



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA**

**ASPECTOS HIDROBIOLÓGICOS EN DOS  
ESCLUSAS DEL LAGO ARTIFICIAL DEL  
PARQUE DE LA ALAMEDA ORIENTE.**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE**

**B I Ó L O G O**

**P R E S E N T A :**

**MONTAÑO SALAZAR ISRAEL**

**DIRECTOR: DR. JOSÉ LUIS GÓMEZ MÁRQUEZ**



**MÉXICO, D. F.**

**NOVIEMBRE 2010**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



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

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

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

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

---

## **Dedicatoria.**

*Dedico este trabajo a Nancy la persona que se atrevió a compartir su vida conmigo, brindarme su amistad incondicional, apoyándome en todo momento sin importar que fueran buenos o malos, soportándome cada día, no dejarme caer y cuando caí ayudar a levantarme y ahora que pronto juntos compartiremos el privilegio de ser padres no tengo palabras para expresar lo feliz que estoy a tu lado. TE AMO...*

*A ti chaparro, que aunque aun no estas aquí se que llegara el día en que podrás leer esto y te sirva de inspiración y ejemplo para que seas una gran persona y un gran hijo como tu lo serás...NOS VEMOS PRONTO... TE AMO...*

*A ti Pa, que toda tu vida la has dedicado a ver por el bien de nosotros y lograste ser el Pa perfecto del que me siento tan orgulloso, ojala esto sirva como una manera de agradecerte por tanto. Ma, que te puedo decir, eres la neta, TE QUIERO, con tu ejemplo siempre me enseñaste a ser una buena persona, gracias por ser como eres.*

*A mi hermana Ana Laura (Carnalita) que desde siempre has sido mi amiga inseparable en las buenas y malas..*

*Muy especialmente a ti Constantina Montañó, la súper Abue, que te nos adelantaste demasiado pronto pero que nos dejaste tantos recuerdos y enseñanzas, hasta allá donde estés TE EXTRAÑO...*

*Abuelin que me has dado un ejemplo invaluable "Si Se Quiere Se Puede" y que nunca hay que dejar de ver el lado bueno de las cosas.*

*A la Familia Gelover Alfaro que se ha convertido en mi nueva familia, que nos han apoyado desde siempre. LOS QUIERO A TODOS...*

*Y por su puesto al mejor perro del mundo NEGRO..... ya luego te alcanzaremos.*

---

---

## ***Agradecimientos.***

*A la Universidad Nacional Autónoma de México por darme la oportunidad de formar parte de ella dentro de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza y poder realizar mis estudios profesionales.*

*Muy en especial:*

*Al Doctor José Luís Gómez Márquez por aceptarme desde un principio a formar parte del equipo de limnología, ser el director de este trabajo y que gracias a sus consejos, conocimientos, paciencia y a su amistad fue posible la realización del mismo.*

*A la Doctora Bertha Peña Mendoza por colaborar y enriquecer este trabajo compartiendo sus conocimientos, consejos y amistad durante todo el tiempo que he formado parte del equipo de limnología.*

*A la Bióloga. Eloísa A Guerra Hernández por sus sugerencias y observaciones oportunas para la mejora de este trabajo.*

*Al Doctor Antonio Valencia Hernández por sus observaciones y comentarios acertados para la mejora de este trabajo.*

*Al Biólogo. José Luís Guzmán Santiago por sus comentarios y sugerencias que permitieron enriquecer y mejorar este trabajo, además de su amistad y disposición.*

*A todas las personas que formaron parte del equipo de limnología durante la realización de este trabajo y que sin su ayuda y amistad no hubiera sido posible la realización del mismo (Beto, Raz, Uriel, Vane) gracias.*

*Y a todos los profesores y amigos que conocí durante mi permanencia en la FES, el Chino (Hector), Grifo (Armando), Hugillo(Hugo), Karamy (Karla), Amorfo (Adolfo), Fana (Estefany) y todos los demás con los que compartí la carrera. Gracias*

***Let There Be the Rock ...***

---

---

---

## ÍNDICE

Resumen .....	1
Introducción .....	3
Antecedentes .....	7
Justificación .....	11
Objetivos .....	12
Área de estudio .....	13
Materiales y Método .....	15
 Resultados	
 <b>Esclusa 1</b>	
Parámetros físicos y químicos .....	19
Nutrientes .....	22
Fitoplancton .....	25
Zooplancton .....	28
Clorofila "a" .....	32
 <b>Esclusa 5</b>	
Parámetros físicos y químicos .....	36
Nutrientes .....	39
Fitoplancton .....	42
Zooplancton .....	46
Clorofila "a" .....	50
Tablas comparativas .....	53
Análisis Estadístico .....	55
Discusión .....	59
Conclusiones .....	78
Referencias .....	80

---

---



## RESUMEN

Se llevaron a cabo muestreos mensuales en dos de las cinco esclusas que componen el lago artificial de la Alameda Oriente, Distrito Federal de enero a diciembre del 2007, con el fin de conocer la calidad del agua del sistema con base en los factores físico y químicos, el componente planctónico y con ello determinar el estado trófico de cada una de ellas. En ambas esclusas se ubicó una estación de muestreo y se tomó la muestra a 0.30 m de profundidad; las muestras se colectaron con una botella van Dorn de dos litros de capacidad. La profundidad de ambas esclusas osciló entre 0.5 y 1.5 m en función de la época del año. La mayor transparencia al disco de Secchi en la esclusa 1 fue de 12.5 cm en septiembre y 9 cm para la esclusa 5 en diciembre. De acuerdo con los registros espacio-tiempo-temperatura ambas esclusas se clasificaron como polimíctico, cálido, continuo, debido a que son sistemas someros y la acción del viento favorece la mezcla constante de ambos sistemas. La temperatura de las dos esclusas osciló entre los 16 y los 25°C. La concentración de oxígeno disuelto en ambos sistemas fluctuaron a lo largo del año, entre 0.63 y 24.9 mg/L en la esclusa 1 y de 1.63 a 11.7 mg/L para la 5. La esclusa 1 registró valores de alcalinidad entre 63.9 a 171.7 mg/L y un promedio de 106.6 mg/L por lo que se puede considerar como un sistema con productividad de media a alta, con aguas duras (276.4 mg/L promedio), con alta conductividad (1920  $\mu$ S/cm promedio) y agua alcalina durante todo el año (pH promedio de 9.7). Para la esclusa 5 los valores de alcalinidad promedio fueron de 203.9 mg/L, con aguas muy duras (302.5 mg/L promedio), alta conductividad (3776  $\mu$ S/cm promedio) y agua alcalina durante todo el año (pH promedio de 9.8). Como se observa, los valores para ambas esclusas fueron similares.

Las concentraciones promedio de los nutrientes en la esclusa 1 fueron: amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) 0.36 mg/L, nitritos (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) 0.019 mg/L, nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 0.55 mg/L, fósforo reactivo soluble (ortofosfatos) 0.17 mg/L, fósforo total 0.53 mg/L, sulfatos 84.8 mg/L y silicatos 15.3 mg/L. En la esclusa 5 los valores promedio de los nutrimentos fueron: amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) 0.52 mg/L, nitritos (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) 0.009 mg/L, nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 0.19 mg/L, fósforo reactivo soluble 0.28 mg/L, fósforo total 0.69 mg/L, sulfatos 108.13 mg/L y silicatos 23.9 mg/L.

