas urbanos experimentan temperaturas más altas en el aire y en la superficie. La contaminación del aire y fuentes de calor como el transporte y las industrias, incrementan la carga térmica en las ciudades. Dichos cambios térmicos, podrían ser reducidos gracias a la evapotranspiración de pequeños parches ecológicos, sea el caso de parques, lagos u otro tipo de áreas abiertas (Naselli-Flores, 2008; Papangelis *et al.*, 2012).

Los lagos urbanos, artificiales o naturales, son ecosistemas acuáticos muy importantes ecológica y socialmente. En su mayoría, son reservorios someros con una profundidad promedio que varía en un intervalo de 3 a 6 m (Naselli-Flores, 2008; Oliva *et al.*, 2008; Meerhoff y Jepsen, 2009). Desear artificiales, son construidos para la adaptación y almacenamiento de agua con diferentes fines, por lo que el origen y la calidad de sus aguas puede variar ampliamente (Casas, 2012).

Además de mitigar la carga térmica ambiental, los lagos urbanos poseen un gran valor paisajístico al mejorar la calidad de vida de los visitantes funcionando como sitios recreativos y de convivencia, brindando con ello bienestar social. A su vez, ofrecen hábitats idóneos para albergar a las especies capaces de colonizarlos (Zalocar, *et al.*, 1998; Birch y McCaskie, 1999; Naselli-Flores, 2008; García-Rodríguez *et al.*, 2015).

Entre las formas de vida que se desarrollan en los lagos urbanos, las especies del fitoplancton juegan un papel clave en la estructura de dichos ecosistemas. La fijación de carbono, así como la producción de oxígeno, destacan entre las principales funciones ecológicas de estos organismos. Como principales productores primarios, son responsables

de sostener el desarrollo de poblaciones zooplanctónicas, de peces y de otros miembros de la fauna acuática (Reynolds, 2006; Pal y Choudhury, 2014).

Una de las principales consecuencias de la actividad humana que se desarrolla alrededor de los lagos urbanos, ha sido la acumulación de nutrientes, produciendo cambios en las características de estos ambientes vulnerables. Es por esta cuestión que, en las últimas décadas, el fitoplancton ha ganado importancia como una herramienta de monitoreo dentro de los planeamientos de manejo y recuperación de lagos urbanos (Perbiche-Neves, *et al.*, 2007; Naselli-Flores, 2008).

El enriquecimiento de nutrientes contribuye al aumento de biomasa en el fitoplancton, así como a un cambio en la composición y riqueza específica. Como respuesta al exceso de nutrientes, el aumento de biomasa fitoplanctónica conduce a una atenuación de luz en el lago, a la acumulación de materia orgánica en los sedimentos durante el decremento de sus poblaciones, así como a la disminución de oxígeno. Estos cambios propician a la vez el deterioro del estado de los reservorios urbanos. El desarrollo de especies no civas, como bacterias coliformes y el incremento de cianobacterias, contribuyen a este deterioro, convirtiéndolos en un riesgo para la salud humana (Zalocar, *et al.*, 1998; Naselli-Flores, 2008; Casas, 2012; Scholten *et al.*, 2005).

Las especies del fitoplancton poseen características fisiológicas, metabólicas y morfológicas específicas, con las que logran adaptarse a condiciones ambientales muy particulares. Gracias a que pueden ocupar nichos específicos, las especies de fitoplancton pueden ser consideradas como bioindicadoras de la calidad del agua (Perbiche-Neves, *et al.*, 2007; Crossetti y Bicudo, 2008).

Debido a que tienen la capacidad de asimilar nutrientes inorgánicos, y aprovecharlos para su desarrollo, el fitoplancton también ha sido considerado como una alternativa de fitorremediación para el tratamiento del agua, con la finalidad de mejorar la calidad del paisaje (Noüe *et al.*, 1992).

Los problemas generados de la eutrofización (o enriquecimiento de nutrientes) han conducido en las últimas décadas al desarrollo de numerosos proyectos que pretenden la recuperación o mejoramiento de la calidad de los lagos urbanos. La ejecución de estos proyectos ha sido más común en regiones templadas, donde la aplicación simultánea de

medidas, como el desvío de las fuentes de nutrientes y la biomanipulación, han mostrado mejorías para los lagos estudiados. La biomanipulación para la reestructuración de las redes tróficas ha sido una medida utilizada en países del norte y centro de Europa y en Estados Unidos (Scasso *et al.*, 2001; Crossetti y Bicudo, 2008).

Para las zonas tropicales y subtropicales, los estudios están restringidos solo a unos países, y de estos únicamente para algunas ciudades. Los modelos apropiados de rehabilitación involucran elementos clave como el desvío y la disminución de la carga interna y externa de nutrientes; sin embargo, esto implica un prolongado y costoso esfuerzo, que en países subdesarrollados, resulta complicado lograr. Cabe señalar, que una de las complicaciones que obstaculiza el desarrollo de investigaciones y planes de biorremediación es el hecho de que cada lago muestra características muy particulares, por lo que no responden de igual manera a las técnicas aplicadas. Para tal motivo, es importante comprender la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas (Alcocer *et al.*, 1988; Scasso *et al.*, 2001; Villena, 2007; Crossetti y Bicudo, 2008).

Por lo general, los responsables a cargo del mantenimiento y monitoreo de lagos urbanos son oficinas gubernamentales; sin embargo, sólo algunos de sus funcionarios están capacitados en temas limnológicos o ecológicos (Birch y McCaskie, 1999; Scheffer y van Nes, 2007). Diversas medidas correctivas han sido implementadas en los lagos a partir de la última mitad del siglo pasado, que van desde el dragado de sedimentos, la precipitación química de nutrientes, la extracción de biomasa hasta la manipulación de redes tróficas (Scheffer *et al.*, 1993; Van Donk *et al.*, 1994; Tallberg *et al.*, 1999; Scasso *et al.*, 2001).

El dragado de sedimentos, aunque no es una medida apropiada, se ha llevado a cabo en repetidas ocasiones en distintos cuerpos de agua (Alcocer *et al.*, 1988; Cao *et al.*, 2007). El vaciado y dragado de un lago, implementados conjuntamente, podrían ser una medida primaria alternativa para el mejoramiento de estos.

ANTECEDENTES.

En regiones de Centroamérica y Sudamérica, no son muy abundantes los estudios de la dinámica del fitoplancton en lagos urbanos, tras la aplicación de mecanismos de recuperación. Entre algunas de las investigaciones encontradas, destaca el estudio en Baton Rouge, Louisiana E. U. (Ruley y Rusch, 2002). Hasta antes de 1983, se observaba la muerte de peces en el City Park Lake. Con la finalidad de mejorar la calidad del agua en dicho reservorio durante el año 1984, fue implementado el dragado y la reparación del lecho del lago. La restauración resultó en una inmediata mejoría en la transparencia y en la concentración de oxígeno, sin embargo, en años posteriores fue observado un cambio en la dinámica de los productores primarios, mostrando una disminución del fitoplancton y la formación de florecimientos de algas filamentosas en el fondo del lago, siendo observadas hasta 2001.

En Uruguay, el lago Rodó fue sometido a un programa de restauración desde mediados de 1996, mediante el dragado y vaciado del lago, con un subsiguiente llenado de aguas subterráneas ricas en nutrientes (Scasso *et al.*, 2001). Gracias a este proceso, acompañado de un sistema de recirculación y bombeo de agua de pequeños reservorios adyuntos, fue posible observar un cambio en la estructura fitoplanctónica, pasando de la dominancia de *Planktothrix agardhii* a una estructura fitoplanctónica más diversa.

Como un estudio de caso Ehrenhaus y Vigna (2006), analizaron el comportamiento y dinámica del fitoplancton, después de la rehabilitación del lago El Planetario, Argentina. Entre los años 1999 y 2000, en el lago (el cual se encontraba afectado por un florecimiento de *Microcystis aeruginosa*), fue implementado un mecanismo de recuperación basado en el tratamiento de los sedimentos y el bombeo de agua subterránea. Como parte de los resultados, se encontró una disminución de las cianobacterias y un aumento significativo de la diversidad del fitoplancton.

En México, particularmente en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, la actividad humana que se presenta, ha motivado al desarrollo de algunas investigaciones. Por mencionar algunos trabajos, se encuentra el estudio de Alcocer *et al.* (1988), quienes analizaron los cambios en la concentración de nitratos, fosfatos y clorofila *a*, en el Lago Viejo de Chapultepec, D. F., después de haber efectuado el dragado, implementado como medida para su mejoramiento. En el estudio observaron un efecto negativo del dragado, ya que la

concentración de nutrientes, clorofila *a* y el fitoplancton, posteriormente volvieron a presentar un aumento.

En los lagos de Chapultepec 1ª Sección, del parque Alameda Oriente y la pista olímpica de remo y canotaje “Virgilio Uribe”, Xochimilco, en el Distrito Federal (los cuales llegan a ser afectados por florecimientos de *Microcystis* spp.), Pineda-Mendoza *et al.* (2011), aislaron e identificaron mediante caracteres morfológicos y moleculares, a algunas cianobacterias filamentosas presentes en tales florecimientos. En el estudio encontraron un total de 17 cepas, destacando los géneros *Anabaenopsis*, *Arthrospira* y *Leptolyngbya*. Como parte de los resultados observaron que las cianobacterias filamentosas están asociadas a la producción de toxinas y de metabolitos intracelulares que pueden resultar tóxicos para organismos acuáticos, e incluso para el ser humano.

En el lago Tezozómoc, D.F., de julio a diciembre de 2000, Arzate (2002) estudió la alimentación del pez guppy (*Poecilia reticulata* Peters), y su relación con algunos parámetros ambientales. Durante el estudio, el espectro trófico mostró que este pez consume 40 tipos de organismos, entre los que destacan especies de las clases Chlorophyta y Cyanophyceae, mientras que el método de frecuencia mostró que en su alimentación tiene preferencia por organismos de los géneros *Microcystis*, *Cyclotella*, *Fragillaria* y *Scenedesmus*.

Verver y Vargas (2005) caracterizó al lago Tezozómoc con base en la dinámica espacio temporal de los parámetros físicos y químicos, así como su relación con la clorofila *a*, en un periodo de lluvias, de mayo a agosto de 2004. Durante el periodo de estudio, el lago fue distinguido por ser un sistema altamente eutrófico, con una fuerte productividad primaria, y con el nitrógeno como nutriente limitante, desde el punto de vista teórico.

Para el mismo lago Oliva *et al.*, (2008), analizaron el comportamiento y dinámica del fitoplancton del lago Tezozómoc, de septiembre 2003 a agosto 2004, durante las temporadas de lluvias y secas. Registraron en su estudio, un estado hipertrófico del lago. Así mismo, encontraron 50 especies fitoplanctónicas, siendo las Chlorophyta las más abundantes y con mayor número, sin embargo, encontraron al lago fuertemente afectado por el florecimiento de cianobacterias.

Morlán (2010), evaluó la productividad primaria en el mismo lago, durante la temporada de sequía, comprendiendo en su estudio el periodo de octubre de 2008 a mayo de 2009. Como

parte de los resultados encontró que la elevada concentración de nutrientes y el abundante fitoplancton contribuyen a una fluctuante producción primaria del lago. En el estudio también encontró que la productividad primaria es más baja durante el periodo más frío, mientras que a principios del periodo cálido es más alta la productividad.

En 2010, Mejía (2013) y Hernández (2014) realizaron un estudio de la dinámica del fitoplancton en el lago bajo condiciones de mesocosmos en las épocas cálida y lluviosa, respectivamente. En ambos estudios, el lago siguió presentando un estado altamente eutrófico, con la clase Chlorophyceae como la más representada, también formando parte del fitoplancton dominante y acompañada de cianobacterias como *Microcystis botrys*, *M. floss-aquae* y *Merismopedia punctata*.

La atención que ha recibido el Lago Tezozómoc se ha ido ampliando, no obstante, el conocimiento sobre el comportamiento y la estructura del fitoplancton es aún insuficiente si se pretende llevar a cabo un plan de manejo y recuperación. El presente trabajo es una contribución al conocimiento del fitoplancton y de este lago. Las actividades de dragado, vaciado y llenado del lago, que fueron realizadas como medidas correctivas durante 2012 por las autoridades a cargo del lago, fueron aprovechadas en este estudio como una oportunidad para evaluar la dinámica de los organismos fitoplanctónicos, luego de una alteración en el ambiente. Por tal razón, en la presente investigación se propusieron los siguientes objetivos:

OBJETIVO GENERAL

Analizar la variación espacio-temporal de la composición y dinámica de la comunidad del fitoplancton posterior al llenado del lago urbano Tezozómoc, de agosto de 2012 a abril de 2013.

Objetivos Particulares

- Conocer la variación *in situ* de los factores físicos y químicos más importantes para el fitoplancton (temperatura, visibilidad del disco Secchi, pH, conductividad y oxígeno disuelto).
- Conocer las concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y clorofila *a*.
- Determinar la composición, abundancia y dinámica del fitoplancton durante el periodo de estudio.
- Examinar la interacción de los parámetros ambientales con la composición y dinámica de las especies fitoplanctónicas.

ÁREA DE ESTUDIO.

El lago urbano Tezozómoc se localiza al interior del parque del mismo nombre, al noroeste de la Delegación Azcapotzalco, en la Ciudad de México (Figura 1a). El parque Tezozómoc colinda al noroeste con el municipio de Tlalnequahuitlan 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. Tiene una extensión de 27 ha. El clima asociado a la zona es de tipo C (Wo) que corresponde a templado subhúmedo con lluvias en verano (García 2004). La temperatura media anual oscila entre los 12 y 16 °C, mientras que la temperatura media más cálida se presenta en mayo entre los 18 y 19 °C y la más fría en diciembre y enero entre 11 y 12 °C. El lago de este parque posee una superficie de 17,000 m² con una capacidad de aproximadamente 38,000 m³. La profundidad mínima es de 0.5 m y la máxima de 2.40 m.

La vegetación del parque está constituida por tres estratos: herbáceo, arbustivo y arbóreo. Una planta de papiro (*Cyperus papyrus Linnaeus*) es la única macrofito acuática presente en el lago, antes y después del dragado. El agua que abastece al lago proviene de la planta de tratamiento "El Rosario", operada por la Dirección General de Operación Hidráulica (DGOH), con el abastecimiento diario a razón de 6 L s⁻¹. Previamente a las medidas correctivas, se encontraban en gran abundancia las especies de aves acuáticas como el zambullidor pico pinto (*Podylimbus podiceps Linnaeus*), el pato de Pekín o blanco (*Anas platyrhynchos var. domesticus Linnaeus*), el pato golondrino (*Anas acuta Linnaeus*) y el pato tepalcate (*Oxyura jamaicensis Gmelin*), entre otros más (Oliva et al., 2008).

Debido a que el lago presentaba mal aspecto, olor y acumulación de sedimentos en el fondo (como consecuencia del exceso de nutrientes y el desarrollo del fitoplancton), el Sistema de Aguas de la Ciudad de México, y el gobierno de la demarcación Azcapotzalco, llevaron a cabo las actividades de vaciado y dragado del lago en junio de 2012 (Figura 1b). Las especies de aves, reptiles y anfibios que habitaban el lago fueron llevadas a sitios como la FES Iztacala, FES Zaragoza y algunas reservas ecológicas, así como a instituciones de protección animal. Durante la limpieza del lecho, fueron retiradas varias toneladas de sedimentos, aumentando hasta 40 cm la profundidad del lago. En el mes de julio del mismo año, mientras se realizaban actividades de reparación en el lecho y bordes del lago, se efectuó el llenado del mismo en un periodo que duró alrededor de 26 días (Figura 1c). El llenado del lago nuevamente fue con agua procedente de la Planta de Tratamiento "El

Rosario". Paralelamente al llenado operaron sistemas de aereación que ayudarían a mantener al lago oxigenado (Mora, 2012; Suárez, 2012). Después del llenado del lago, el pato mexicano (*Anas diazi* Ridgway), formó parte de la fauna presente.