Respecto al fitoplancton de la esclusa 1 registró una mayor riqueza de especies con un total de 26 especies, y la esclusa 5 con 21 especies. El número de especies por división en la esclusa 1 fueron: Chlorophyta (13), Cyanophyta (10) y Bacillarophyta (3). Dentro de las Clorofitas las más abundantes fueron *Scenedesmus opoliensis* y *Scenedesmus aculeolatus*. Las más abundantes de la división Cyanophyta fueron *Microsystis incerta* y *Anabaenopsis elenkinii*. De las tres especies de Bacillarophytas la más abundante fue *Navicula sp.*



Para la esclusa 5 el número de especies que se determinaron por división fueron: Chlorophyta (10), Cianophyta (8), Bacillarophyta (2) y Euglenophyta (1). La especie con mayor frecuencia y abundancia dentro de las clorofitas fue *Scenedesmus aculeolatus*. La más abundante de las cianofitas y en general de todo el sistema fue *Spirulina geitleri*. *Navicula sp.* fue la más abundante de las 2 especies de bacilarofitas. *Euglena sp.* fue la única euglenofita registrada.

En cuanto al zooplancton el número de especies por grupo que se determinaron en la esclusa 1 fue: rotíferos (7), copépodos (2), cladóceros y ostrácodos (1). El mismo número de especies de copépodos, cladóceros y ostrácodos se registraron en la esclusa 5, a excepción de los rotíferos con seis especies.

El zooplancton en ambos sistemas estuvo dominado por los rotíferos, después los copépodos, enseguida los cladóceros y por último los ostrácodos. En la esclusa 1 *Brachionus calyciflorus* fue la especie dominante del grupo de los rotíferos. *Acanthocyclops robustus* la del grupo de los copépodos. Solo se registró una especie de cladóceros (*Moina macrocopa*) y de los ostrácodos sólo se observó una especie que no se determinó.

La concentración de clorofila "a" en la esclusa 1 osciló entre los 19.3 y 265.5 mg/L con un promedio de 79.95 mg /L de acuerdo con el índice de Carlson (1977) se clasifica como un sistema hipereutrófico. La esclusa 5 registró valores de 20.6 a 104.2 mg /L y un promedio de 47.9 mg /L por lo que según el índice de Carlson (1977) se considera un sistema eutrófico con una alta tendencia a la hipereutrofia.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) indica que son siete los componentes que determinan el comportamiento de los dos sistemas con un porcentaje acumulado de 76.7 %, el zooplancton se ve relacionado principalmente con los procesos oxido reductivos y el oxígeno disuelto, el fitoplancton con las concentraciones de fósforo total y el pH, la clorofila "a" con las concentraciones de amonio y la dureza total.



## INTRODUCCIÓN

Durante siglos, los lagos de México han sido determinantes en la vida de miles de personas, sus aguas han servido para efectuar diversas actividades económicas, por ser fuente de alimentos muy preciados y por que han jugado un importante papel dentro del equilibrio ecológico. Aún así, los cuerpos de agua naturales como los artificiales sufren numerosos desajustes ambientales y al mismo tiempo presentan sobre explotación de los recursos que contienen. Son problemas que de igual manera también afectan a las principales cuencas hidrográficas, que son convertidas (la mayoría de las veces) en el basurero de asentamientos humanos e industriales (De La Lanza y García, 2002).

Los embalses artificiales, al igual que los lagos naturales, están amenazados por la contaminación y la fertilización o eutrofización paulatina de sus aguas, con la consiguiente pérdida de calidad. Por ello, en la evaluación de la disponibilidad del agua, no sólo es necesario saber qué cantidad está a nuestro alcance, sino además, deben conocerse sus características físicas, químicas, de producción y sanitarias, para darle el uso adecuado. Entre los problemas principales que se presentan con relación al uso del agua en cualquier tipo de embalse se encuentran: proliferación excesiva de algas indeseables, disminución en la profundidad media, baja producción pesquera y problemas en cuanto a color, olor y sabor desagradables. (López-López y Soto-Galera, 1993).

De acuerdo con el Plan Nacional Hidráulico, de los 14,000 embalses presentes en la República Mexicana, en general estos presentan problemas como ciclo de vida corto por los grandes azolves, asociados con problemas de mantenimiento, lo que requiere un frecuente monitoreo para evaluar la calidad del agua (De La Lanza y García, 2002).

De manera natural dicho proceso se manifiesta en un período máximo de 107 años, pero en el caso de los embalses artificiales, debido a la variedad de usos a los que son sometidos, este fenómeno se presenta con suma rapidez, de manera que comúnmente tienen un tiempo de vida útil entre 10 a 100 años (Margalef, 1983).

De acuerdo con Margalef (1983) no hay duda de que la calidad del agua de los embalses está íntimamente relacionada con el proceso de eutrofización, el cual consiste en la fertilización o enriquecimiento de nutrientes, especialmente el nitrógeno (N) y el fósforo (P), lo que contribuye a la producción de algas, del zooplancton y de peces, así como el envejecimiento de los cuerpos de agua; además, se manifiesta un agotamiento de oxígeno hipolimnético, por el proceso de descomposición de materia orgánica acumulada en el fondo (López-López y Soto-Galera, 1993).

La Cuenca de México es una unidad hidrológica cerrada de aproximadamente 7,000 km<sup>2</sup>, su parte más baja (una planicie lacustre), tiene una elevación de 2,240 msnm. La cuenca se encuentra rodeada en tres de sus lados por una





magnífica sucesión de sierras volcánicas de más de 3 500 m de altitud; hacia el sur El Ajusco, hacia el oriente la Sierra Nevada y la Sierra de las Cruces hacia el poniente; hacia el norte se encuentra limitada por una sucesión de sierras y cerros de poca elevación como son Los Pitos, Tepotzotlán, Patlachique, Santa Catarina y otros; al sureste de la cuenca se encuentran los picos más altos Popocatepetl e Iztaccíhuatl, con una altitud de 5,465 y 5,230 m respectivamente (Ezcurra, 1995). La cuenca se encuentra dentro del Eje Volcánico Transversal, una formación del Terciario tardío, de 20 a 70 km de ancho, que atraviesa la República Mexicana desde el Pacífico hasta el Atlántico aproximadamente en una dirección este-oeste (Mosser, 1987; Tamayo, 1998).

Los lagos y embalses ubicados en las áreas urbanas se enfrentan al embate de distintas actividades antropogénicas, lo que motiva su deterioro paulatino y constante. Debido a ello, la rehabilitación de estos ambientes plantea una serie de problemas que deben ser analizados de manera integral para facilitar en lo posible, la restitución de las condiciones naturales.