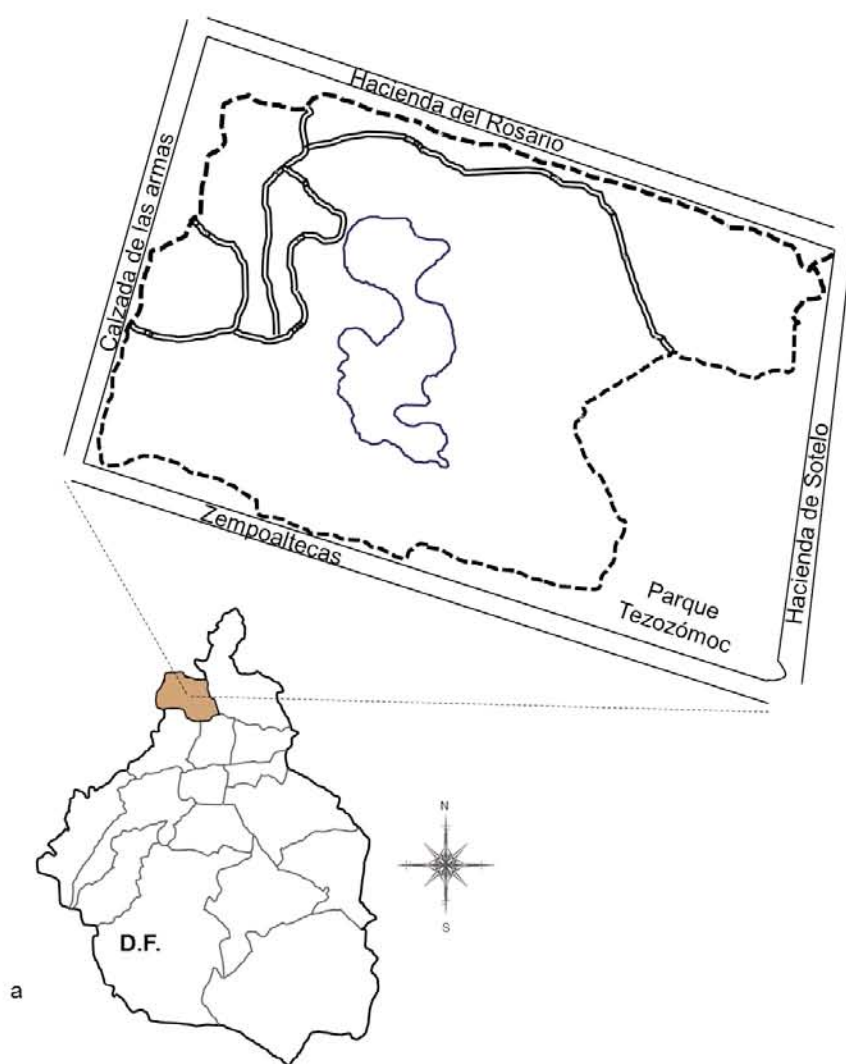


Figura 1.- Parque y lago Tezozómoc. a) Ubicación del parque Tezozómoc, en la Del. Azcapotzalco, D. F. El lago se ubica en la parte central del parque.



b



c



d

Figura 1.- Parque y lago Tezozómoc (Continuación). b) Lecho del lago durante el periodo de limpieza. c) Vista del lago posterior al llenado. d) Vista satelital del lago Tezozómoc. Al interior se indican las estaciones de muestreo como E: entrada; C: centro; S: salida.

Fuente: <https://www.google.com.mx/maps/@19.499442,-99.209829,4165m/data=!3m1!1e3>

MATERIALES Y MÉTODOS.

Aproximadamente a un mes posterior al llenado del Lago Tezozómoc, se desarrolló la parte experimental de la presente investigación, para la cual se llevaron a cabo muestreos quincenales de agosto a noviembre de 2012 y de enero a abril de 2013, en tres estaciones de muestreo: entrada, centro y salida (Figura 1d). Los meses de agosto a octubre están comprendidos dentro del periodo de lluvias, mientras que de noviembre a abril se presenta parte del periodo seco. Debido a cuestiones administrativas del parque, el mes de diciembre no estuvo contemplado como parte del periodo de muestreos.

Trabajo de campo.

En un perfil vertical se midieron cada 20 cm, la concentración de oxígeno disuelto (OD, mg L^{-1}), conductividad específica (K_{25} $\mu\text{S cm}^{-1}$) y la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), con un equipo multisensor YSI 85; el pH se evaluó con un potenciómetro Conductronic pH 10. Para la cuantificación del fitoplancton se tomaron muestras directas integradas de la columna de agua, en cada sitio de muestreo mediante un tubo muestreador de acrílico y utilizando frascos de 50 ml para almacenar las muestras. Para la preservación de las muestras se utilizó solución Lugol como agente fijador. Como apoyo para la identificación taxonómica se realizaron rastros horizontales con una red de fitoplancton con abertura de malla de 20 μm . Para el análisis de nutrientes y clorofila *a*, se tomaron muestras de 500 ml por cada estación de muestreo.

Trabajo de laboratorio.

Se midieron i) fósforo reactivo disuelto (P-PO_4 , mg L^{-1}) con el método del ácido ascórbico, ii) nitratos (N-NO_3 mg L^{-1}) por reducción de cadmio, iii) nitritos (N-NO_2 mg L^{-1}) por diazotización y iv) nitrógeno amoniacal (N-NH_3 mg L^{-1}) por el método de Nessler, con un laboratorio portátil HACH DREL/2000. Para la clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) se empleó el método de extracción en frío (4°C) con acetona al 90% y se realizó la lectura con un fluorómetro marca Turner-Designs modelo 10-AU según el método de Arar y Collins (1997).

Para la ubicación taxonómica se recurrió a los sistemas de clasificación propuestos por Popovský y Pfiester (1990), Round *et al.*, (1990), Comas (1996), Komárek (1999), y Komárek y Anagnostidis (2005) y la base de datos "AlgaeBase". Como apoyo a la identificación se utilizaron las obras de Prescott (1982), Popovský y Pfiester (1990), Comas (1996), Cox (1996), Hegewald y Silva (1988), Komárek (1999), y Komárek y Anagnostidis (2005). Como

otra herramienta de apoyo para la identificación de los especímenes, siempre que fue posible fueron registrados a través de fotografías, por medio de un microscopio Nikon Eclipse E200, acoplado a una cámara fotográfica Nikon Digital Sight DS-Fi1 y mediante el software NIS Elements BR versión 3.2.64.

La cuantificación fitoplancton se llevó a cabo con el método de Utermöhl (Wetzel y Likens, 2000), mediante una cámara de sedimentación de 10 ml en un microscopio invertido marca Leica modelo DMIL con aumentos de 200X y 400X. El número de céls. ml⁻¹ se obtuvo con la fórmula indicada por APHA *et al.*, (1985).

Una vez obtenida la base de datos sobre la cuantificación de Utermöhl, se obtuvo una gráfica de frecuencia contra abundancia, a fin de identificar aquellas especies de distribución espacial i) rara, ii) frecuente, iii) constante y/o iv) dominante.

El manejo de datos y análisis estadísticos se efectuó con los programas de manejo de datos Microsoft Excel 2010® y IBM SPSS Statistics V. 20®.

RESULTADOS.

Temperatura (°C).

El lago registró una temperatura promedio anual de 18.5 °C, variando en un intervalo de 14.7 °C (enero 22) a 21.9 °C (Septiembre 05). Como era de esperarse, la época cálida fue dentro del periodo de lluvias, con un promedio de 20.7 °C y, a finales de esta e inicios del periodo de secas, los valores de temperatura disminuyeron con ligeras oscilaciones, teniendo un promedio para esta época de 16.5 °C. Al final de la época de secas los valores de la temperatura tienden a incrementar por el cambio de periodos a cálida con lluvias (Figura 02).

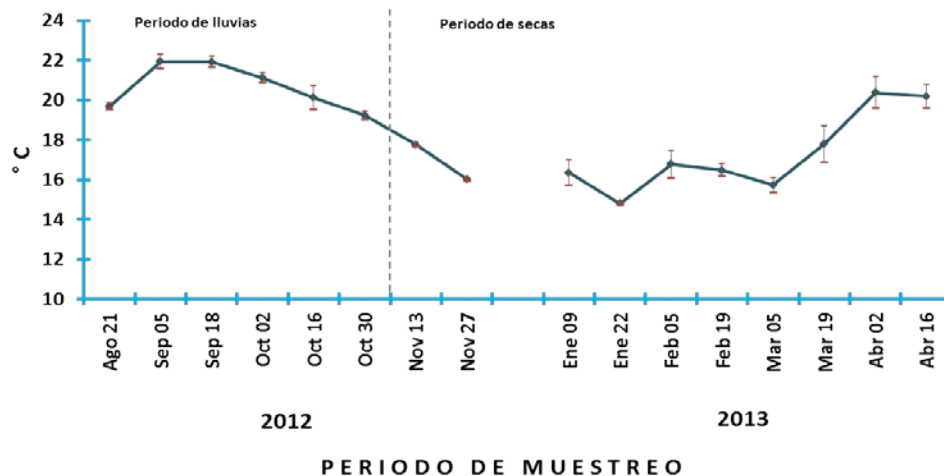


Figura 02.- Dinámica de la temperatura registrada, entre agosto de 2012 y abril de 2013, en el lago Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

Transparencia: Disco de Secchi.

Los valores de transparencia variaron en un intervalo de entre 10 (inicios de febrero) y 40 cm de profundidad (finales de agosto e inicio de septiembre) con un promedio anual de 25.3 cm durante el periodo de estudio. En general, durante la época de lluvias se registraron las transparencias más profundas con un promedio de 30.3 cm, contrario a lo que se presentó en la época de secas, exceptuando los muestreos de enero 22 y marzo 19, en el resto de los muestreos los valores de transparencia fueron muy superficiales, a no más de los 20 cm (Figura 03).

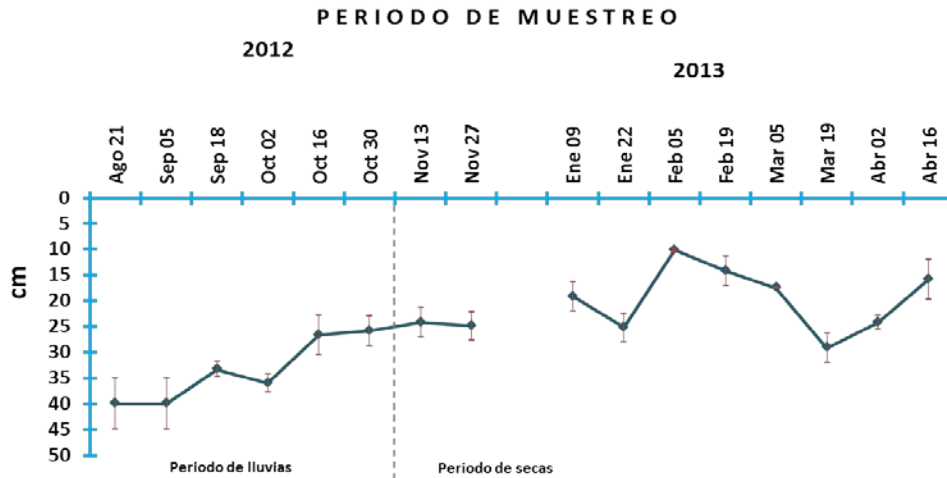


Figura 03. - Cambios en la transparencia del lago Tezozómoc, medidos por medio del disco de Secchi. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

Oxígeno disuelto.

La concentración de oxígeno disuelto, registrada en el periodo de estudio (Figura 04), se mantuvo oscilante (entre abruptos incrementos y decrementos) dentro de un intervalo de 1.6 (noviembre 05) a 13.6 mg L⁻¹ (septiembre 05), con un promedio de 8.27 mg L⁻¹ durante el periodo de estudio. En la época de lluvias el lago mostró una mayor oxigenación con una concentración promedio de 9.7 mg L⁻¹, mientras que el periodo seco se distinguió con un promedio de 7.3 mg L⁻¹.

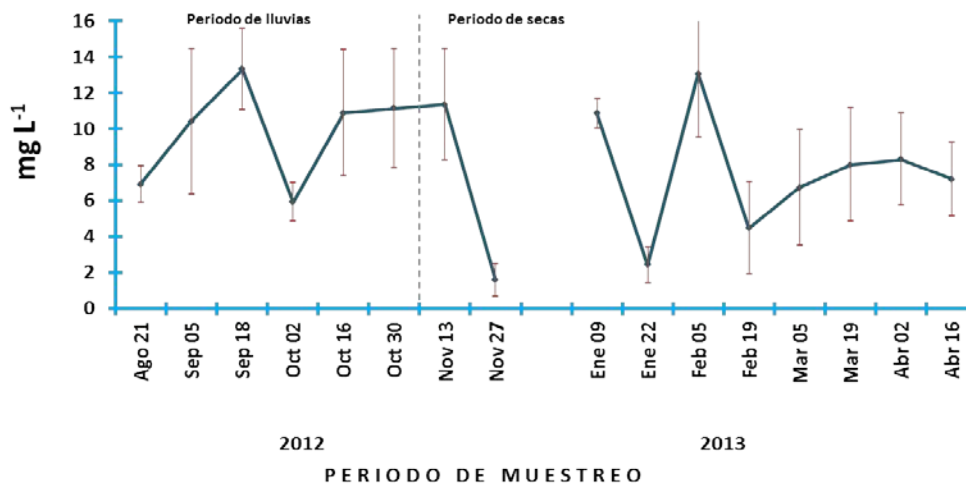


Figura 04.- Variación temporal del oxígeno disuelto en el lago Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

pH.

El pH se mantuvo básico en toda la fase de estudio, oscilando ligeramente entre 9 y 10 unidades pH. En el mes de octubre se observó el valor más alto con 9.8, en tanto que el valor más bajo fue de 8.9 y se midió a principios de enero (Figura 05). Aunque los valores no fueron variantes a lo largo del muestreo, se pudo observar que, en la época de lluvias, el valor promedio fue ligeramente más alto que el presentado en la época de secas; esto es, 9.4 y 9.1, respectivamente.

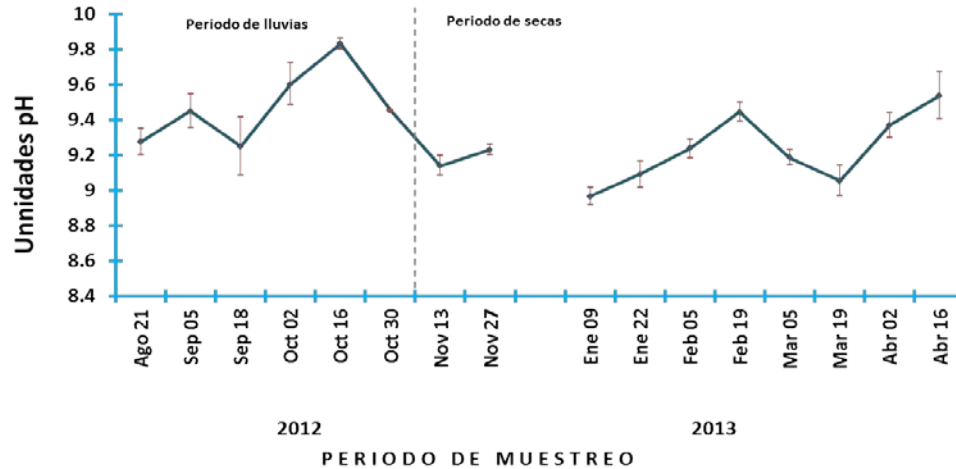


Figura 05. - Variaciones del pH registradas en el Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

Conductividad específica a 25 °C.

En este parámetro se observó una tendencia ascendente a lo largo de todo el muestreo (Figura 06). Al inicio del estudio se registró la conductividad más baja, con valor de $623 \mu\text{S cm}^{-1}$ (agosto 21), y conforme al avance del tiempo y el cambio estacional del periodo de lluvias a la temporada seca, el incremento ocurrió de manera gradual. Fue hasta finales del mes de abril cuando se observó el máximo valor de conductividad siendo este de $1199 \mu\text{S cm}^{-1}$. Es por esto que el promedio en la época de lluvias fue más bajo ($748 \mu\text{S cm}^{-1}$) que el de secas ($1029 \mu\text{S cm}^{-1}$).