Los ecosistemas urbanos se encuentran altamente fragmentados, heterogéneos con paisajes dominados por construcciones, carreteras, pavimento y a menudo con falta de la substancial cubierta vegetal (Jokimaki, 1999). El resto de la composición vegetal a menudo se encuentra muy alterada, consistiendo de unas pocas especies nativas y numerosas especies exóticas (Ashley *et al.* 2004). Los hábitat urbanos están también caracterizados por altos niveles de disturbios asociados a la actividad humana, el tránsito, construcción y recreación (Jokimaki, 1999).

En el manejo de los recursos debe existir un balance entre el uso racional, la conservación y la preservación a largo plazo; sin embargo, para que esto sea efectivo las guías y regulaciones deben basarse en el conocimiento adecuado de los impactos derivados tanto de las alternativas de manejo, como de los medios aplicados para mitigar los efectos adversos en determinados ambientes (Pillay, 1992). Entre los requisitos necesarios para llevar a cabo la rehabilitación de la integridad fisicoquímica y biológica de un cuerpo acuático, se debe caracterizar la calidad sanitaria que prevalece en él (National Research Council, 1992).

Los ecosistemas lacustres suelen mantener un equilibrio pero su resistencia química depende con certeza de factores y procesos del sitio en específico (Carpenter *et al.*, 1999). En contraste a los lagos profundos, muchos lagos someros pueden cambiar muy abruptamente entre diferentes estadios, representando equilibrio alternativo; una hipótesis desarrollada a lo largo de 20 años.

Los lagos urbanos son ambientes acuáticos muy importantes para las grandes ciudades, ya que son centros recreativos para sus habitantes. En ellos se pueden hacer estudios a escala sobre la dinámica de otros cuerpos de agua de mayor tamaño (Labounty, 1995). Schueler y Simpson, (2001) definen a los lagos



urbanos considerando su tamaño (superficie menor a 2.6 km<sup>2</sup>), profundidad (promedio de 6 metros), origen del agua (residual), tipo de cuenca de depósito y usos (recreativo, abastecimiento de agua, contenedores de lluvia o cualquier otro uso relacionado con actividades antropogénicas).

Según el modelo de bioestabilidad, el primer paso en la recuperación de los lagos someros es considerar la reducción del aporte de nutrientes específicamente la reducción en las concentraciones de ortofosfatos (Scheffer *et al.* 1993). Estudios en relación con lagos templados registran una disminución de la biomasa del fitoplancton después de la reducción de los fosfatos (Jeppesen *et al.* 2000), aunque esta relación no es clara en lagos someros mediterráneos (Villena y Romo, 2003). Recientemente González-Sagrario *et al.* (2005) argumentan que se debe incorporar el control del nitrógeno (N) y fósforo (P) en la restauración de lagos someros eutróficos.

Entre las comunidades acuáticas, el fitoplancton se ha utilizado como indicador de las condiciones que prevalecen en los cuerpos de agua. Pero para ser empleadas con certeza y en particular en nuestras latitudes, es necesario conocer sus respuestas ante cambios estacionales. Así, se hace posible predecir en que momentos y bajo que condiciones el sistema se encuentra con mayor susceptibilidad de presentar una proliferación de especies no deseables, logrando así reconocer las especies que solo se presentan estacionalmente y las que prevalecen como resultado de su mayor tolerancia (Schwörbel, 1975).

Actualmente el estudio de la ficoflora de los ambientes continentales se ha incrementado; sin embargo, aún quedan áreas que no se conocen en absoluto. La alteración de estos ambientes y su contaminación son algunas de las causas que disminuyen la diversidad y abundancia de la ficoflora de México, por lo que es de fundamental importancia realizar estudios monográficos y ecológicos que coadyuven a la búsqueda de especies propias de los cuerpos de agua continentales mexicanos (Cantoral-Uriza y Aboal, 2001).

Por otra parte, la relación entre zooplancton y fitoplancton es una base importante de la estructura alimenticia en lagos. La abundancia y diversidad del fitoplancton y zooplancton varía en los cuerpos de agua dulce según sus características limnológicas y su estado trófico (Jensen *et al.* 1994; Jeppesen *et al.* 2000; Abrantes *et al.* 2006). Cuando la cantidad de nutrientes es baja, los lagos presentan aguas claras con una baja biomasa de algas y una densa comunidad de macrofitas sumergidas. Por el contrario, el incremento de los nutrientes presentes en los lagos puede ser responsable de un incremento en la biomasa del fitoplancton. Como los productores primarios de la comunidad sufren cambios, la estructura de la comunidad a lo largo de la cadena trófica es subsecuentemente afectada. El aumento del fitoplancton produce una alta turbiedad en el agua, que en consecuencia puede contribuir a la disminución de la comunidad de macrofitas sumergidas (Freedman, 1989; Dodson, 1990). Finalmente, el incremento en la concentración de nutrientes puede promover el



masivo crecimiento de fitoplancton, que eventualmente muere y es descompuesto por microorganismos que son responsables de la elevada proporción de materia orgánica en descomposición y la subsecuente anoxia, provocando muerte de peces y otros organismos acuáticos (Brönmark y Weisner, 1992; Johnsen y Jakobsen, 1987).

Así mismo, el zooplancton representa el canal de transmisión del flujo de energía de los productores primarios a la cima de los consumidores, por que ellos incluyen a los principales herbívoros y son dieta importante de peces y otros predadores. En particular, los cladóceros son un importante elemento de la mayoría de las comunidades de zooplancton de los lagos, debido a su capacidad de filtrar partículas en un amplio intervalo de tamaños, incluyendo bacterias, protozoarios, detritus y algas (Lampert, 1978; Infante y Litt, 1985; De Bernardi *et al.* 1987; Hessen y Andersen, 1990; Hülsmann, 2001).



## ANTECEDENTES

En la revisión bibliográfica que se realizó, se reporta la siguiente información sobre estudios relacionados con el tema a investigar:

Alcocer *et al.*, (1988) con base en 16 muestreos mensuales de los nutrientes (fósforo y nitrógeno) de la clorofila "a" en el Lago Viejo de Chapultepec en la Ciudad de México, un sistema acuático somero recreativo y con algunas características de hipertrofia, evaluaron el efecto ejercido por el dragado de una zona del Lago, medida llevada a cabo para su restauración. Encontraron que los valores de nitratos, ortofosfatos, fósforo total y clorofila "a" aumentaron (40, 2, 1.5 y 2 veces, respectivamente después del dragado con relación a los meses inmediatos anteriores. Por lo que el dragado del lago por si sola, no es necesariamente la medida más adecuada como estrategia de restauración.

Hutchinson (1967) señala que en los lagos durante el invierno se acumula cierta cantidad de nutrientes en virtud de su baja utilización por parte de las poblaciones del fitoplancton, cuyo crecimiento está siendo limitado por las condiciones ambientales propias de la época (poca luz y baja temperatura). Esta reserva de nutrientes es aprovechada por las poblaciones que construyen el prominente pico de crecimiento primaveral característico de los lagos fértiles.