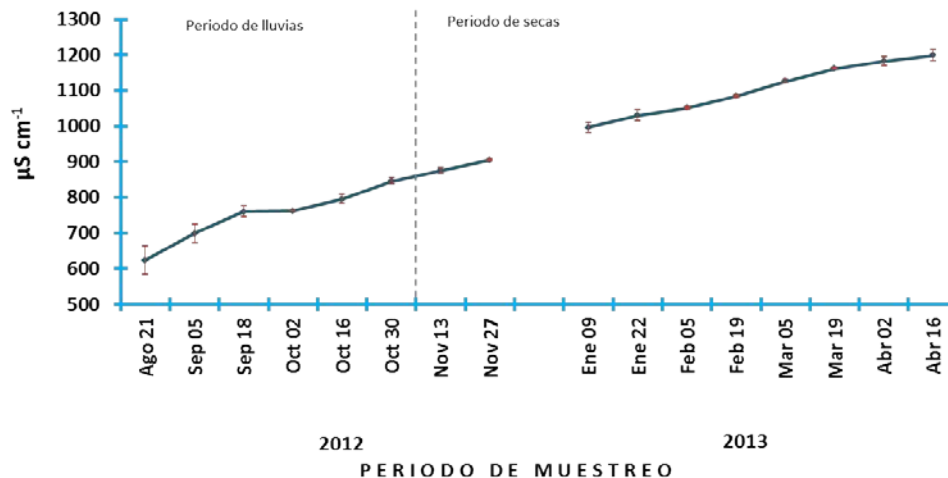


Figura 06. - Dinámica de la conductividad en el lago Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

Nutrientes.

- Nitrógeno total (NT).

La suma de nitrógeno inorgánico y orgánico mostró una dinámica fluctuante dentro del periodo de estudio (Figura 07). Con un valor promedio de 9.2 mg L^{-1} durante el periodo de estudio, las concentraciones de nitrógeno total variaron en un intervalo de 4.6 a 17.7 mg L^{-1} correspondientes al primer muestreo de febrero y segundo de septiembre, respectivamente. Para las épocas que se abarcaron en el muestreo, el valor promedio fue más alto en el periodo de lluvias (9.3 mg L^{-1}) con respecto al periodo de secas (8.6 mg L^{-1}).

- Nitrógeno orgánico.

Del nitrógeno total, la fracción orgánica (Figura 07), mostró muy bajas concentraciones en gran parte del periodo de estudio, encontrándose en un intervalo de 0.3 a 7.14 mg L^{-1} , con una concentración promedio anual de 1.98 mg L^{-1} . Los valores más bajos de este estudio, pudieron ser apreciados entre los meses lluviosos de agosto a octubre y en el periodo de enero a abril, con excepción de la fecha febrero 19, cuya concentración fue la más alta del estudio (7.14 mg L^{-1}).

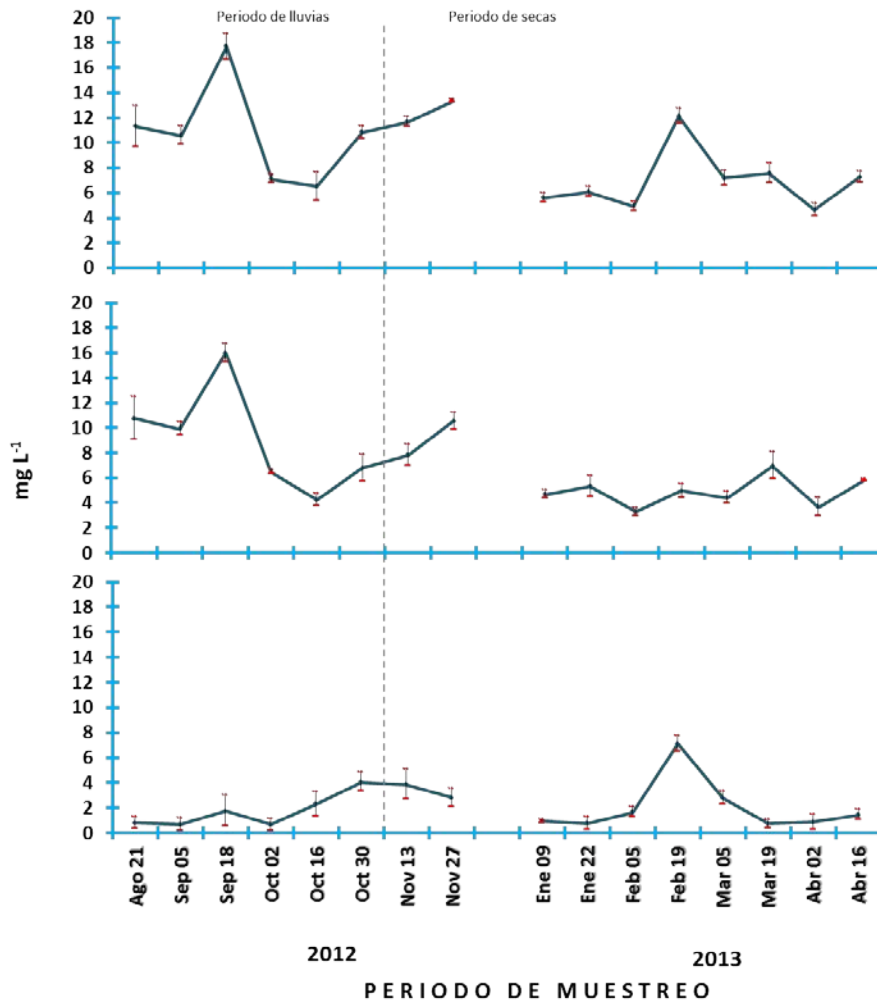


Figura 07.- Cambios medidos en la concentración de nitrógeno: a) total, b) orgánico e c) inorgánico, de 2012 a 2013 en Tezozómoc. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

- Nitrógeno inorgánico.

A diferencia de la fracción orgánica, gran parte de la trayectoria de nitrógeno en forma inorgánica fue similar a la del nitrógeno total. Las concentraciones máximas fueron registradas en septiembre 18 (16.0 mg L^{-1}), y noviembre 27 (10.5 mg L^{-1}), en tanto que los valores mínimos se presentaron en octubre 16 (4.3 mg L^{-1}) y en el periodo de enero a abril con alrededor de 4.9 mg L^{-1} (Figura 07). Durante el periodo de lluvias la concentración promedio, se encontró por encima de la concentración promedio del periodo seco (9.1 y 6.1 respectivamente mg L^{-1}).

a) Nitrógeno como nitratos: N-NO_3^-

Dentro de la fracción inorgánica de NT, los nitratos (Figura 08) fueron la forma más abundante, registrándose en esta investigación entre 2.7 (abril 02) y 16 mg L^{-1} (septiembre 18). La concentración se mostró más constante durante el periodo seco, alrededor de un valor promedio de 4.6 mg L^{-1} .

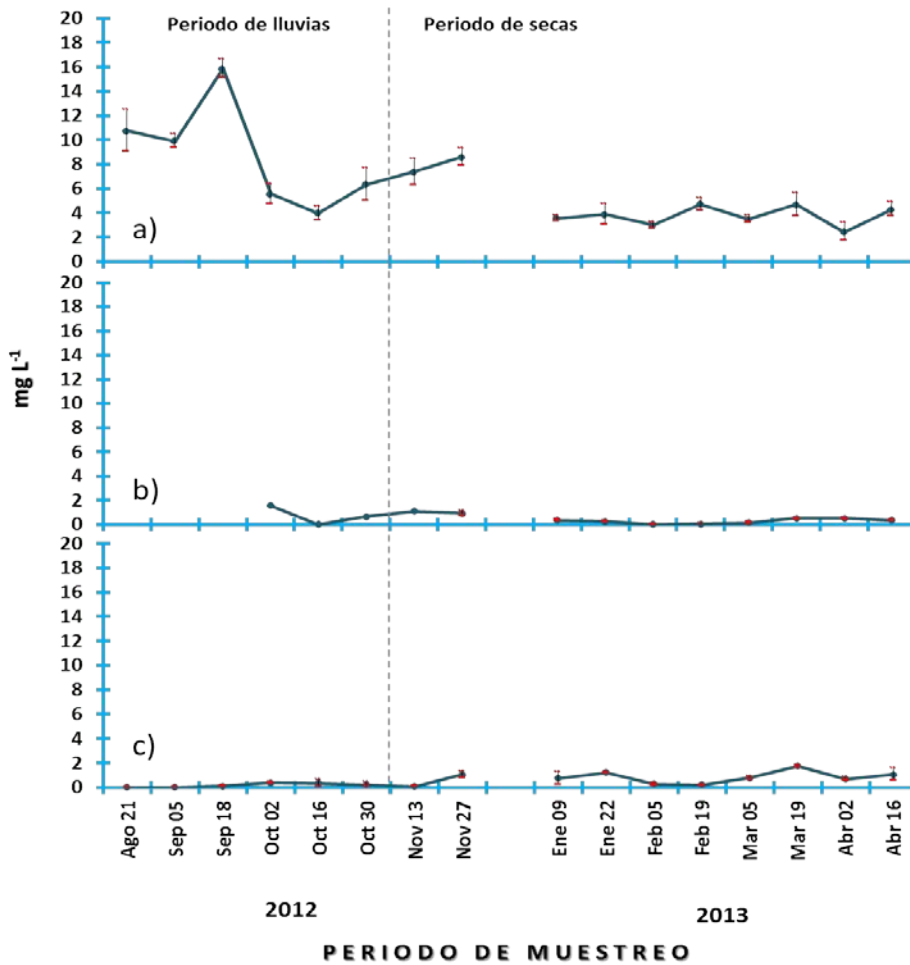


Figura 08.- Dinámica temporal de las formas inorgánicas del nitrógeno evaluadas en Tezozómoc: a) N-nitratos, b) N-nitritos, c) N-amonio. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

b) Nitrógeno Amoniacal: N-NH_3^- .

La dinámica del N-NH_3^- se observó en un promedio de 0.55 mg L^{-1} variando entre valores muy cercanos a los no detectables y 1.73 mg L^{-1} . Las más altas concentraciones se

registraron en noviembre 27 (1.00 mg L^{-1}), enero 22 (1.2 mg L^{-1}) y marzo 19 (1.73 mg L^{-1}), mientras que en el resto del estudio los valores estuvieron cercanos a cero (Figura 08).

c) Nitrógeno como nitritos: N-NO_2^-

Los datos de este parámetro se midieron a partir del mes de octubre (Figura 08). Las concentraciones anteriores no fueron medidas debido a dificultades técnicas. Los valores se registraron en un intervalo de 0.008 mg L^{-1} a 1.65 mg L^{-1} , con un promedio de 0.49 mg L^{-1} . El valor máximo fue registrado en octubre 1.65 mg L^{-1} , mientras que en febrero se registró la concentración mínima 0.008 mg L^{-1} .

- Fósforo Total.

Durante este estudio, la concentración de fósforo total se registró entre 0.67 mg L^{-1} y 2.5 mg L^{-1} mostrando una tendencia creciente hacia el final de la investigación (Figura 09). Mientras que en el periodo de 2012 los valores oscilaban alrededor de 1.2 mg L^{-1} , en el periodo de 2013 las mediciones fluctuaban alrededor de 2 mg L^{-1} . Hacia principios de octubre fue registrada la concentración más baja en este estudio (0.67 mg L^{-1}). En tanto que en abril 02 se observó el valor más alto (2.5 mg L^{-1}).

- Fósforo inorgánico o reactivo disuelto (FRD).

De agosto 21 a noviembre 13 y durante febrero la concentración de fósforo reactivo disuelto se mantuvo alrededor de 0.7 mg L^{-1} , siendo en octubre cuando se presentó la concentración mínima 0.4 mg L^{-1} (Figura 09). En el resto del periodo de estudio la concentración de FRD mostró incrementos, siendo entre marzo 19 y abril 02 cuando se encontraron los valores máximos (1.93 mg L^{-1} y 1.88 mg L^{-1} respectivamente).

- Fósforo orgánico

El fósforo orgánico se observó en un intervalo de 0.22 mg L^{-1} y 1.22 mg L^{-1} , con una concentración promedio de 0.28 mg L^{-1} (Figura 09). Este parámetro mostró valores máximos únicamente en septiembre 05 (1 mg L^{-1}) y febrero 05 (1.22 mg L^{-1}), mientras que en el resto del estudio se mantuvo alrededor de 0.5 mg L^{-1} . La concentración más baja de este estudio se registró en agosto (0.22 mg L^{-1}).

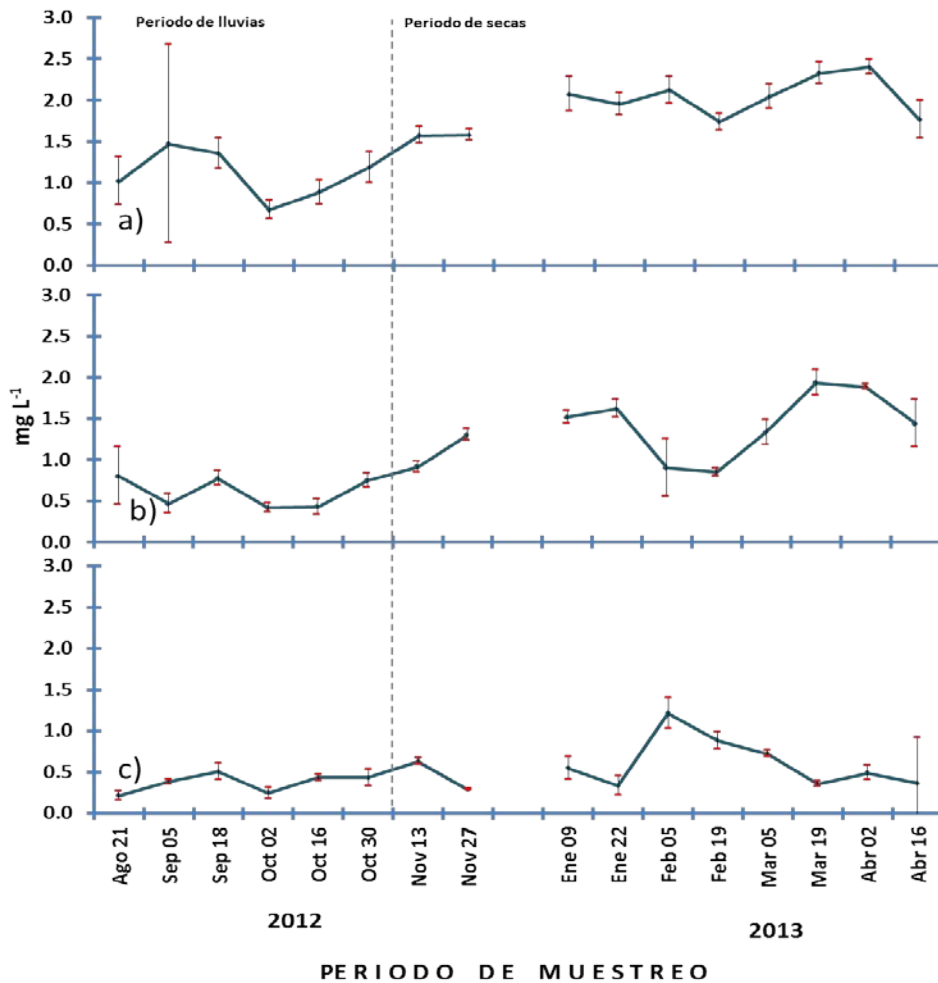


Figura 09.- Proyección de la tendencia del fósforo en sus formas evaluadas durante el estudio de 2012 a 2013: a) fósforo total, b) fósforo reactivo disuelto y c) fósforo orgánico. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

Composición y dinámica fitoplanctónica.

- Identificación taxonómica.

Se registró un total de 49 taxa de los cuales, 33 fueron determinadas hasta el nivel de especie. La figura 10 muestra la distribución de especies en las distintas clases. La clase Chlorophyceae presentó el mayor número de taxa (25 especies identificadas y 7 morfotipos determinados hasta género), seguida de la clase Cyanophyceae con 12 taxa (7 especies y 5 registros más sólo hasta género), mientras que las clases menos representadas fueron la

Cryptophyceae (1 especie y un morfotipo en género) Dinophyceae (con dos géneros) y la clase Bacillariophyceae (con un morfotipo determinado hasta género).