Guzmán (1989) analizó las características físico-químicas de los lagos de Chapultepec, y algunas características ecológicas de la macrofauna béntica de dichos lagos. Encontró que son altamente eutróficos con altas concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila "a", con una reducida visibilidad, baja riqueza específica, elevada abundancia y biomasa de la macrofauna béntica. Concluyó que las aguas de estos lagos no cumplen con lo estipulado por la SARH, para aguas de uso recreativo por elevadas concentraciones de nutrientes, cantidad de materia flotante, color y transparencia.

López-López y Soto-Galera (1993) realizaron el diagnóstico de eutroficación del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México. El análisis limnológico mostró que el embalse presenta estratificación térmica de primavera a verano, durante la cual se detectó agotamiento de oxígeno hipolimnético, pH con tendencia a la acidez y disminución del nitrógeno.

Martínez (1993) estudio los crustáceos zooplanctónicos en la zona federal del Ex-vaso de Texcoco en el embalse "Lago Nabor Carrillo" así como las características físico-químicas del agua, determinando que el cuerpo de agua es un embalse polimíctico cálido con baja transparencia y presenta un comportamiento clinógrado del oxígeno disuelto todo el año. Es alcalino con un pH básico. La dureza es moderada y la mineralización dominante es cloruro sódica con altas concentraciones de sulfatos. El nitrógeno es el elemento limitante.



Con relación a los crustáceos hubo baja diversidad identificándose 6 especies; los cladóceros *Moina affinis*, *Macrothrix laticornis* y *Alona guttata* y los copépodos *Cyclops vernalis*, *Cyclops bicuspidatus* y *Diatomus albuquerquensis*, siendo este último el más abundante.

Suárez-Morales *et al.* (1993) realizaron un estudio sobre las variaciones estacionales del zooplancton de la Presa J. A. Alzate, un cuerpo de agua eutrófico, durante un ciclo anual (1986-1987). Encontraron veintiuna especies pertenecientes a tres grupos: Rotíferos, Cladóceros y Copépodos. Estos mostraron variaciones estacionales en cuanto a su distribución y densidad. La comunidad zooplanctónica se encuentra dominada por cladóceros más del 90% con picos de abundancia en verano y el otoño. La distribución horizontal del zooplancton respondió a patrones conocidos. La estructura de la comunidad zooplanctónica se ve afectada fuertemente por los ritmos estacionales de vaciado y llenado de la presa.

Muro (1994) realizó un estudio anual de los cladóceros que habitan en los lagos de Chapultepec y su relación con algunos parámetros físicos y químicos, así como su posible utilidad como indicadores de saprobiedad. Los lagos se caracterizaron por ser polimícticos cálidos, con pH básico y alcalinidad moderada. Su transparencia fue baja debido a la elevada productividad, lo que motivó una sobresaturación de oxígeno en la superficie, la concentración de nutrimentos fue alta principalmente de nitrógeno y sulfatos. No existió comportamiento temporal pero sí espacial. Se encontraron tres géneros y cinco especies de cladóceros representados por: *Moina micrura*, *M. macrocopa*, *Alona costata*, *A. guttata*, *Leydigia leydigi*.

González (1995) determinó la composición taxonómica y los cambios espaciales y temporales de la comunidad de ciliados planctónicos en los tres Lagos de Bosque de Chapultepec relacionándolos con algunos parámetros ambientales. La distribución espacial en los lagos fue homogénea. En lo referente a la variación temporal se observaron dos fases a lo largo del año. Los tres lagos con base al número total de ciliados presentan condiciones de eutrofia. Los coeficientes de correlación entre las variables ambientales y el número total de ciliados mostraron que en el Lago Viejo existió una correlación significativa entre la temperatura y el número total de ciliados. En el lago Mayor no se presentó ninguna, en tanto que en el lago Menor las correlaciones significativas fueron entre la temperatura, el pH y el número total de ciliados.

Ocampo (1996) describe el comportamiento temporal de algunos parámetros físico-químicos del estanque La Herradura Prima, en el Estado de México. Logro la identificación taxonómica del zooplancton presente analizando su composición, variación y diversidad señalando especies dominantes, ocasionales, raras y constantes, épocas reproductivas y fecundidad de los copépodos, así como correlación de las abundancias de las especies con los parámetros. Concluyó que el estanque presenta aguas ligeramente alcalinas, bicarbonatadas, moderadamente duras a duras y con regular cantidad de



oxígeno. Las especies más abundantes fueron: *Mastigodiptomus montezumae*, *Leptodiptomus novamexicanus*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia pulex*, *Daphnia parvula* y *Diaphanosoma brachyurum*. Los valores de diversidad se consideraron bajos, las dos especies de calanoideos mostraron su mayor fecundidad en los meses en que hubo una mínima abundancia de hembras ovígeras y el comportamiento temporal de los organismos se debió más a su propia biología que a la influencia de los parámetros.

Torres-Orozco y Estrada-Hernández (1997) realizaron un estudio en la Laguna Escondida, un lago monomítico cálido de la selva tropical lluviosa de Veracruz, México, con el fin de reconocer los patrones de migración vertical diaria (MVD) de los elementos dominantes de la comunidad planctónica y sus probables relaciones con algunos factores hidrológicos. No encontraron relaciones estadísticamente significativas entre los patrones de MVD y las características físicas y químicas de la columna de agua, dado que, el alimento no está concentrado en las aguas superficiales sino a los 5 metros de profundidad, lo que concuerda con la hipótesis de que el ascenso nocturno del zooplancton involucra un beneficio térmico, más que trófico.

Aguilera (2002) estudió la relativa capacidad de cuatro especies de cladóceros *Alona rectangula*, *Ceriodaphnia* sp., *Moina macrocopa* y *Daphnia pulex* para observar su crecimiento en aguas residuales en tres estanques de estabilización de una planta de tratamiento en Iztacalco, Ciudad de México.

Namihira-Santillán *et al.* (2002) evaluaron la calidad sanitaria del lago urbano Huayamilpas, como parte de un programa de rehabilitación enfocado al restablecimiento de las condiciones adecuadas para la introducción de especies nativas de peces. Determinaron de manera mensual durante el ciclo de 1997-1998, los números más probables de bacterias coliformes totales (C.T.), fecales (C.F.) y estreptococos fecales (E.F) en agua y sedimento en el cuerpo lacustre y los aportes. Encontraron que la mala calidad sanitaria es provocada a la entrada esporádica de agua residual, además que la contaminación por E.F. estuvo asociada a la presencia de aves.

Mora-Navarro *et al.* (2004) investigaron cuales variables físico-químicas explican mejor los ejes de composición florística de las comunidades de fitoplancton en el lago de Chapala. Con base en datos de presencia-ausencia, se ordenaron 96 muestras de fitoplancton, con 116 especies. Los datos sugieren para la mayoría de las comunidades de fitoplancton una preferencia de hábitat hacia altas concentraciones de sulfatos y baja alcalinidad total, mientras que para ciertas especies una especialización hacia alta alcalinidad y bajas concentraciones de sulfatos. Se reconocen dos grupos de comunidades, los cuales además de estar separados por diferencias en concentración de sulfatos y alcalinidad total muestran una relación con el último periodo de colecta. La disminución del azufre, disponible como sulfatos y el incremento de alcalinidad de 1996-1998, debida a la disminución del nivel del lago, asociados al fenómeno



de El Niño (1996-1998), explican también la disminución de la riqueza de especies observada en dicho periodo. En conclusión, los sulfatos y la alcalinidad fueron más importantes para la composición y riqueza de las comunidades de fitoplancton en el lago de Chapala.

Abrantes *et al.* (2006) realizaron un estudio en el Lago Vela, Portugal el cual se caracterizó como eutrófico polimíctico tropical, para comprender la variación estacional de las comunidades de fitoplancton y cladóceros y sus interacciones bajo avanzadas condiciones de eutrofización. Comparando sus resultados con modelos generales de sucesión de plancton observados en otras temperaturas y otros lagos tropicales, encontraron coherencia entre varios acontecimientos estacionales. Sus resultados sugieren que el fitoplancton es principalmente regulado por los nutrientes (efecto “bottom-up”).

Fernández *et al.*, (2006) realizaron muestreos mensuales en el lago del parque Tezozomoc de julio del año 2000 a junio del 2001. Establecieron tres estaciones donde registraron los parámetros físico-químicos, con el fin de determinar la variación en la abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata*. Encontraron que el agua del sistema es templada, turbia, alcalina, dura y somera. Los meses con mayor abundancia fueron julio (1,438 org) y agosto (1,252 org) y los de mayor biomasa agosto (145.12 gr) y marzo (138.63 gr). La longitud máxima y la tasa de crecimiento fueron valores similares a los obtenidos en sistemas naturales.

Olivia *et al.* (2008) realizaron un estudio sobre la composición y dinámica de fitoplancton en un lago urbano hipertrófico (Lago Tezozomoc, D.F.). Se midieron parámetros físico-químicos, clorofila *a* y nutrientes (N y P). El fitoplancton se identificó y se cuantificó. Se encontraron 50 especies, las Chlorophyta fueron el grupo más abundante y con mayor número de especies. Se distinguieron dos épocas: una fría y seca (septiembre a abril) y otra cálida y lluviosa (mayo a agosto). Durante la primera se registro un menor promedio de temperatura (17.6 °C), concentración de nutrientes (P-PO<sub>4</sub> = 2.21 mgL<sup>-1</sup>, N-NO<sub>3</sub> = 0.4 mg L<sup>-1</sup>) y clorofila *a* (200 µg L<sup>-1</sup>), mientras que la K<sub>25</sub> (985 µS cm<sup>-1</sup>) y el oxígeno disuelto (10.1 mg L<sup>-1</sup>) fueron más elevados, predominando *C. globosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Monoraphidium griffithii*, *Cryptomonas ovata* y *Microcystis* sp. En la segunda la temperatura promedio se incremento (21° C), lo mismo que los nutrientes (P-PO<sub>4</sub>= 3.31 mg L<sup>-1</sup>, N-NO<sub>3</sub> = 3.3 mg L<sup>-1</sup>) y la clorofila *a* (295 µg L<sup>-1</sup>) disminuyendo la K<sub>25</sub> (808 µS cm<sup>-1</sup>) y el oxígeno disuelto (6.8 mg L<sup>-1</sup>). Las especies dominantes fueron *S. minutum*, *M. caribeum*, *Chlorogonium minimum* y el picoplancton. Las especies presentes y las condiciones ambientales indicaron claramente el estado hipertrófico del lago.



## JUSTIFICACIÓN

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México está considerada como una de las más grandes y contaminadas del mundo, conteniendo alrededor de 22 millones de habitantes y 3.5 millones de vehículos (INEGI, 2001) sobre un área de 145,000 ha (SMA, 2000). Es por esto que es tan importante mantener y proteger las pocas áreas verdes que se encuentran dentro de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. La flora y fauna en el medio ambiente urbano depende en última instancia de cómo los humanos diseñan y manejan los hábitats urbanos.

Los lagos urbanos difieren mucho en su tamaño y profundidad, relación área drenada/superficie del espejo de agua, balance hídrico, ciclo de nutrientes y estado trófico, existiendo una tendencia a tratar a cada lago como único. Sin embargo pocas veces son considerados como una clase distinta y han recibido poca atención en los estudios limnológicos (Novoa *et al.* 2006). Los estudios sobre el manejo y gestión en ambientes lénticos están referidos a grandes lagos y embalses, los que presentan características totalmente diferentes a los urbanos (García-Gil y Camacho, 2001). Ya sean de origen natural o construidos por el hombre, en general son manejados para recreación, suministro de agua para riego o uso directo con el consecuente control de nutrientes (Shueler y Simpson, 2001).

Es por esto que el monitoreo de estos ambientes debe mantener una continuidad que permita diagnosticar su estado debido al desarrollo masivo que presentan ciertas especies algales y o plantas acuáticas en forma periódica (Myrbo, 2003). Así pues, los lagos urbanos pueden servir como indicadores vivos, en lo a que su calidad ambiental se refiere, tanto de una mala administración como de una buena gestión ambiental, así como también ser indicadores de la salud ambiental de todo el ámbito urbano (Barica, 1992).





### **OBJETIVO GENERAL**

Analizar las características físicas y químicas del agua de dos esclusas del lago artificial que se encuentra dentro de la Alameda Oriente y algunos aspectos ecológicos de la fauna planctónica presente, para poder plantear estrategias con fines ecológicos y recreativos.

### **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Analizar el comportamiento espacial y temporal de los parámetros físicos y químicos del agua de dos esclusas.
- Realizar la determinación taxonómica del fitoplancton y del zooplancton hasta el nivel específico posible.
- Analizar la variación espacial y estacional de composición y abundancia del fitoplancton y zooplancton, así como su relación con los parámetros físico-químicos.



## ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Ecológico y Recreativo Alameda Oriente se ubica entre los 19° 26' 04.8" latitud Norte y 99° 03' 14.3" longitud Oeste. Cuenta con una superficie total de 82.9 ha divididas en nueve zonas con instalaciones deportivas, recreativas y administrativas, áreas verdes y de jardín, que poseen diferentes especies de árboles y setos, un vivero y un lago artificial. El lago se localiza entre los 19° 26' 05.1" latitud Norte y 99° 03' 18.1" longitud Oeste a 2234 m.s.n.m. y se encuentra dividido en 5 esclusas todas conectadas entre sí por medio de tuberías de 30 cm. de diámetro aproximadamente (Fig. 1). El agua que abastece al lago proviene de la planta tratadora de aguas residuales de San Juan de Aragón, el lago sirve para actividades recreativas durante los fines de semana, aunque estas actividades están restringidas a solo dos de sus esclusas. El clima presente en la zona de estudio según datos del INEGI 2001 es semiseco templado con lluvias en verano (BS1kw (w)). La temperatura promedio anual es de 16 °C., el tipo de suelo es Solonchak de textura fina, con una precipitación media anual en la región de 600 mm.