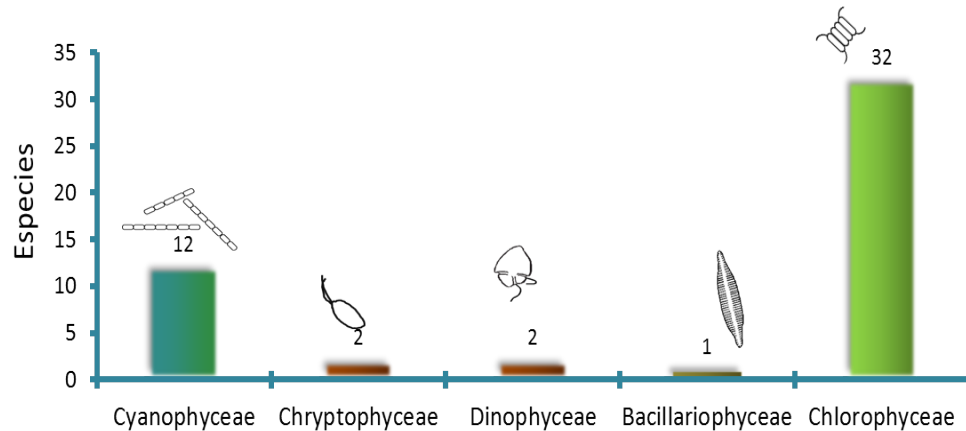


Figura 10.- Clases identificadas en el Lago Tezozómoc de 2012 a 2013, con su respectivo número de especies.

Frecuencia vs. abundancia.

La mayor parte de las especies fitoplanctónicas se ubicaron dentro de las categorías de raras y constantes, figurando principalmente la clase Chlorophyceae en dichas categorías. Como especies raras se ubicaron un total de 21 (6 cianobacterias, 13 clorofitas, un dinoflagelado y una diatomea), mientras que dentro de las constantes se registraron 19 especies (17 clorofitas, una criptofita y una cianobacteria). Las especies *Pectinodesmus falcatus*, *Gymnodinium* sp. 2 y *Chroomonas* sp. quedaron ubicadas en el límite de las categorías raras y constantes. Como especies temporales se encontró a *Raphidiocelis microscopica* y *Aphanotece smithii*. La especie *Aphanotece nebulosa* se ubicó en el límite de las categorías temporal y dominante (Figura 11).

La segunda clase más representativa del lago fue Cyanophyceae, figurando con más especies en la categoría de dominantes, aunque también se presentó en las otras categorías. Las especies dominantes fueron: la clorofita *Chlamydomonas globosa*, y las cianobacterias *Aphanocapsa delicatissima*, *Planktolyngbya limnetica* y *Pseudanabaena limnetica*, esta última, con la mayor frecuencia de aparición.

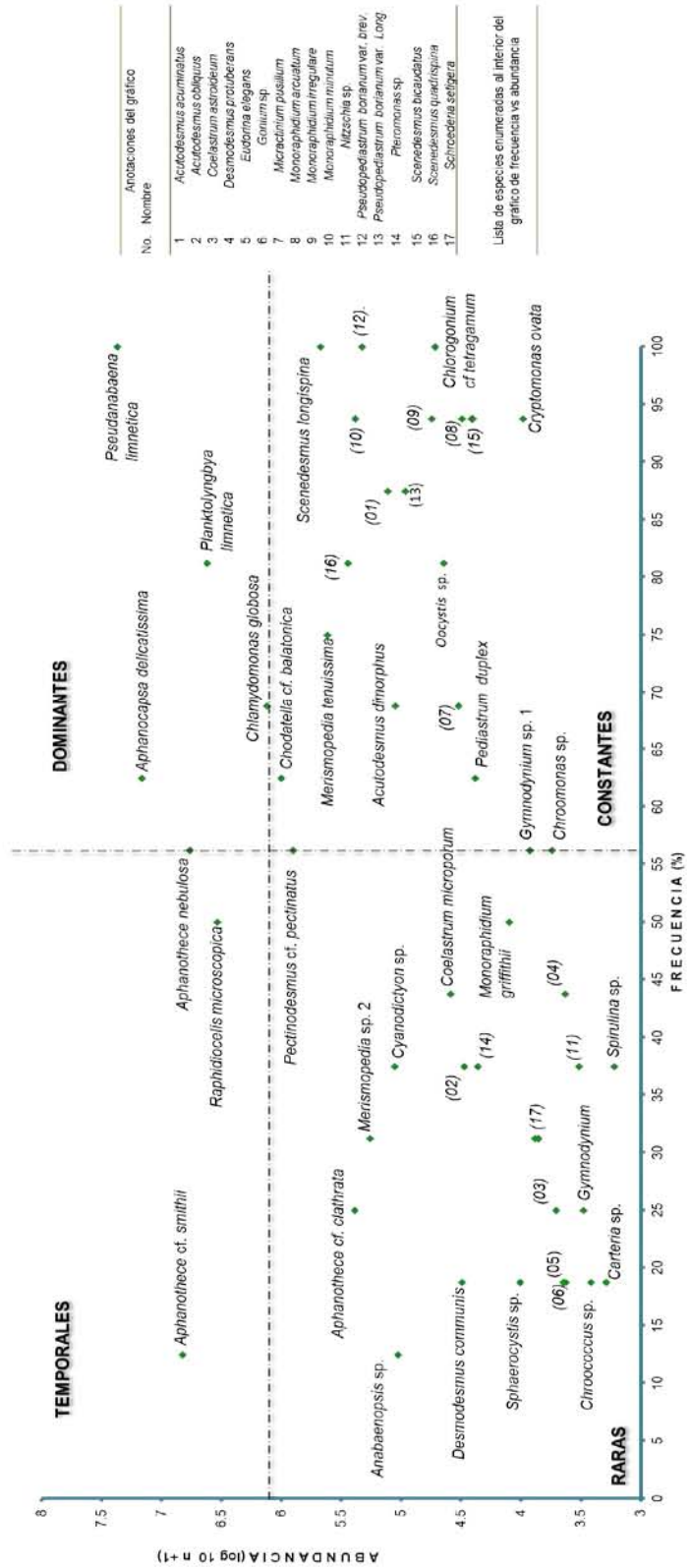


Figura 11.- Gráfica de frecuencia vs abundancia que muestra la distribución temporal de las especies como dominantes, temporales, constantes y raras.

- Dinámica temporal de especies dominantes y temporales.

La dinámica temporal de las especies dominantes se muestra en las figuras 12 y 13. En el caso de *A. delicatissima*, los incrementos comenzaron a ser notorios hacia el mes de noviembre. Lo mismo ocurrió con *P. limnetica*, la cual presentó un primer aumento en noviembre 13 (0.37×10^6 céls. ml^{-1}).

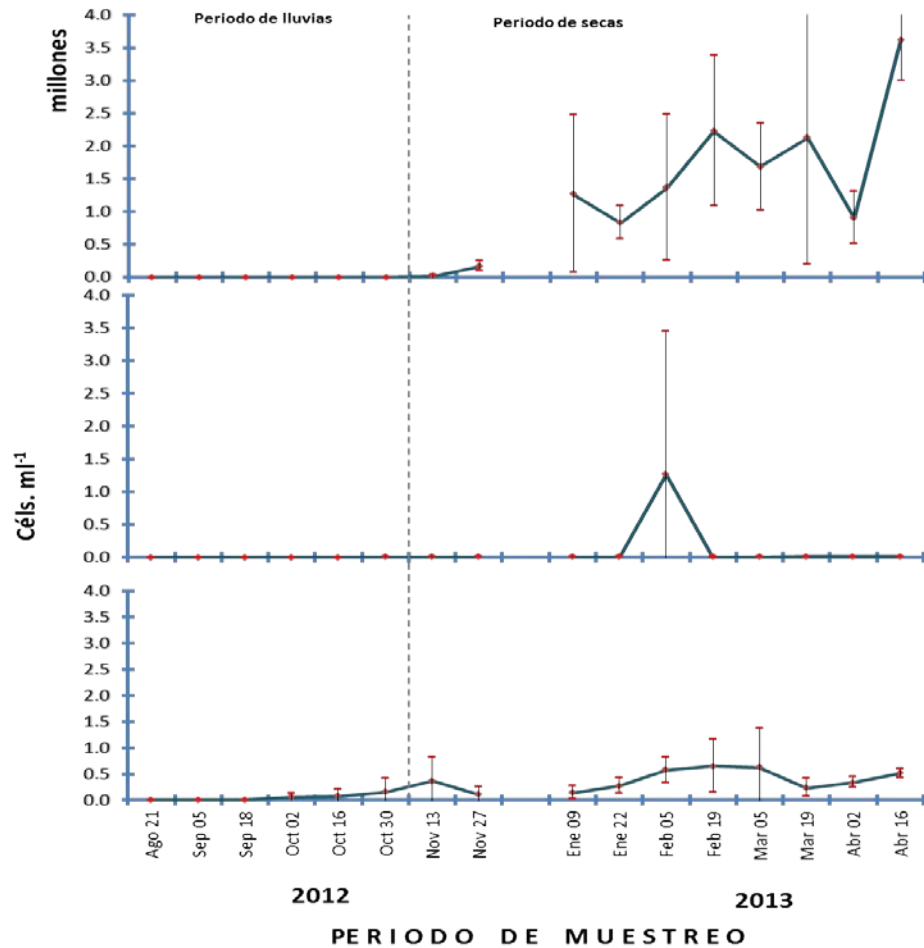


Figura 12.- Dinámica temporal de las especies : a) *Aphanocapsa delicatissima*, b) *Chlamydomonas globosa* y c) *Planktolyngbya limnetica* identificadas como "Dominantes". El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

De enero a abril fueron observadas las densidades más importantes para *A. delicatissima*, *C. globosa* y *P. limnetica*. *A. delicatissima* mostró densidades dentro de un intervalo de 0.8×10^6 a 3.6×10^6 céls. ml^{-1} . Las densidades máximas de esta especie fueron observadas a finales del periodo de estudio con valores de 3.6×10^6 céls. ml^{-1} . Por su parte, *C. globosa* mostró las

densidades máximas en febrero 05 (1.3×10^6 céls. ml^{-1}), mientras que *P. limnetica* mantuvo densidades entre 0.14×10^6 céls. ml^{-1} y 0.65×10^6 céls. ml^{-1} en el mismo periodo (Figura 12).

Ps. limnetica mostró una dinámica temporal distinta del resto de las especies dominantes, además de que contó con densidades poblacionales más elevadas que las demás (Figura 13). De octubre y hasta principios de marzo, *Ps. limnetica* se registró en un intervalo de 0.3×10^6 céls. ml^{-1} a 7.6×10^6 céls. ml^{-1} , mientras que en el resto del periodo de estudio mostró densidades mínimas, alrededor de 0.07×10^6 céls. ml^{-1} . Las mayores densidades fueron registradas a mediados de noviembre con 7.6×10^6 céls. ml^{-1} , seguida por un fuerte decremento en noviembre 27 (0.3×10^6 céls. ml^{-1}).

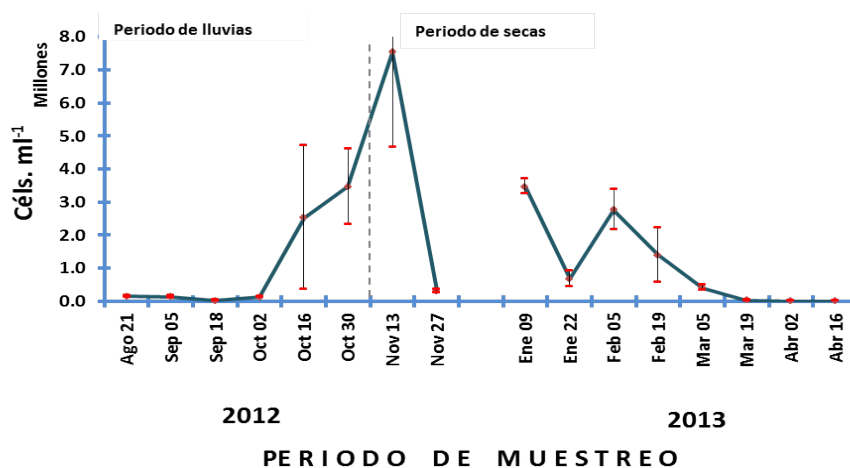


Figura 13.- Dinámica temporal de la especie *Pseudanabaena limnetica*, identificada como "Dominante". El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

En lo que respecta a las especies temporales, durante el periodo de agosto a noviembre, predominaron con muy bajas densidades (Figura 14). Las densidades más importantes se presentaron entre los meses de enero a abril. La especie *R. microscopica*, por ejemplo, presentó densidades poblacionales casi constantes en dicho periodo, excepto a principios de febrero donde alcanzó su máxima densidad (1.25×10^6 céls. ml^{-1}).

De enero a abril, la especie *A. nebulosa* se mantuvo en un promedio de 0.36×10^6 céls. ml^{-1} alcanzando sus densidades máximas en abril 02 con 0.21×10^6 céls. ml^{-1} . *A. cf. smithii* mostró su densidad poblacional más alta solo a principios del mes de abril (6.3×10^6 céls. ml^{-1}).

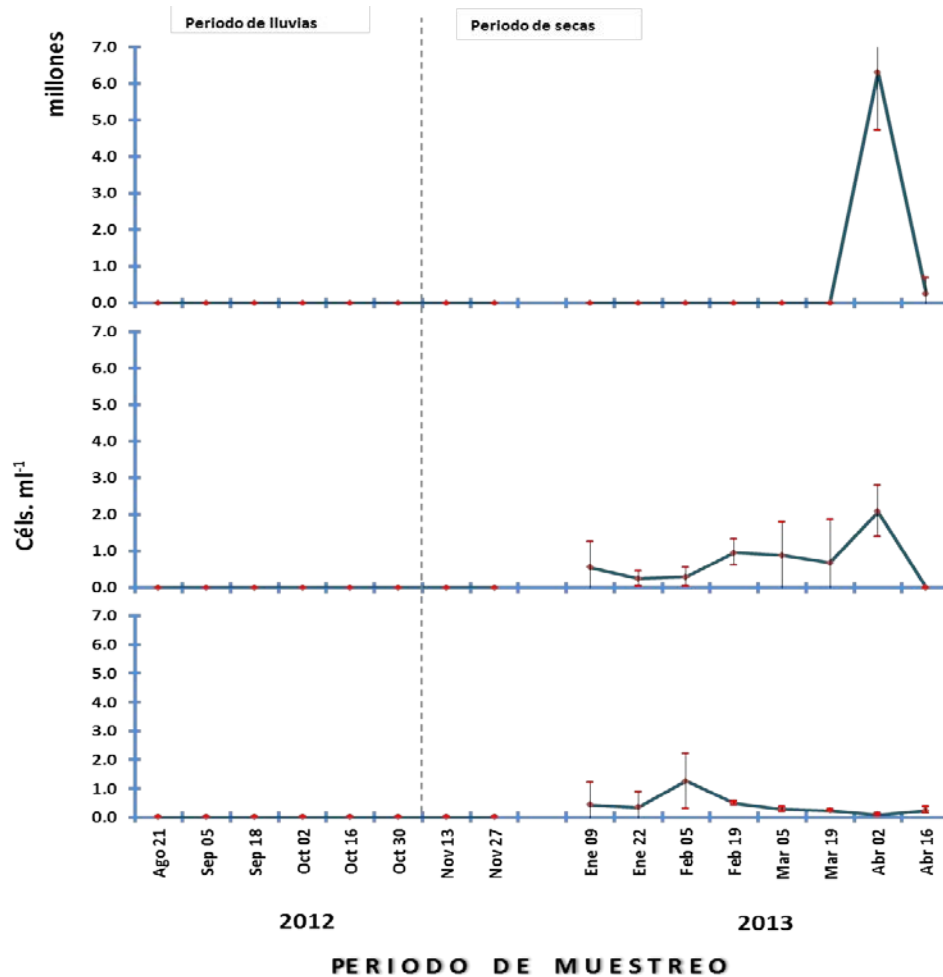


Figura 14.- Dinámica temporal de las especies a) *Aphanothece* cf. *smithii* b) *Aphanothece nebulosa* y c) *Raphidiocellis microscopica*, identificadas como "Temporales". El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

- Dinámica Temporal de las principales clases del fitoplancton de Tezozómoc.

Como otra forma de visualizar la dinámica de las principales clases identificadas del fitoplancton, se presenta la figura 15. Los valores de densidad registrados por clase taxonómica fueron mayores para la clase Cyanophyceae y ésta, a su vez, seguida por la clase Chlorophyceae.

De agosto a noviembre no se registraron incrementos en las poblaciones de clase Chlorophyceae. En cambio, fue mediados de octubre cuando en la Cyanophyceae se presentó un incremento que continuó hasta mediados de noviembre, alcanzando densidades

importantes en este punto (7.9×10^6 céls ml^{-1}). Este pico fue seguido por un fuerte decremento hacia finales del mismo mes y fuerte variación en el periodo de enero a abril, siendo hasta este mes donde se alcanzó el pico más alto en la densidad de las cianobacterias (9.7×10^6 céls ml^{-1}). Las variaciones ocurridas en las poblaciones de cianobacterias, de finales de noviembre a febrero, corresponden a un periodo en el que *Ps. limnetica* comenzó a decaer en el sistema. Tras la disminución de dicha especie, ocurrió un cambio hacia cianobacterias de tipo colonial mucilaginosas, como es el caso de los géneros *Aphanocapsa*, *Aphanothece* o *Merismopedia*, siendo estas más abundantes hacia el mes de abril.

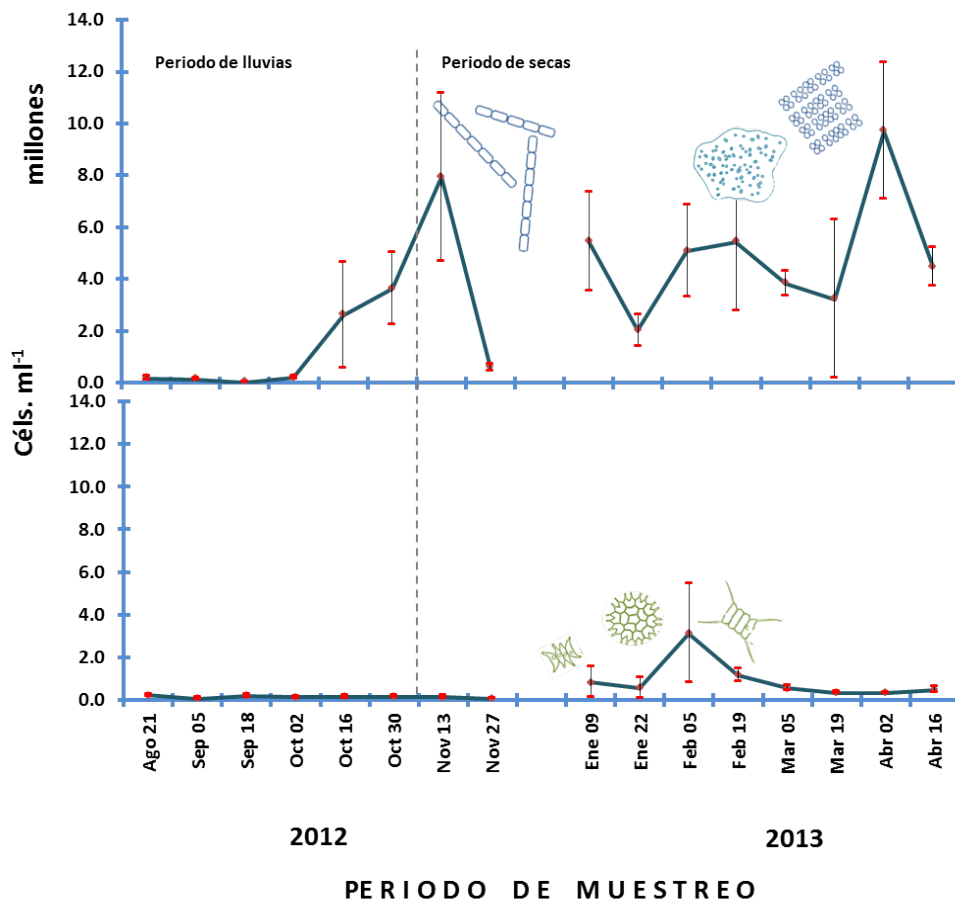


Figura 15.- Dinámica temporal seguida por las principales clases de fitoplancton que habitaron el Lago Tezozómoc en el periodo de estudio. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

En la clase Chlorophyceae, las densidades comenzaron a incrementar ligeramente en enero, no obstante fue a principios de febrero cuando alcanzaron su máxima densidad (3.1×10^6 céls ml^{-1}). En este punto, la contribución de especies a la máxima densidad fue, entre otras, de la especie *C. globosa* y la familia Scenedesmaceae.

Clorofila a

La concentración de clorofila a se mantuvo, durante el presente estudio, en un intervalo de 46 a $352 \mu\text{g L}^{-1}$ (principios de enero y octubre respectivamente) con un promedio anual de $164 \mu\text{g L}^{-1}$. De agosto a octubre, la concentración de clorofila a, se midió alrededor de los $80 \mu\text{g L}^{-1}$, (Figura 16).

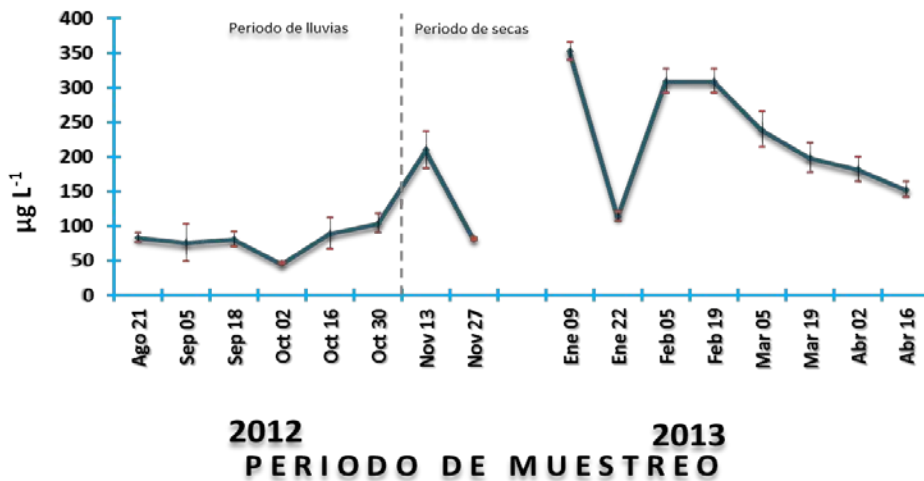


Figura 16. - Variaciones en la clorofila a medidas en el periodo de estudio. La línea punteada divide el gráfico en los periodos de lluvia y sequía. El corte en el gráfico corresponde al lapso sin obtención de datos en el mes de diciembre, mientras que el intervalo de desviación estándar se indica mediante las líneas rojas.

Durante noviembre 13 se registró un incremento notorio a $209 \mu\text{g L}^{-1}$ mientras que el mes de febrero mostró valores de $308 \mu\text{g L}^{-1}$. Los decrementos más importantes fueron encontrados en noviembre 27 con $81 \mu\text{g L}^{-1}$, y enero 22 con $113.3 \mu\text{g L}^{-1}$. El periodo de lluvias mostró una concentración promedio menor a la del periodo seco (79.5 y $214.5 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente).

Dinámica espacial en el lago Tezozómoc.

En lo que concierne al comportamiento espacial los parámetros medidos en el lago (con excepción del oxígeno), no se encontró que la variación fuera estadísticamente significativa, es decir, no se produjeron cambios notables, por lo que los tres sitios (entrada, centro y salida), se encontraban en condiciones muy similares. Lo anterior fue comprobado aplicando un análisis de varianza (ANOVA) el cual arrojó que únicamente el oxígeno presentó diferencias estadísticamente significativas, mientras que el resto de las variables ambientales analizadas, no presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre las tres estaciones muestreadas (Tabla 01).

PARAMETRO		ENTRADA	CENTRO	SALIDA	ANOVA	
					F	Critico de F
TEMPERATURA	Promedio	18.9	18.5	18.1	0.4	3.2
	Desv. Est.	2.4	2.3	2.3		
TRANSPARENCIA	Promedio	26.3	24.4	25.5	0.2	3.2
	Desv. Est.	9.0	7.7	10.6		
OXIGENO	Promedio	10.3	8.9	5.8	4.9	3.2
	Desv. Est.	4.4	4.0	3.3		
pH	Promedio	9.3	9.3	9.3	0.1	3.2
	Desv. Est.	0.3	0.2	0.2		
CONDUCTIVIDAD	Promedio	950.8	943.3	936.5	0.02	3.2
	Desv. Est.	174.2	185.1	195.2		

Tabla 01.- Promedio por estación de las variables ambientales medidas en el lago Tezozómoc. En la columna de la derecha se indican los valores estadísticos de F y su valor crítico.

El mismo resultado se obtuvo al comparar los datos de temperatura, O.D., pH y conductancia específica, medidas a lo largo de la columna de agua, lo que indicó que no hay diferencias entre la zona superficial y la parte profunda del lago.

Relaciones Bióticas-Abióticas.

- Análisis de componentes principales categóricos.

Para evaluar las relaciones de parámetros fisicoquímicos y de las especies del fitoplancton, fue necesaria la aplicación de una técnica estadística multivariada: el Análisis de Componentes Principales (ACP). Con esta herramienta estadística se buscó reducir la dimensionalidad de las variables a un pequeño número de componentes. Para el ACP elaborado en este estudio, se encontró que los tres primeros componentes explicaron la

mayor variabilidad con un porcentaje acumulado de 83.3%: 66.4% en el primer componente, 9.7% en el segundo y 7.17% en el tercer componente (Tablas 02 y 03).

Componente	Lago Tezozómoc	
	% de la varianza	% acumulado
1	66.427	66.427
2	9.701	76.128
3	7.167	83.294

Tabla 02.- Variación explicada por los tres primeros componentes del ACP realizado en este estudio. Nótese que en la columna de la derecha se indica el porcentaje acumulado de la varianza explicada.

El análisis reveló algunas relaciones de interés para este estudio. El primer componente asoció una gran cantidad de variables. Como factores positivos, a las especies *A. delicatissima*, *C. cf. balatonica*, *P. pectinatus* f. *tortuosus*, *R. microscópica*, *C. Globosa* y a parámetros como la conductividad, clorofila *a*, FRD y fósforo total. En el extremo negativo del componente 1 se ubicaron la temperatura y la transparencia del disco de Secchi. Con menor peso en la variabilidad, el segundo componente ordena positivamente a la especie *A. clathrata*, y factores ambientales como nitrógeno amoniacal y fósforo inorgánico, Discriminadas de un modo negativo, asoció a la clorofila *a* con las especies *M. tenuissima* y *P. limnetica*. La figura 17, exhibe la representación gráfica basada en los primeros dos componentes que acumulan la mayor carga de variabilidad.

VARIABLE	COMPONENTE	
	1	2
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0.97268	-0.00328
<i>Aphanothece cf. clathrata</i>	0.55178	0.71479
<i>Chlamydomonas globosa</i>	0.92094	-0.11418
<i>Chodatella cf. balatonica</i>	0.94536	-0.15963
<i>Aphanothece nebulosa</i>	0.79092	-0.10993
<i>Raphidocelis microscopica</i>	0.92319	0.07194
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0.70115	-0.22751
<i>Merismopedia cf. tenuissima</i>	0.79409	-0.36733
<i>Acutodesmus obliquus</i>	0.67709	0.18333
<i>Acutodesmus dimorphus</i>	0.68604	0.22423
<i>Pectinodesmus pectinatus</i> f. <i>tortuosus</i>	0.94843	0.06056
Clorofila <i>a</i>	0.83112	-0.31017
Temperatura	-0.69533	0.40933
Conductividad	0.94086	0.12854
Fósforo Total	0.88771	0.13881
Fósforo Inorgánico	0.81258	0.39764
Nitrógeno Amoniacal	0.66283	0.49065
Transparencia	-0.76724	0.45474

Tabla 03.- Coeficientes de la contribución de las variables en los dos primeros componentes .

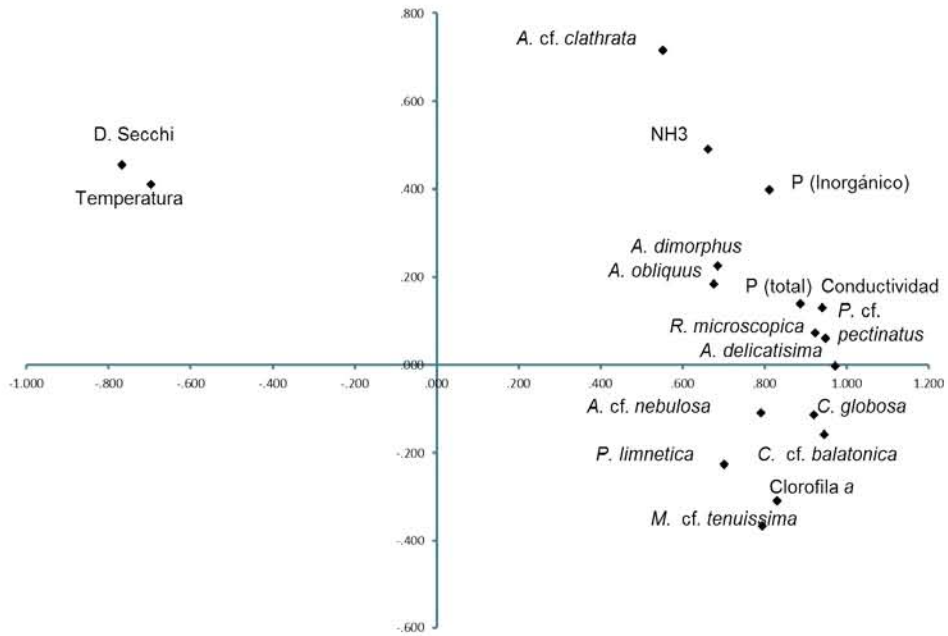


Figura 17.- Análisis de componentes principales categórico. Se muestra la dimensionalidad de un conjunto de variables (parámetros ambientales y especies) al mismo tiempo que se tiene en cuenta toda la variación posible de estos (76.13% de la varianza explicada en los primeros dos componentes).

DISCUSIÓN.

Temperatura.

Los cambios de temperatura observados durante este estudio, tales como el valor más alto en el mes de septiembre y su gradual descenso en los meses de octubre a enero, ya han sido reportados de manera semejante en trabajos anteriores realizados en el Lago Tezozómoc (Arzate, 2002; Botello, 2002; Guzmán 2012). Durante los meses de octubre a mayo Rodríguez (2006) registró temperaturas entre los 14.1° C y 22.8° C, mientras que Morlán (2010), reportó entre 13.5° C y 22° C.

En la presente investigación, durante el periodo seco de noviembre a abril, se puede distinguir la existencia de un periodo seco frío (de noviembre a marzo) y el inicio de un periodo seco cálido (de finales de marzo y más notorio hacia el mes de abril), lo que ya es señalado en investigaciones anteriores (Arzate, 2002; Botello, 2002; Verver y Vargas, 2005; Cabral, 2006; Guzmán 2012). Esos cambios temporales observados en la temperatura son resultado de la estacionalidad anual (Gili y Petraitis, 2009).

Una dinámica similar de este parámetro ha sido reportada en otros cuerpos de agua urbanos presentes en la Ciudad de México. En el caso de los lagos de Chapultepec, D. F. (Muro, 1994) se registraron entre 14 °C y 16.5 °C de noviembre a marzo y entre 17 °C y 21 °C para el resto del año, mientras que en Los Reyes Aztecas, D. F., se registró entre 11.3 °C y 21.2 °C durante el estudio (Buendía, 2014).

La homogeneidad espacial en la temperatura, como de las demás variables ambientales, estuvo asociada a más de un factor del mismo lago, destacando la poca profundidad, la extensión superficial y la acción del viento, así como las actividades recreativas. En trabajos anteriores que describen lagos someros, semejantes al Tezozómoc, se ha argumentado que el fenómeno de la recirculación del agua permite que la temperatura sea distribuida con regularidad en el sistema (Muro, 1994). El uso de lanchas debió contribuir en gran medida a la recirculación. Este argumento es soportado por trabajos anteriores del lago Tezozómoc, en los cuales no reportaron variación espacial (Contreras y Rivera, 2003; Morlán 2010; Guzmán, 2012).

Transparencia.