La laguna de Xochiaca, tuvo un origen y evolución similar al ex-lago de Texcoco, razón por la cual se considera como uno de los últimos reductos lagunares característicos de la cuenca del Valle de México. Fue un cuerpo estancado localizado al noroeste de la delegación Venustiano Carranza, limitado por el Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México, Ciudad Nezahualcóyotl y la colonia Ampliación Arenal. Fue utilizado por muchos años como receptor de las aguas de desechos del aeropuerto, adquiriendo características típicas de una laguna de estabilización para materia orgánica, alterando con esto la calidad del agua, además del constante depósito de basura, llantas y otros desechos, lo que provocó el rompimiento del equilibrio ecológico de la zona. El proyecto Xochiaca adquirió el nombre de "Alameda Oriente", cuando se integro al programa de dotación de áreas verdes establecido por el Gobierno de la Ciudad de México y pretendió sanear y rehabilitar 90 ha, donde se propicio el establecimiento y desarrollo de flora y fauna en forma inducida o natural, compatible con las necesidades de los habitantes del entorno. Asimismo, se pretendió que en invierno retomará su función de refugio natural de la fauna silvestre. Así se construyo un lago artificial el cual es alimentado con el agua tratada proveniente del Bosque de Aragón. (<http://www.alamedaoriente.df.gob.mx/historia/index.html>. Última revisión 12-06-2010)

La vegetación presente en El Parque Ecológico Alameda Oriente está compuesta por una variedad de especies que en su mayoría son introducidas en las áreas verdes y de jardín con las que cuenta el parque dentro de las cuales podemos mencionar las siguientes: *Acacia retinodes* Schltldm, *Eucalyptus camaldulensis* Den, *Eucalyptus globulus* Labill, *Casuarina equisetifolia* J.R. Frost & g. Forst, *Phoenix* sp., *Populus tremuloides* Michx, *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh, *Schinus molle* L., *Cupressus sempervirens* L., *Cupressus macrocarpa*, *Pinus radiata* D. Don, *Jacaranda mimosaeifolia* D. Don, *Tamarix gallica*, *Salix bonplandiana*, var.



*Fastigiata* Kunth, *Callistemon citrinus* (Curtis) Staff, *Ulmus parvifolia* Jacq, *Eritrina americana* Mill, *Schinus* sp., *Buxus* sp., *Pittosporum tabita*, *Cupressus lindlegi*, *Eucalyptus globulus*, *Juniperus horizontales*, *Pyracantha* sp., *Schinus molle*, *Nerium oleander*,  
*Ligustrum japonicum*.  
(<http://www.alamedaoriente.df.gob.mx/historia/index.html>. Última revisión 12-06-2018)

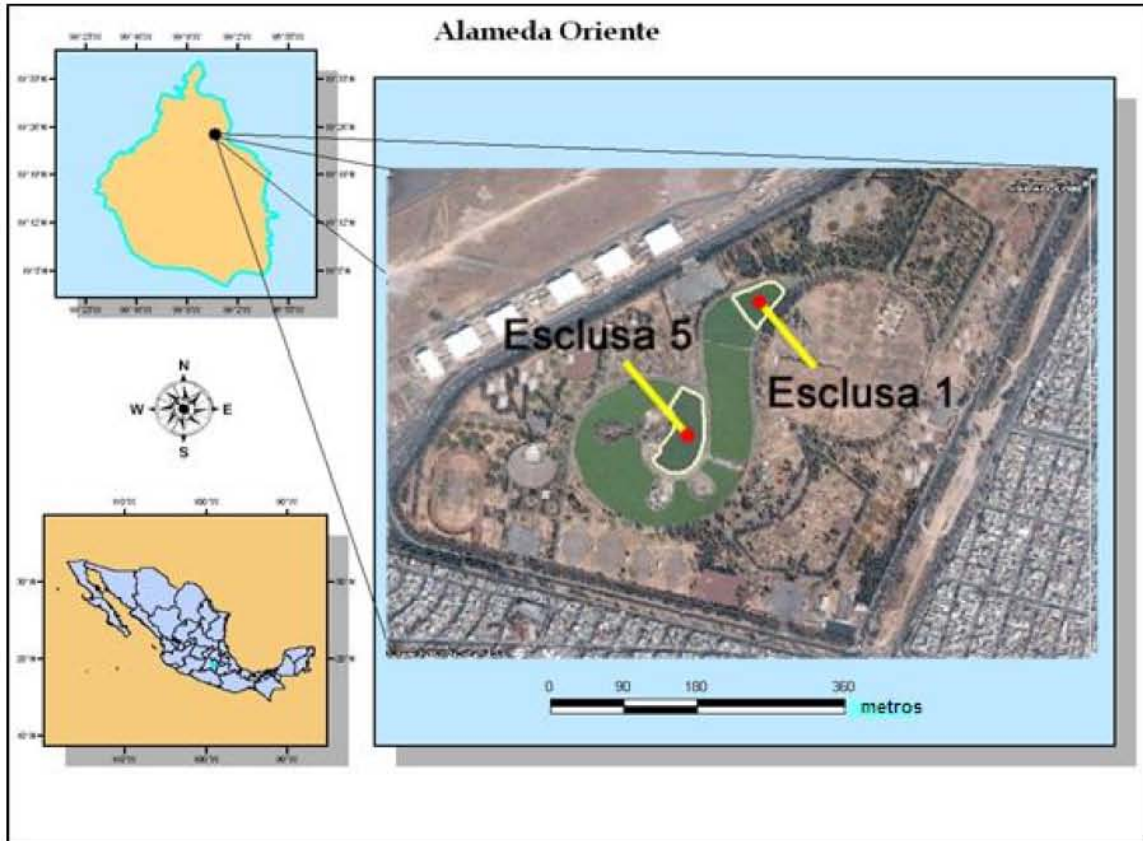


Figura 1. Ubicación del área de estudio



## MATERIAL Y MÉTODO

Para cumplir los objetivos plateados en el estudio, el trabajo se dividió en tres etapas:

- a) Fase de Campo.
- b) Fase de Laboratorio.
- c) Fase de Gabinete.

### FASE DE CAMPO

Para la fase de campo se realizaron salidas mensuales a la zona de estudio durante el periodo de enero del 2006 a diciembre de 2007, donde se realizó la colecta de muestras de agua para el análisis físico, químico y biológico.

El sistema que se estudio está formado por cinco pequeñas esclusas conectadas entre sí y de manera sucesiva, por lo que únicamente se tomaron muestras de dos de los cinco esclusas, de la primera y última con el fin de visualizar de manera clara las diferencias entre la calidad del agua a la entrada y al final del sistema.

La morfometría se registró mediante una brújula de tipo azimutal y una cinta métrica de 100 m o con un distanciómetro marca Bushnell, siguiendo el criterio propuesto por Welch (1948).

La batimetría se efectuó por medio de la realización de transectos a lo largo de los cuales se tomaron las profundidades con una sondaleza cada 5 o 10 metros con el apoyo de un distanciómetro.

Para la toma de muestras de agua a nivel superficial (0.3 m), se establecieron estaciones de muestreo en la parte central de los dos sistemas.

En ambos sitios se determinaron los siguientes parámetros: temperatura ambiente y del agua (con un termómetro de  $\pm 1^\circ\text{C}$ ), el pH (con un potenciómetro marca HANNA), conductividad eléctrica (con un conductímetro marca HANNA) y la transparencia (por medio del disco de Secchi).