Previamente al dragado, durante el temporal de lluvias de 2010, Hernández (2014), había reportado valores de transparencia menores a los 17 cm. En agosto de 2012, el Tezozómoc mostró hasta 40 cm de visibilidad de Secchi. Esta fase de transparencia fue posible registrarla debido a que el presente trabajo se desarrolló aproximadamente un mes después del proceso de limpieza del lago. Cabe destacar que fue una respuesta inmediata al vaciado y dragado del lago y a su vez fue favorecida por las lluvias, ya que pudo aumentar la dilución de los sólidos suspendidos. Además, las poblaciones del fitoplancton comenzaban a establecerse nuevamente en el lago, por lo que tampoco disminuyó fuertemente la transparencia del agua (Figuras 03 y 15).

En el lago El Planetario, ubicado en Argentina, Ehrenhaus y Vigna (2006) observaron que, tras la remoción de sedimentos, se presentó una mayor transparencia (alrededor de los 24 cm, y previamente oscilando en los 11.9 cm), argumentando que fue debido a una disminución en la densidad del fitoplancton.

Contrariamente, para el Lago Tezozómoc, los valores mínimos de transparencia como el ocurrido en febrero 05, fueron influenciados por un importante incremento en las densidades del fitoplancton (Figura 15), ya que el lago presentó las condiciones adecuadas entre los meses de enero y febrero para que, ciertos grupos fitoplanctónicos, alcanzaran su máxima densidad, como fue el caso de la clase Chlorophyceae. Su desarrollo entre esos meses, ya ha sido observado en estudios previos (Hernández, 2012; García-Rodríguez *et al.* 2015). A causa de sus tamaños celulares, es posible que estas especies de clorofitas obstaculizaran la nitidez del lago.

Por otra parte, Macedo (2002), registró para el mismo mes la menor transparencia en el Tezozómoc, asociando dicha disminución con la profundidad del lago, citando que en este periodo de secas, se recurre al uso del agua tratada para abastecer el riego de áreas verdes, lo cual también es señalado por Morlán (2010) y Riveros (2013). El cambio en el uso del agua de la planta de tratamiento condujo a que el abastecimiento de agua al lago disminuyera mientras que las poblaciones del fitoplancton se incrementaron. La combinación de estos factores, con la recirculación de la masa de agua (Brönmark y Hansson, 2005),

constituye un argumento más que explicaría la disminución en la visibilidad del disco de Secchi.

Oxígeno Disuelto.

En lo que concierne a la concentración de oxígeno disuelto (OD), se puede mencionar que los valores registrados en este trabajo (entre 1.6 y 13.6 mg L⁻¹), se encontraron dentro del intervalo reportado en investigaciones anteriores. Las concentraciones máximas que han sido observadas oscilan entre los 18 y 25 mg L⁻¹ mientras que los valores mínimos se encuentran muy cercanos a los no detectables (Verver y Vargas, 2005; Cabral, 2006; Oliva *et al.*, 2008; Morlán, 2010; Guzmán, 2012). Contreras y Rivera, (2003) reportaron entre 4.5 y 8 mg L⁻¹, asociando este comportamiento a procesos de remodelación en el lago. La disminución de oxígeno disuelto hacia la salida del lago podría ser consecuencia de la acumulación de sedimentos y materia orgánica arrastrados por la corriente con origen de la entrada y hacia la salida del lago.

pH.

En general, el pH de la mayoría de los lagos se encuentra entre 6 y 9 (Brönmark y Hansson, 2005; Casas, 2012). Las condiciones imperantes de pH en esta investigación siempre fueron básicas, de la misma manera que ha sido observado en trabajos anteriores (Oliva *et al.*, 2008; Morlán, 2010; Guzmán 2012; Mejía 2013), así como en otros lagos que van de eutróficos a hipertróficos. En los lagos de Chapultepec, D. F., Guzmán (1989) reportó 8.9 para el Lago Viejo, 9.1 para el Lago Mayor y 9.6 en el Lago Menor. En un reservorio de Morelos, Gómez-Márquez *et al.* (2013), observaron valores de 8.1 y 8.8. En Argentina, Ehrenhaus y Vigna (2006) reportaron entre 7.17 y 9.24 para el lago el Planetario, tras el proceso de limpieza del lago. En el lago de la ciudad de Curitiba, Brasil, Perbiche-Neves *et al.* (2007), reportaron de 7.2 a 10.3 y en Lago Taihu, China se observaron valores de 9 a 13 (Ke *et al.*, 2008).

Conductividad.

Como respuesta a los periodos estacionales en los que se realizó este estudio, la conductividad mostró la tendencia de incremento observada en la figura 06 y, como resultado del dragado y llenado, el lago Tezozómoc mostró una ligera disminución en la

conductividad, gracias a la eliminación de sedimentos. En investigaciones anteriores se habían reportado, para el periodo de lluvias, valores entre 600 y 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Verver y Vargas, 2005; Cabral, 2006), mientras que en los meses secos de noviembre a abril, entre 1081.3 y 1914 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Macedo, 2002; Morlán, 2010; Mejía, 2013). En este estudio los más altos valores de conductividad se encontraron en abril, a no más de 1200 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Intervalos similares han sido observados en otros sistemas acuáticos (Enríquez *et al.* 2009; Gómez-Márquez *et al.*, 2013; Ke *et al.*, 2008).

Nutrientes.

- Nitrógeno Total (NT): NID + N Orgánico.

Con el propósito de definir el estado trófico del lago Tezozómoc, se han tomado en cuenta los límites más ampliamente aceptados, propuestos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD, por sus siglas en inglés). Con base en dichos valores, se puede reportar que las concentraciones de nitrógeno total registradas en el periodo posterior a la restauración (entre 4.6 y 17.7 mg L^{-1}), son particulares de un sistema altamente eutrófico (también definido como hipereutrófico o hipertrófico) ya que superan el intervalo indicado para los eutróficos (Tabla 04).

Variable		Estatus trófico					Tezozómoc (de 2012 a 2013)
		Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipertrófico	
PT ($\mu\text{g/L}$)	Promedio anual	< 4	4 - 10	10 - 35	35-100	> 100	1,630
NT ($\mu\text{g/L}$)	Promedio anual	< 200	200 - 400	300 - 650	500 - 1500	> 1500	9,020
Ch a ($\mu\text{g/L}$)	Promedio anual	< 1	< 2.5	2.5 - 8	8 - 25	> 25	163.86
Disco de Secchi (m)	Promedio anual	> 12	> 6	6 - 3	3 - 1.5	< 1.5	0.25

Tabla 04. Rangos de valores límites propuestos por la OECD para la caracterización del estatus trófico de los lagos. Sobre la columna de la derecha se indican los valores promedios obtenidos de Agosto 2012 a Abril 2013 en el lago Tezozómoc. Fuente: Crouzet *et al.* 1999.

En algunos lagos urbanos del mundo, se ha observado una fuerte disminución del nitrógeno total después de haber realizado la remoción de sedimentos. Rulley y Rusch (2002), observaron que el dragado provocó dramáticos decrementos en el NT (de 3.07 a 0.68 mg L^{-1}) para el lago del parque Baton Rouge, en Louisiana E.U. De igual manera, en el lago Yuehu, China, Zhang *et al.* (2010), observaron una reducción en la carga interna, argumentando que los sedimentos jugaban un papel importante en la liberación de nitrógeno

a la columna de agua. Sin embargo, contrario a estos casos, el dragado de sedimentos en el lago Tezozómoc no influyó de manera notable a la carga interna de nitrógeno total.

En Tezozómoc, la carga interna de NT estuvo asociada a la calidad del agua que lo reabastece. Los valores obtenidos de Agosto 21 a Octubre 02 explican en parte este argumento, ya que fueron de formas inorgánicas principalmente. Además, en gran parte del estudio, el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se sobrepuso a la forma orgánica, esto a su vez, favorecido por el agua que se incorpora al lago, proveniente de la planta de tratamiento.

La eliminación de los organismos durante el proceso de limpieza en el lago, condujo a que el establecimiento de nuevas poblaciones de productores primarios no mostrara un significativo aporte al nitrógeno orgánico, como tampoco un notable consumo del recurso inorgánico. Las máximas concentraciones del nitrógeno en la forma orgánica observadas de octubre a noviembre y en febrero 19 posiblemente fueron a consecuencia de la acumulación de materia orgánica tanto alóctona (materia orgánica suspendida y disuelta, proveniente de la planta de tratamiento, o bien de la de los alrededores del lago) como autóctona, constituida por las microbiota del sistema, y de las formas orgánicas disueltas.

- Nitrógeno inorgánico disuelto (NID: $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_3^- + \text{N-NO}_2^-$).

Dentro de las formas inorgánicas el N-NO_3^- fue la forma predominante debido a que, a lo largo del periodo de estudio, el lago contó con el aporte de agua de la planta de tratamiento "El Rosario". Como resultado del vaciado y llenado del lago, los valores de N-NO_3^- , de agosto 21 a septiembre 18, se observaron por encima de los valores medidos en estudios previos al dragado. Verver y Vargas (2005), reportó entre 0.5 y 5.6 mg L^{-1} mientras que Rodríguez (2006), midió entre 0.3 y 5.58 mg L^{-1} . Las elevadas cantidades de N-NO_3^- , observadas hasta septiembre 18, fueron favorecidas tanto por el aporte al lago durante el llenado, como por el escaso consumo de este nutriente. La disminución que comenzó a distinguirse a partir de octubre, se dirigió a una mayor uniformidad en la dinámica de N-NO_3^- de enero 09 a abril 16, con valores alrededor de 3.8 mg L^{-1} , valores que se mostraron más semejantes a la dinámica señalada por Verver y Vargas (2005) y Rodríguez (2006).

El nitrógeno como NH_3^- se observó en concentraciones ligeramente menores (de 0 a 1.73 mg L^{-1}) a las reportadas en trabajos previos, posiblemente como consecuencia de la limpieza del lago. Para el estudio de Verver y Vargas (2005), las concentraciones variaron de 0.33 a

4.6 mg L⁻¹ mientras que Rodríguez (2006) registró entre 0.2 y 5 mg L⁻¹. Con respecto a esta forma inorgánica de nitrógeno, se puede señalar que fue la única que mostró una relación con el fitoplancton. Al comparar las figuras 08 y 15 se puede distinguir una relación negativa de ambos factores, principalmente de noviembre 13 a abril 16. Los incrementos de los productores primarios observados en Nov-27, Ene-09, Feb-05, Feb-19 y Abr-02, provocaron una disminución del N-NH₃⁻. En cambio, los valores máximos de N-NH₃⁻ fueron observados durante los descensos poblacionales de Nov-27, Ene-22, Mar-19, y Abr-16.

Aunque el N-NO₃⁻ usualmente es la forma más abundante de NID en las aguas superficiales de lagos y mares, el amonio es tomado preferentemente si las concentraciones exceden valores de 0.15 a 0.5 μM de N (es decir de 2.1 a 7 μg L⁻¹) ya que, durante el proceso de asimilación intracelular, el sustrato es aparentemente el amonio (Reynolds, 2006). Los valores de este estudio superan ampliamente el intervalo indicado, lo cual confirma la relación señalada anteriormente, entre el fitoplancton y el N-NH₃⁻.

El N-NO₂⁻ fue la forma inorgánica menos abundante, debido a que químicamente es menos estable, presentándose transicionalmente entre el amoníaco y el nitrato durante el ciclo biogeoquímico (Crouzet *et al.* 1999; Follett. 2008). Los valores de N-NO₂⁻ observados en este estudio (entre 0.008 y 1.56 mg L⁻¹) superaron los intervalos registrados en investigaciones previas. Verver y Vargas (2005), reportó entre 0.001 y 0.155 mg L⁻¹ en la zona limnética, en tanto que Rodríguez (2006) reportó desde 0.001 hasta 0.163 mg L⁻¹. El llenado del lago y la escasez de productores primarios debieron ser la razón de los valores más altos de N-NO₂⁻ encontrados entre octubre y noviembre.

- Fósforo total (PT): PO₄⁻³ + P Orgánico.

Como otra de las variables que determinan el estado trófico, y con base a los valores límites establecidos por la OECD, las concentraciones de fósforo total caracterizaron al lago Tezozómoc como un sistema hipertrofico, y a que se presentaron altos valores desde el llenado.

Además de la condición de hipertrofia, una tendencia de incremento se registró hacia el final del estudio (Figura 09), influenciada por la transición del periodo lluvioso al periodo seco en que se realizó el estudio y por la acumulación de fósforo en el lago, producto del suministro

de agua, el aporte fecal de las aves, así como los sedimentos y los residuos de la vegetación circundante que se incorporaron al lago.

La acumulación de este nutriente podría conducir al lago hacia las condiciones hipertróficas previas al dragado. En el lago del parque Baton Rouge (Ruley y Rusch, 2002), pese a que se han procurado diversas medidas para rehabilitarlo, se ha observado que después del dragado y desvío de contaminantes, la concentración de fósforo se dirige de nueva cuenta a las condiciones anteriores a la restauración.

En el presente trabajo, las concentraciones de la fracción inorgánica (o FRD) observadas en un intervalo de 0.42 a 1.93 mg L⁻¹, fueron producto de la remoción de sedimentos durante el vaciado del lago, ya que previamente al dragado, Verver y Vargas (2005), registró valores de 1.6 a 6.8 mg L⁻¹, en tanto que Rodríguez (2006), midió de 0.4 a 6.48 mg L⁻¹.

Por otra parte, las primeras poblaciones que se desarrollaron en el lago durante los primeros meses de estudio, entre otras formas orgánicas presentes en el agua durante y después del llenado, contribuyeron a que la fracción orgánica de fósforo presentara cantidades apreciables desde el principio del estudio. Los incrementos más notorios de las Chlorophyceae (Figura 15), contribuyeron a la concentración de fosforo orgánico de enero 09 a marzo 19, como puede observarse en la figura 09.

Estructura del fitoplancton posterior al llenado.

Al presentarse bajo condiciones hipertróficas después del llenado, el fitoplancton del Tezozómoc volvió a estar constituido por las clases ya observadas en trabajos previos al dragado (Guzmán 2012; Hernández, 2012; Mejía 2013; Hernández 2014), mismos en los que la clase Chlorophyceae ha presentado la mayor diversidad, seguida por la Cyanophyceae y, con menor diversidad, las clases Bacillariophyceae, Cryptophyceae y Dinophyceae.

La clase Chlorophyceae, ha sido extensamente documentada en reservorios urbanos como la clase más diversa (Perbiche-Neves *et al.* 2007; Oliva *et al.* 2008; Davila & Carvalho, 2012; Gómez-Márquez, *et al.* 2013). En cuerpos de agua recientemente formados o llenados, han sido descritas como efectivas colonizadoras (Shubert, 2003).

Debido a que son de distribución cosmopolita, las clorofitas son muy comunes en lagos someros altamente productivos y con valores de pH básicos (Scheffer, *et al.*, 1997; Shubert, 2003; Novelo, 2012), como los que fueron observados en el Tezozómoc luego del llenado. Su desarrollo probablemente sea estimulado bajo condiciones en las que las concentraciones de fósforo superan a las del nitrógeno (Schindler, 1977; Shubert, 2003); no obstante, otros factores ambientales deben estar involucrados en el Tezozómoc, tales como la mezcla continua de agua, la liberación de fósforo de los sedimentos (así como su incorporación de fuentes externas), y el papel de la temperatura en el reciclamiento de los nutrientes.

En años anteriores al vaciado del lago, se observaba que las densidades máximas de la clase Chlorophyceae se encontraban entre los meses de enero y febrero, considerados dentro de la temporada seca fría (Verver y Vargas, 2005; Rodríguez 2006; Guzmán, 2012; Hernández, 2012; Mejía, 2013). Este hecho coincide con el presente estudio, ya que el pico máximo se observó en febrero (Figura 15).

La reestructuración en la composición y dinámica de las especies fue parte de los cambios ocurridos después de la limpieza del lago Tezozómoc. Con el llenado se observó la presencia de nuevas morfoespecies de la clase Chlorophyceae, en el orden de las Chlamydomonadales y en la familia Scenedesmaceae (Véase Anexo I), así como la ausencia de algunas especies registradas previamente (Mejía, 2013; Hernández, 2014). La dominancia del lago principalmente por cianobacterias y la presencia de las clorofitas, en su mayoría, como especies raras y constantes fueron también parte de los cambios que se presentaron con el vaciado y llenado.