Para la toma de muestras de agua se utilizó una botella Van Dorn horizontal de dos litros de capacidad. En cuanto a la determinación de los parámetros químicos las muestras se almacenaron en botellas de polietileno de un litro, que se colocaron en hielo para su posterior análisis en el laboratorio. Se emplearon botellas tipo DBO de trescientos mililitros de capacidad (se utilizó el Método de Winkler modificación de azida de sodio) para la determinación del oxígeno disuelto.



Para la identificación del fitoplancton, de la botella Van Dorn se tomaron muestras de 100 ml de agua que se colocaron en frascos de polietileno de 125 ml, a las que se les agregó 10 gotas de acetato de lugol, para su análisis posterior en el laboratorio (Schwöerbel, 1975).

Para la colecta del zooplancton se empleó una red de plancton tipo cónica de 0.30 m de diámetro y de 80  $\mu$ m de abertura de malla con arrastres de 10 m a una velocidad de 1 m/s, para obtener una muestra de aproximadamente 300 ml, los cuales se colocaron en botellas de polietileno con formalina comercial al 10% neutralizado con borato de sodio.

## FASE DE LABORATORIO

El trabajo que se llevó a cabo en el laboratorio comprendió la determinación de los parámetros químicos y biológicos, se utilizaron las técnicas descritas en el APHA, AWWA y WPFC (1998), SARH (1982) y las compiladas por Cervantes (1986).

- a) Alcalinidad total: Método volumétrico, utilizando ácido sulfúrico 0.02N y como indicadores fenolftaleína y anaranjado de metilo.
- b) Dureza total: Método complejométrico, con EDTA e indicador negro de eriocromo T.
- c) Dureza de calcio: Método complejométrico con EDTA, e indicador murexida.
- d) Dureza de magnesio: Por diferencia de la dureza total y la dureza de calcio.
- e) Nutrimientos: Nitratos (método del ácido fenoldisulfónico), nitritos (método del ácido sulfanílico), amonio (método del fenato o azul de indofenol), fósforo total (digestión ácida y el método del fosfomolibdato), ortofosfatos (por el método del fosfomolibdato), silicatos (método molibdo-silicato) y sulfatos (por el método turbidimétrico).
- f) Para poder realizar la cuantificación del fitoplancton se uso la técnica de Utermohl; se tomó 1 ml de alícuota homogenizada y fue colocada en una cámara de sedimentación durante 24 horas. El recuento se realizó por el método de campos visuales, que para nuestro caso fue de 10 campos usando un microscopio invertido; la identificación de especies se hizo con la ayuda de las siguientes referencias: Pennak (1979), Needham y Nedham (1972), Ortega (1984), Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991 a, 1991b); Dillar (1989), Comas (1996) y John *et al.* (2003). Los resultados se expresaron en densidad, abundancia relativa, o composición porcentual.



En el caso de Zooplancton, se utilizó una alícuota de un ml colocándola en una celda de conteo Sedgwick-Rafter y con la ayuda de un microscopio óptico se identificaron los organismos presentes con el apoyo de claves taxonómicas de Pennak (1979), Needham y Nedham (1972), Suárez-Morales *et al.* (1996); Suárez-Morales y Reid (1998); Koste (1978, 1978a); Korovochinsky y Smirnov (1998) y Aliberti *et al.* (2007). La cuantificación se expresó en densidad de plancton con respecto a una unidad de volumen (Schwöerbel, 1975).

El volumen de agua filtrado a través de la red se calculó por medio de la siguiente fórmula:

$$V = (\pi r^2 d) F$$

Donde:

V: es el volumen de agua filtrada

r :el radio de la boca de la red

d :la longitud del trayecto de desplazamiento de la red y

F: el factor de eficiencia de filtración (González de Infante ,1988)

Para la determinación de biomasa fitoplanctónica a través de la Clorofila *a*, se filtraron 100 ml de la muestra de agua al vacío con papel filtro de fibra de vidrio de 0.42  $\mu\text{m}$ , se colocó el filtro en un tubo de centrifuga, se adicionaron de dos a tres ml de acetona al 90%, se maceró el filtro y se completó el volumen de acetona hasta 10 ml. Se colocó en la oscuridad durante 2 horas a temperatura ambiente y se centrifugó durante 10 minutos a 4 000 rpm.

Posteriormente se extrajo el sobrenadante con una pipeta Pasteur y se colocó en una celda, para llevar a cabo la lectura en el espectrofotómetro. Las longitudes de onda en las que se leyeron las muestras fueron de 750, 665, 645 y 630 nm, ya que son las máximas absorbancias de la clorofila *a*, *b* y *c* respectivamente las cuales se llevaron a cabo contra un blanco de acetona al 90%.

Para obtener las concentraciones de cada clorofila en  $\mu\text{g/L}$  se utiliza la siguiente ecuación:

$$\text{Clorofila } a = 11.64 E_{665} - 2.16 E_{645} + 0.10 E_{630}$$

$$\text{Clorofila } b = 20.97 E_{645} - 3.94 E_{665} - 3.66 E_{630}$$

$$\text{Clorofila } c = 54.22 E_{630} - 14.81 E_{645} - 5.53 E_{665}$$

Los valores obtenidos se multiplicaron por el volumen de la extracción en ml y se dividieron por el volumen de agua en litros (Contreras, 1994).



## FASE DE GABINETE

Se realizó el análisis exploratorio de datos (AED) de todos los factores físicos, químicos y nutrimentos (Salgado, 1992) para así poder aplicar la herramienta de estadística confirmatoria paramétrica o no paramétrica.

Fue necesario determinar si los datos cumplen con los supuestos de homocedasticidad y normalidad, para lo cual se utilizó el SPSS Versión 11.0.

Se aplicaron pruebas *t-Student* y análisis de varianza de una vía (ANADEVA) con una  $p=0.05$  para determinar si existían diferencias significativas entre las esclusas por parámetro o en la variación mensual, con la ayuda del paquete SPSS para Windows Versión 11.0.

Para conocer las fluctuaciones de los diferentes parámetros se graficaron todos los factores con respecto al tiempo por esclusa.

Para la estimación de la diversidad de especies se utilizó el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), que toma en cuenta el número de especies y la equitatividad o uniformidad de la distribución del número de individuos en cada especie (Franco *et al.* 1989).

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

Donde:

- $H'$  = Diversidad de Shannon-Wiener
- $p_i$  = proporción de la especie  $i$  en la muestra =  $n_i/N$
- $S$  = Número de especies en la muestra
- $N$  = Número total de individuos en la muestra

La equitatividad ( $J$ ) se calculó con la formula:

$$J = H' / \log_2 S$$

Se empleó el índice de Carlson (1977) para determinar el estado trófico (IET) de cada sistema asociado a la visibilidad al disco de Secchi, clorofila "a" y fosforo total.