En estudios previos, como en el presente, *C. globosa* ha destacado en el fitoplancton dominante de Tezozómoc (Rodríguez 2006; Mejía, 2013; Hernández, 2014), sin embargo, la diversidad y número de especies en el lago ha variado entre dichos trabajos. De septiembre 2003 a agosto 2004, Rodríguez (2006) ubicó a la clase Chlorophyceae, entre especies raras, constantes, y como la principal clase en la dominancia del lago. En 2010, Mejía (2013), y Hernández (2014), describieron a las clorofitas en la dominancia del lago, destacando, entre otras más a *Chlamydomonas globosa*, *Monoraphidium irregulare*, y *Kirchneriella obesa*.

Entre los trabajos ya mencionados se indicaba, a menudo, la presencia de cianobacterias formando parte del fitoplancton dominante en Tezozómoc. El género *Microcystis* se había registrado con las más altas densidades hacia la temporada lluviosa cálida, mientras que *Merismopedia* era encontrado principalmente entre las temporadas seca fría y seca cálida (Rodríguez 2006; Guzmán, 2012; Hernández, 2012; Mejía, 2013; Hernández, 2014).

Durante esta investigación, la Cyanophyceae estuvo representada principalmente por morfotipos pertenecientes a las Oscillatoriales y Chroococcales. La mayoría de especies Chroococcales registradas en esta investigación son consideradas como parte del picoplancton (Reynolds 2006; Lampert y Sommer, 2007; Bonilla y Aubriot, 2009).

Oscillatoriales como *Pseudanabaena* y *Planktolyngbya* forman parte del fitoplancton de lagos someros hipertróficos polimícticos en regiones templadas, (Mischke y Nixdorf, 2003; Reynolds 2006), aunque también se han registrado a bajas latitudes (Rojo y Álvarez, 1994) y regiones subtropicales de Centroamérica (Acevedo, 2012; Sant'Anna *et al.*, 2007). Tal como estos reservorios, el lago Tezozómoc cuenta con características apropiadas para la existencia de *Ps. limnetica* o de *Planktolyngbya limnetica*, pues ya en 2010, entre los meses de agosto a septiembre, Hernández (2014), observó en su estudio a *Ps. limnetica* como especie temporal.

Aunque su existencia ya había sido registrada anteriormente en Tezozómoc, es probable que la disponibilidad de un hábitat nuevamente formado fue una oportunidad crucial para la dominancia de *Ps. limnetica*, así mismo para *Planktolyngbya limnetica* y *A. delicatissima*. Cabe mencionar que *Ps. limnetica* destacó como la especie dominante con la mayor frecuencia de aparición, y las densidades máximas entre octubre y febrero; durante este periodo, se observó un incremento en la dimensión de los filamentos de su población, llegando incluso a presentarse más de 60 células por filamento (Anexo II).

La dominancia de *Ps. limnetica* ha sido observada también en reservorios templados (Nixdorf *et al.*, 2003) mientras que en ambientes subtropicales de Uruguay, Acevedo (2012), observó una relación significativa de esta especie con la clorofila *a*.

Las condiciones ambientales presentes de enero hacia abril y el declive de *Ps. limnetica* (posiblemente influido, por las condiciones observadas entre los noviembre y enero), permitieron un incremento en las abundancias de las clorofitas, como fue el caso de *C.*

globosa o *R. microscopica* en febrero. Hacia abril, se observó el incremento de especies picoplanctónicas como *A. delicatissima* y otras pertenecientes a géneros como *Aphanothece* o *Merismopedia*. Este tipo de cianobacterias son frecuentemente registradas en los lagos someros hipertróficos. En reservorios de Brasil han sido extensamente reportadas (Sant'Anna *et al.*, 2004; Acevedo, 2012). En Tezozómoc, la mayor abundancia del picoplancton ha sido señalada en el mes de abril (Rodríguez, 2006), como ocurrió durante este estudio.

Las cianobacterias filamentosas y coccocales coloniales observadas durante este estudio se han encontrado en el fitoplancton de reservorios donde se ha reportado la existencia de cianotoxinas (Nixdorf *et al.*, 2003; Carvalho *et al.*, 2007; Sant'Anna *et al.*, 2007). Sin embargo, hasta ahora, no se ha observado que estén relacionadas a la producción de dichas sustancias, en gran parte, debido a la escasa atención que han recibido.

Clorofila a.

Una baja densidad poblacional y composición del fitoplancton, presentes al inicio de este estudio durante el periodo lluvioso, formaron parte de los cambios ocasionados con la limpieza del lago, provocando con ello una baja concentración de clorofila a al inicio del estudio.

Como era de esperarse, incrementos importantes de la clorofila a estuvieron asociadas al desarrollo de algunas de las poblaciones de productores primarios. El aumento de *Ps. limnetica* observado en noviembre 13 y sus descensos registrados en noviembre 27 y enero 22 coincidieron con las variaciones de clorofila a observadas en las mismas fechas. La más alta concentración de clorofila a observada en enero 09 (Figura 16), estuvo relacionada no solo a las poblaciones de *Ps. limnetica* sino a un gran aporte de la clase Chlorophyceae (Figura 15), sobre todo de poblaciones de especies como *P. pectinatus*, *Desmodesmus quadricauda* y *Pseudopediastrum boryanum*.

A principios de febrero, cuando se observó la menor transparencia del lago, se registraron las más altas densidades en las Chlorophyceae, y aunque los valores de clorofila a volvieron a aumentar, no fueron tan significativos como los observados a principios de enero.

En algunos de los estudios realizados con anterioridad en el lago Tezozómoc, se reportaron valores de clorofila *a* similares a los de este estudio. Morlán (2010) reportó alrededor de $328 \mu\text{g L}^{-1}$ en mayo, como valores máximos, y cerca de $48 \mu\text{g L}^{-1}$ entre enero y febrero como valores mínimos. Hernández (2012), durante su estudio con mesocosmos, encontró en el mes de noviembre, valores de 22 a $119 \mu\text{g L}^{-1}$. Para el mes de febrero encontró de 69.8 hasta $305.7 \mu\text{g L}^{-1}$.

Interacciones bióticas-abióticas: ACP.

El análisis de componentes principales fue de gran utilidad, ya que permitió identificar ciertas interrelaciones entre parámetros ambientales y la dinámica de algunas de las especies registradas en este estudio.

El primer componente del ACP, representó la dinámica seguida por el fitoplancton, luego de los procesos mecánicos efectuados en el Tezozómoc (vaciado, dragado y llenado). Como interpretación de este componente se puede señalar que durante la época cálida, se presentaron densidades menores de fitoplancton, justo cuando el lago se encontraba recientemente llenado, hecho por el cual, la transparencia del agua había sido mayor. En la época fría, las densidades de varias especies clorofitas se incrementaron, principalmente *C. globosa* y algunas de las de la familia Scenedesmaceae, favorecidas por valores más elevados de la concentración de fósforo reactivo disuelto y nitrógeno amoniacal, reflejándose en concentraciones más elevadas de clorofila *a* y en la disminución de la transparencia del lago.

En la figura 17 se puede apreciar que la clase Chlorophyceae, principalmente la familia Scenedesmaceae, prospera en periodos de temperaturas moderadas y con escasez de lluvias, en los que la conductividad y disponibilidad de nutrientes son mayores, de modo que estos organismos contribuyen al incremento del fósforo total.

Aun cuando la temperatura es un factor determinante en el desarrollo del fitoplancton, en el ACP la relación entre ambos factores fue negativa. Un elemento razonable es que, a bajas latitudes, el régimen de temperatura varía muy poco en promedio a lo largo del año. Por tal razón, los lagos no son sólo favorecidos por la radiación solar y la temperatura, sino también por una alta eficiencia en el uso de los nutrientes, gracias a que el reciclamiento de estos es

óptimo (Lewis, 2000). A este fenómeno podrían sumarse las condiciones particulares del lago, es decir, la baja profundidad y la elevada y constante carga de nutrientes. La dinámica de los nutrientes, por tanto, debió opacar a la relación positiva entre la temperatura y el fitoplancton, por lo que no fue notoria en este estudio.

Contrario a lo observado con el fitoplancton, en el ACP pudo apreciarse una relación positiva entre las dinámicas de la transparencia y la temperatura (Figura 17). Esto fue debido a que el dragado ocurrió durante los meses más cálidos, por lo que los valores máximos de transparencia coincidieron con los registros más altos de temperatura (Figuras 2 y 3)

El segundo componente del análisis, pone a la vista una situación en la que *A. clathrata*, aprovecha la disponibilidad de FRD y NH_3 , en tanto que cianobacterias como *P. limnetica* o *M. cf. tenuissima*, aprovecharon condiciones de menor transparencia, ocurridas cuando el fitoplancton que contribuyó a altas concentraciones de clorofila *a*, provocaba la opacidad del lago. El periodo entre febrero y marzo fue el momento en el que el desarrollo de algunas clorofitas contribuyó al aumento de la concentración de clorofila *a*, mismo periodo en el que ocurrieron los incrementos de cianobacterias como *P. limnetica* y *M. cf. tenuissima*.

CONCLUSIONES.

El vaciado y llenado del lago proporcionó una manera de examinar cómo los cambios en las condiciones ambientales afectaron la composición y dinámica de las especies de fitoplancton. En el periodo que abarcó este estudio, a consecuencia de este proceso, la dominancia del fitoplancton estuvo representada principalmente, por cianobacterias filamentosas y picoplanctónicas coloniales.

Los valores de pH básicos, así como las concentraciones oscilantes del oxígeno disuelto y los nutrientes caracterizaron al Tezozómoc como lago hipertrófico.

Los resultados obtenidos en este estudio, mostraron que el lago Tezozómoc no presentó mejoría en relación a la concentración de los nutrientes, ya que con el llenado volvió a una condición hipertrófica.

La disponibilidad de nutrientes permitió que en el lago proliferaran especies de fitoplancton propias de sistemas hipertróficos, por lo que la clorofila *a* presentó concentraciones elevadas.

La dinámica fitoplanctónica mostró una homogeneidad espacial en lago Tezozómoc. Las variaciones observadas fueron principalmente temporales.

El fitoplancton de Tezozómoc se caracterizó por la presencia de las dos clases más comunes antes del vaciado: las Chlorophyceae con el mayor número de taxa, seguida por las Cyanophyceae, y con menores números de Dynophyceae, Bacillariophyceae y Cryptophyceae.

La dominancia del lago estuvo dada principalmente por cianobacterias Oscillatoriales y Chroococcales coloniales picoplanctónicas, mientras que las Chlorophyceae se presentaron mayormente como especies raras y constantes.

La dinámica del fitoplancton estuvo afectada por la disponibilidad de nutrientes, mientras que la temperatura pasó a ser de menor relevancia.

BIBLIOGRAFÍA.

- Acevedo, V. 2012. *Floraciones de Cianobacterias en el Uruguay. Niveles guía y descriptores ambientales*. Facultad de ciencias. Universidad de la República de Montevideo. Uruguay. 49 pp.
- Alcocer, J., E. Kato, E. Robles, y G. Vilaclara. 1988. Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago V iejo de C hapultepec. *Contaminación ambiental* 4: 43-56.
- A.P.H.A., A.W.W.A. y W.P.C.F. 1985. *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater*. 16a. Ed., Washington, D.C. USA. 1268 pp.
- Arar, E.J. y G.B. Collins. 1997. Method 445.0. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin in marine and freshwater algae by fluorescence. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- 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 de 2002*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.
- Birch, S. y J. McCaskie. 1999. Shallow Urban Lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia* 395/396: 365–377.
- Bonilla, S. y L. Aubriot. 2009. Biología, floraciones y distribución de las cianobacterias. In Bonilla, S. (Ed.). UNESCO. *Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. Documento Técnico PHI-LAC, N° 16. 1-4.
- Botello, A.C. 2002. *Estudio de algunos aspectos reproductivos de Poecilia reticulata (Pisces: Poeciliidae) del lago del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 83 pp.
- Brönmark C. y L. A. Hansson. 2005. *The biology of lakes and ponds*. 2a Ed. Oxford. 304 pp.

- Buendía, M. 2014. *Flora de diatomeas bentónicas del en Canal de Japón (Xochimilco) y el Lago de los Reyes Aztecas (Tláhuac)*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 80 pp.
- Cabral, C. 2006. *Variación espacio-temporal de los protozoos (Phylum Ciliophora) del lago urbano Tezozómoc*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 44 pp.
- Cao X., C. Song, Q. Li y Y. Zhou. 2007. Dredging effects on P status and phytoplankton density and composition during winter and spring in Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*. 581:287-295.
- Carvalho, L., C. Sant'anna, M. Gemelgo y M. Azevedo. 2007. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*. 30(1): 141-148.
- Casas, D.N. 2012. *Evaluación de la calidad del agua en el lago del Parque Alameda Oriente*. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 98 pp.
- Comas, G.A. 1996. Las Chlorococcales dulceacuícolas de Cuba. *Biblioteca Phicologica*. J. Cramer. Berlin. 192 pp.
- Contreras, A. y F.A. Rivera. 2003. *Diagnóstico ambiental del Lago del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco, D.F.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 49 pp.
- Cox, E.J. 1996. *Identification of freshwater diatoms from live material*. Chapman y Hall, London. 158 pp.
- Crossetti, L. y C. E. Bicudo. 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*. 610:161–173.
- Crouzet, P., J. Leonard, S. Nixon, Y. Rees, W. Parr, L. Laffon J. Bøgestrand, P. Kristensen, C. Lalana, G. Izzo y J. Bak. 1999. Nutrients in European ecosystems. What

- constitutes an excess of nutrients? In N. Thyssen (Ed.). *Environmental assessment report*. European Environment Agency. Dinamarca. 34-46.
- Davila C. y L. Carvalho. 2012. Chlorophyta de um lago artificial hipereutrófico no sul do Brasil. *Iheringia Série Botânica*. Porto Alegre. 67(1): 75-91.
- Ehrenhaus, C. y M.S. Vigna. 2006. Changes in the phytoplankton of Lake Planetario after a restoration process. *Darwiniana* 44(2): 319-328.
- Enríquez C., S. Nandini, y S.S.S. Sarma. 2009. Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco (Mexico City, Mexico). *Limnologica*. 39: 283–291
- Follett, R. 2008. Transformation and Transport Processes of Nitrogen in Agricultural Systems. In J. Hatfield & R. Follett (Eds.). *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*. Elsevier. USA. 19-50.
- García, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Serie Libros no. 6. 5ª Ed. Instituto de Geografía. UNAM, México. 90 pp.
- García-Rodríguez, J., F.I. Molina-Astudillo, E. Miranda-Espinoza, M.B. Soriano-Zalazar y M. Díaz-Vargas. 2015. Variación fitoplanctónica en un lago urbano del municipio de Cuernavaca, Morelos, México. *Acta Universitaria*. 25(1): 3-11.
- Gili, J. y P. Petraitis. 2009. Seasonal Dynamics. In Wahl M. Marine Hard Bottom Communities. Patterns, Dynamics, Diversity, and Change. *Springer*. Germany. 191-200.
- Gómez-Márquez, J., B. Peña-Mendoza, J. Guzmán-Santiago y V. Gallardo-Pineda. 2013. Zooplankton composition, abundance and water quality in a microreservoir at Morelos State. *Hidrobiológica*, 23(2): 227-240.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2016. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 21 April 2015.
- Guzmán, M. 1989. *La macrofauna béntica y su relación con la dinámica fisicoquímica de los lagos de Chapultepec (época de lluvias) Bosque de Chapultepec, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 66 pp.

- Guzmán, O. 2012. *Efecto de los nutrientes sobre el crecimiento y composición de los rotíferos planctónicos del Lago Tezozómoc, México, D.F.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 61 pp.
- 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.
- Hernández, F. 2012. *Reducción del fitoplancton por el consumo de Cypridopsis vidua, (Muller 1776) (Crustacea: Ostracoda) en el lago Tezozómoc.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 44 pp.
- Hernández, R.A. 2014. *Evaluación de la comunidad fitoplanctónica en presencia de Poecilia reticulata Peters, 1859 (Pices: Poeciliidae) bajo condiciones de mesocosmos en un lago hipertrófico.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 64 pp.
- Ke, Z., P. Xie y L. Guo. 2008. Controlling factors of spring–summer phytoplankton succession in Lake Taihu (Meiliang Bay, China). *Hydrobiologia*. 607: 41–49.
- Komárek, J. 1999. *Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales.* Gustav Fischer, Alemania. 548pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. *Cyanoprokaryota 2. Teil: 2nd Part: Oscillatoriales.* Elsevier Spektrum Akademischer Verlag. 757pp.
- Lampert, W. y U. Sommer. 2007. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams.* 2a Ed. Oxford University Press. UK. 324 pp.
- Lewis, W.M. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs Research and Management*. 5: 35-48.
- Macedo, A. 2002. *Aspectos ecológicos de la familia Corixidae en el Lago Tezozómoc Azcapotzalco; México, D.F.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.

- Meerhoff, M. and E. Jeppesen. 2009. Shallow Lakes and Ponds. In Gene E. Likens (Ed). *Encyclopedia of Inland Waters*. Vol. 2. Elsevier. 645-655.
- Mejía, J. 2013. *Influencia de los peces sobre el fitoplancton de un lago hipertrófico urbano en condiciones de mesocosmos en época de secas*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 48 pp.
- Mischke U. y B. Nixdorf. 2003. Equilibrium phase conditions in shallow German lakes: How Cyanoprokaryota species establish a steady state phase in later summer. *Hydrobiologia*. 502: 123-132.
- Mora K. 30 de abril 2012. Limpian lago de Parque Tezozómoc. México. El Universal. <http://www.eluniversaldf.mx/home/nota45253.html>. 10 de junio 2016.
- Morlán, J. 2010. *Producción primaria del fitoplancton en un lago hipertrófico durante la época de sequía*. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 52 pp.
- Muro, G. 1994. *Contribución al crecimiento de la distribución y abundancia de los cladóceros en los tres lagos de Chapultepec*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 80 pp.
- Naselli-Flores, L. 2008. Urban Lakes: Ecosystem at Risk, Worthing of the Best Case. In Sengupta, M. and R. Dalwani, (eds). *Proceedings of Taaal 2007: The 12th World Lake Conference*. 1333-1337.
- Nixdorf, B., U. Mischke y J. Rücker. 2003. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes: an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia*. 502: 11-121.
- Noüe, J., G. Laliberté y D. Proulx. 1992. Algae and waste water. *Journal of Applied Phycology*. 4: 247-254.
- Novelo, E. 2012. *Flora Del Valle De Tehuacán-Cuicatlán. Chlorophyta Pascher*. Instituto De Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Fas. 94. 86 pp.
- Oliva, M. G., A. Rodríguez, A. Lugo y M.R. Sánchez. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18(1): 1-13.

- Pal, R. and A.K. Choudhury. 2014. *An Introduction to Phytoplanktons: Diversity and Ecology*. Springer. India. 147 pp.
- Papangelis, G., M. Tom brou, A. D andou, y T K ontos. 2012. A n u rban “ green pl anning” approach utilizing the Weather Research and Forecasting (WRF) modeling system. A case study of Athens, Greece. *Landscape and Urban Planning* 105: 174–183.
- Perbiche-Neves, G., M. Ferrareze, A.R. Ghidini, L. de Brito y M.T. Shirata. 2007. Assembléias microfitoplanctônicas num lago urbano da cidade de Curitiba (Estado do Paraná, Brasil). *Estudos de Biologia*. Brasil. 29(66): 43-51.
- Pineda-Mendoza, R., F. M artínez-Jerónimo, G. G arduño-Solórzano y R. O lvera-Ramírez. 2011. C aracterización morfológica y m olecular de c ianobacterias filamentosas aisladas de florecimientos de tr es lagos urbanos eutróficos de l a ciudad de M éxico. *Polibotánica* 31: 31-50.
- Popovský, J., y Pfiester L. A. 1990. *Dinophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 6. Dinophyceae*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 272 pp.
- Prescott, G. W. 1982. A lgae of the Wes tern G reat Lak es A rea. O tto K oeltz Science Publishers, Alemania. 977 pp.
- Reynolds, C.S. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press. 556 pp.
- Riveros, B. 2013. *Tratamiento de aguas residuales municipales en la Ciudad de México*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 150 pp.
- Rodríguez, 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. 48 pp.
- Rojo, C. y M. A lvarez. 1994. P opulation d ynamics of *Limnothrix redekei*, *Oscillatoria lanceaeformis*, *Planktothrix agardhii* and *Pseudanabaena limnetica* (cyanobacteria) in a shallow hypertrophic lake (Spain). *Hydrobiologia*. 275(276): 165-171.
- Round, F.E., R. Crawford, y D. Mann. 1990. *The Diatoms. Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press. USA 747 pp.

- Ruley J., y K. Rusch. 2002. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*. 19: 265-280.
- Sant'anna C., M. A. Cevedo, P. Senna, J. Komárek y J. Komárková. 2004. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Revista Brasileira de Botânica*. 27(2): 213-227.
- Sant'anna, C., S. Melcher, M. Carvalho, M. G. Melgo y M. Azevedo. 2007. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Brasileira de Botânica*. 30 (1): 1-17.
- Scasso, F., N. Mazzeo, J. Gorga, C. Kruk, G. Lacerot, J. Clemente, D. Fabián y S. Bonilla. 2001. Limnological changes in a sub-tropical shallow hypertrophic lake during its restoration: two years of a whole-lake experiment. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*. 11: 31-44.
- Scheffer, M., S. Hosper, M. Meijer, B. Moss, y E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *TREE* 8: 275–279.
- Scheffer, M., S. Rinaldi, A. Gragnani, L. Mur y E. Van Nes. 1997. On The Dominance Of Filamentous Cyanobacteria In Shallow, Turbid Lakes. *Ecology*. 78(1): 272-282
- Scheffer, M. y E.H. van Nes. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*. 584: 455–466.
- Schindler, D. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*. 195:260–262.
- Scholten, M., E.M. Foekema, H.P. Van Dokkum, N.H. Kaag y R.G. Jak. 2005. *Eutrophication Management and Ecotoxic*. Springer. Germany. 122 pp.
- Shubert, L. 2003. Nonmotile Coccoid And Colonial Green Algae. In Wehr J. & R. Sheath. *Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification*. Elsevier Science. USA. 253-309 pp.
- Suárez, F. De julio 2012 Llenan Lago Artificial Del Parque Tezozómoc. México. Urbe política. <http://urban.urbepolitica.com/index.php?id=nota&seccion=delegaciones&ide=931>. 10 de junio 2016.

- Tallberg, P., J. H. Hoppila, A. Väisänen y L. Nurminen. 1999. Seasonal succession of phytoplankton and zooplankton along a trophic gradient in a eutrophic lake – implications for food web management. *Hydrobiologia* 412: 81–94.
- Van Donk, E., M.P. Grimm, P.G. Heuts, G. Blom, K. Everaerts y O.O.F. Van Tongeren. 1994. Use of mesocosms in a shallow eutrophic lake to study the effects of different restoration measures. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 40: 283-294.
- Verver y Vargas, 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. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 55 pp.
- Villena, M. J. 2007. *Ecología De Los Lagos Someros En La Zona Mediterránea. Importancia De Los Productores Primarios*. Universitat De València. Servei De Publicacions Espanya. 210 pp.
- Wetzel, R.G. y G.R. Likens. 2000. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, Nueva York. 429 pp.
- Zalocar, Y., V.M. Asselborn y S.L. Casco. 1998. Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina. *Revista Brasileira Biologica*. 58(3): 359-382.
- Zhang S., Q. Zhou, D. Xu, Ji. Lin, S. Cheng, & Z. Wu. 2010. Effects of sediment dredging on water quality and zooplankton community structure in a shallow of eutrophic lake. *Journal of Environmental Sciences*. 22(2): 218–224.

ANEXO I.

Listado de especies fitoplanctónicas registradas des pués del dragado. Los registros marcados con letra negrita, son nuevos en base a los indicados para 2010 por Mejía (2013) y Hernández (2014). La actualización de nombres fue tomada de la base de datos electrónica AlgaeBase®.

BACILLARIOPHYCEAE

Nitzschia sp. Hassall, 1845

CHLOROPHYCEAE

Acutodesmus acuminatus (Lagerheim)Tsarenko, 2001 (antes *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat 1902)

Desmodesmus communis (E. Hegewald) E. Hegewald, 2000 (antes *Scenedesmus quadricauda* var. *spiralis* Printz, H. 1916)

Acutodesmus dimorphus (Turpin)Tsarenko, 2001 (antes *Scenedesmus dimorphus* (Turpin) Kützing Komárek y Fott 1983)

Acutodesmus obliquus (Turpin)Hegewald y Hanagata, 2000 (antes *Scenedesmus acutus* Meyen, 1829)

Carteria sp. Diesing, 1866

Chlamydomonas globosa (J. W. Snow, 1903)

Chlamydomonas sp. Ehrenberg, 1833

Chlorogonium tetragamum (Bohlin, 1897)

Chodatella cf. *balatonica* (Scherffel, 1938)

Coelastrum astroideum (De Notaris, 1867)

Coelastrum microporum (Nägeli, 1855).

Desmodesmus protuberans (F. E. Fritsch y M. F. Rich) E. Hegewald, 2000 (antes *Scenedesmus protuberans* Fritsch y Rich , 1929)

Eudorina elegans Ehrenberg 1832

Gonium sp. Müller 1773

Micractinium pusillum Fresenius, 1858

Monoraphidium arcuatum (Korxshikov) Hindák, 1970

Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová, 1969

Monoraphidium irregulare (G. M. Smith) Komárková-Legnerová 1969

Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárková-Legnerová

Neochloris sp. Starr, 1955

Oocystis sp.(Nägeli ex A. Braun, 1855)

Pectinodesmus pectinatus f. *tortuosus* (Skuja) E. Hegewald 2013 (antes *Scenedesmus falcatus* f. *tortuosa* Skuja 1927)

Pediastrum duplex Meyen 1829 var. *duplex*

Pseudopediastrum boryanum var. *brevicorne* A. Braun

Pseudopediastrum boryanum var. *longicorne* Reincsch

Pteromonas sp. Seligo, 1887

Raphidocelis microscopica (Nygaard) Marvan, Komárek y Comas, 1984 (antes *Kirchneriella microscopica* Nygaard, 1945)

Scenedesmus Bicaudatus var. *brevicaudatus*, Hortobágyi 1940 (Hansg) R. Chod.

Scenedesmus longispina Chodat, R. 1913

Scenedesmus quadrispina Chodat, R. 1913

Schroederia setigera (Schröder) Lemmermann 1898

Sphaerocystis sp. R. Chodat 1897

CYANOPHYCEAE

- Anabaena spiroides* Klebahn, 1895
Aphanocapsa delicatissima (W. West. G y S West, 1912)
Aphanothece cf. *clathrata* (W. West y G. S West, 1906)
Aphanothece cf. *smithii* (Komárková-Legnerová y Cronberg 1994)
Aphanothece nebulosa Skuja 1964
Chroococcus sp. (Kützing) Nägeli 1849
Cyanodictyon sp. Pascher 1914
Merismopedia aff. *tenuissima* Lemmermann, 1898
Merismopedia sp. Meyen, 1839
Planktolyngbya limnetica (Lemmerman) Komárková-Legnerová y Cronberg 1992
Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek 1974
Spirulina sp. (Turpin ex Gomont, 1892)

CRYPTOPHYCEAE

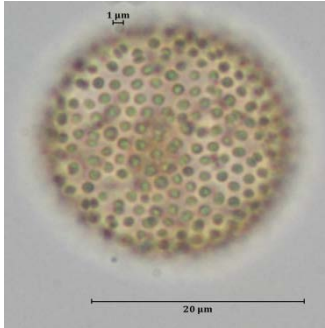
- Chroomonas caudata* L. Geitler 1924
Cryptomonas ovata Ehrenberg 1832

DINOPHYCEAE

- Gymnodinium* sp. (1) Stein, 1878
Gymnodinium sp. (2) Stein, 1878
-

ANEXO II.

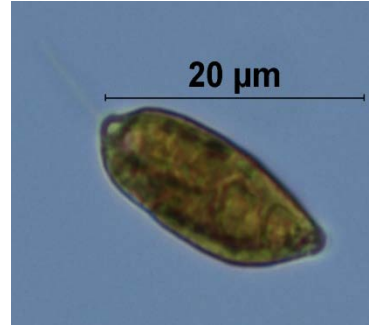
Micrografías de especies fitoplanctónicas del lago Tezozómoc del periodo de Agosto 2012 a Abril de 2013.



Aphanocapsa delicatissima



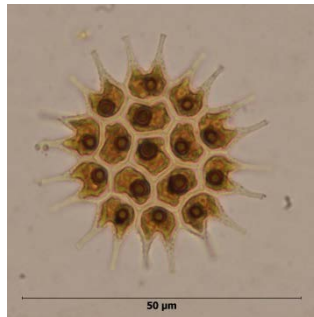
Chlamydomonas globosa



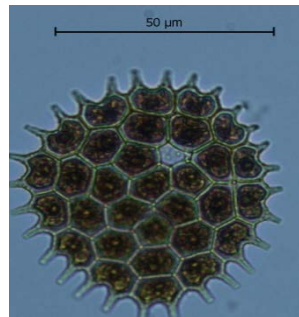
Cryptomonas ovata



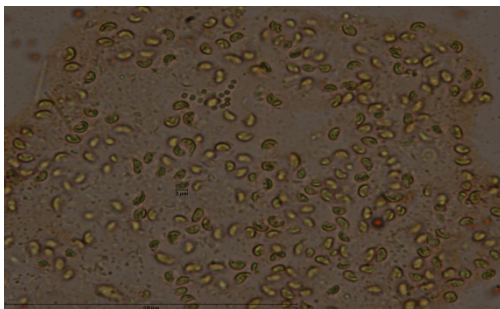
Monoraphidium arcuatum



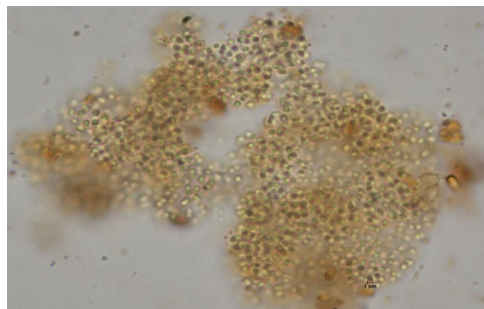
Pseudopediastrum boryanum
var. *longicorne*



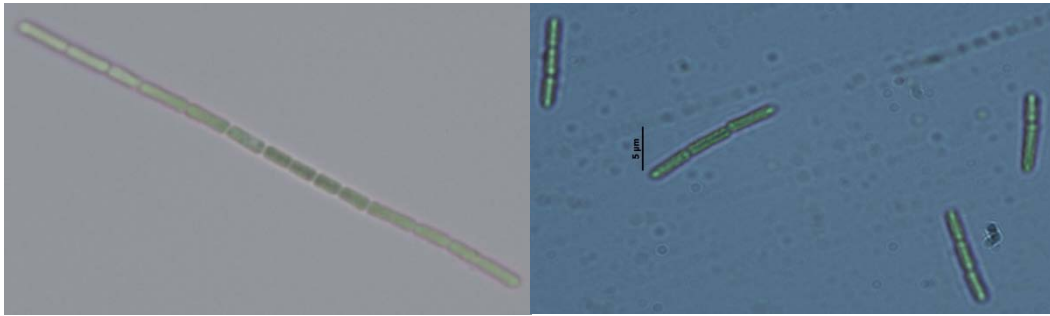
Pseudopediastrum boryanum
var. *brevicorne*



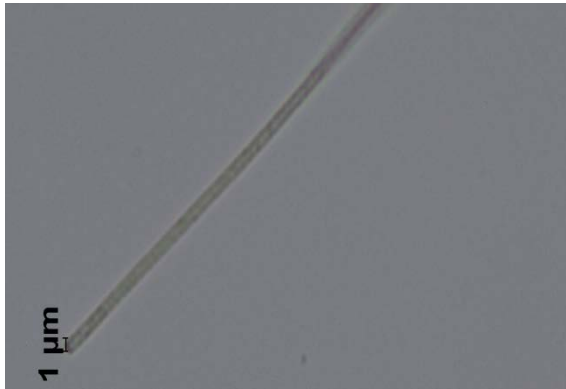
Raphidocelis microscopica



Anhanothece nebulosa



Pseudanabaena limnetica



Planktolyngbya limnetica