## RESULTADOS

De enero a diciembre del 2007 se realizaron salidas mensuales a la zona de estudio para la colecta de muestras, las cuales se tomaron a 30 cm de profundidad, para poder conocer la calidad del agua, la composición, distribución y abundancia del fitoplancton y zooplancton en dos de las cinco esclusas del lago artificial de la Alameda Oriente.

Con respecto a los valores de los parámetros físicos y químicos se tiene que para el oxígeno disuelto existen diferencias estadísticas significativas entre las esclusas de acuerdo a U de Mann-Whitney ( $W=30.5$ ,  $p= 0.0179013$ ), alcalinidad total ( $W = 138.0$ ,  $p= 0.000155846$ ), conductividad ( $W = 144.0$ ,  $p= 0.0000350606$ ), pero para el pH no existen diferencias significativas ( $t$ -Student =  $-0.669094$ ,  $p= 0.510397$ ), dureza total ( $t$ -Student =  $-0.38463$ ,  $p= 0.704205$ ) y temperatura del agua no existen diferencias significativas ( $t = 0.0644369$ ,  $p= 0.949204$ ). Las pruebas que se realizaron con la prueba de U de Mann-Whitney se debe a que los datos no presentaron homocedasticidad mientras que con la  $t$ -student se cubrieron los supuestos (normalidad y homocedasticidad).

En cuanto a los nutrimentos se registró que para el amonio ( $t$ -Student =  $-0.590852$ ,  $p= 0.560641$ ), nitratos ( $t$ -Student =  $1.9098$ ,  $p= 0.0692835$ ), fósforo total ( $t$ -Student =  $-0.930981$ ,  $p= 0.361968$ ), silicatos ( $t$ -Student =  $-1.6125$ ,  $p = 0.121107$ ) y sulfatos ( $t$ -Student =  $-1.01881$ ,  $p= 0.319367$ ) no existen diferencias significativas, mientras que para los nitritos existen diferencias significativas ( $W = 552.0$ ,  $p= 3.16193E-8$ ), con  $p < 0.05$  para todas las pruebas.

A continuación se presentará el análisis de la información por esclusa para una mejor comprensión de la dinámica acuática.

### ESCLUSA 1

#### PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS

Se estableció solo una estación de muestreo, la cual se ubicó a los  $18^{\circ} 43' 00.4''$  latitud norte y  $98^{\circ} 47' 14.0''$  longitud oeste.

A lo largo del estudio los niveles de agua en la esclusa 1 variaron en un intervalo de 1.35 m de profundidad máxima a 1.0 m como profundidad mínima, se pueden observar dos periodos de mínimo volumen, el primero se presenta durante los meses de abril, mayo y junio, y el segundo en los meses de septiembre y octubre, esto puede ser debido a que la entrada del agua tratada no es constante durante todo el año pudiendo ser el factor más importante que determina la profundidad del sistema, incluso por encima de la toma de agua para riego del área verde, la evaporación e infiltración.





La visibilidad al disco de Secchi estuvo relacionada de manera inversa con las variaciones de profundidad del sistema, debido a que dentro de los períodos donde se presentó la menor profundidad del sistema (1 m) se tuvo la más alta transparencia al disco de Secchi (12.5 cm) durante en el último mes de muestreo también se presentó una transparencia de 12.5 cm (figura 2). De manera general este parámetro no rebasó los 15 cm por la cantidad de sólidos disueltos y particulados presentes.

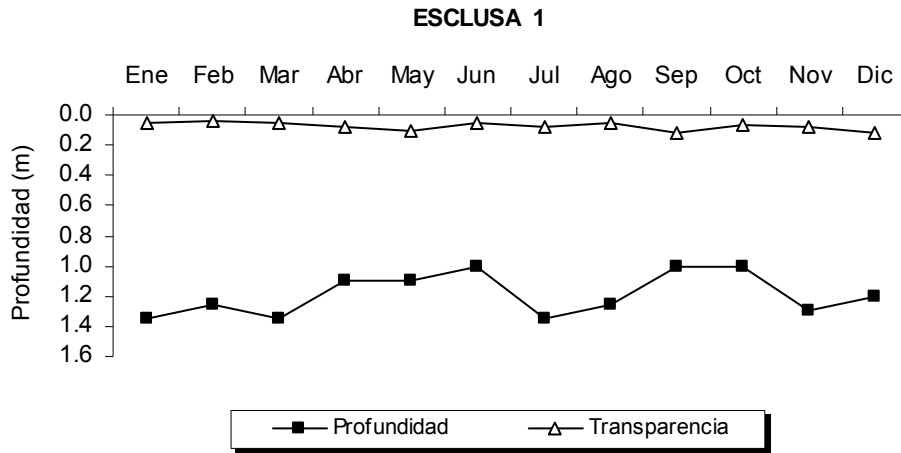


FIGURA 2. Comportamiento de la profundidad y transparencia al disco de Secchi

Uno de los factores más importantes que determinan el comportamiento de los ambientes acuáticos es la temperatura, por lo que se realizó una comparación entre la temperatura ambiente y la del agua.

La temperatura ambiente fluctuó de 16°C (septiembre) a 25°C (junio) con promedio de 21°C. La temperatura del agua tuvo su máxima en el mes de enero con 24.5°C y la mínima en diciembre con 17.3°C con promedio de 20.4°C (figura 3).

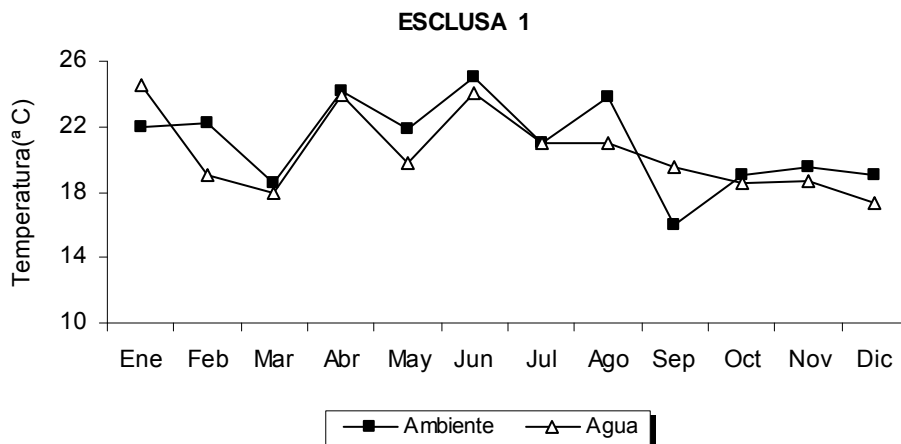


FIGURA 3. Variación temporal de la temperatura ambiente y del agua



La concentración de oxígeno disuelto varió a lo largo del periodo de estudio. En la figura 4, se observa la variación temporal del oxígeno disuelto con un comportamiento irregular con incrementos y disminuciones en la mayor parte del periodo de muestreo, solo a partir del mes de septiembre se presentó un aumento constante en la concentración de oxígeno llegando a su punto máximo en el mes de noviembre con 24.9 mg/L; el mes que tuvo una menor concentración de oxígeno fue mayo con 0.6357 mg/L con promedio anual de 13.7 mg/L.

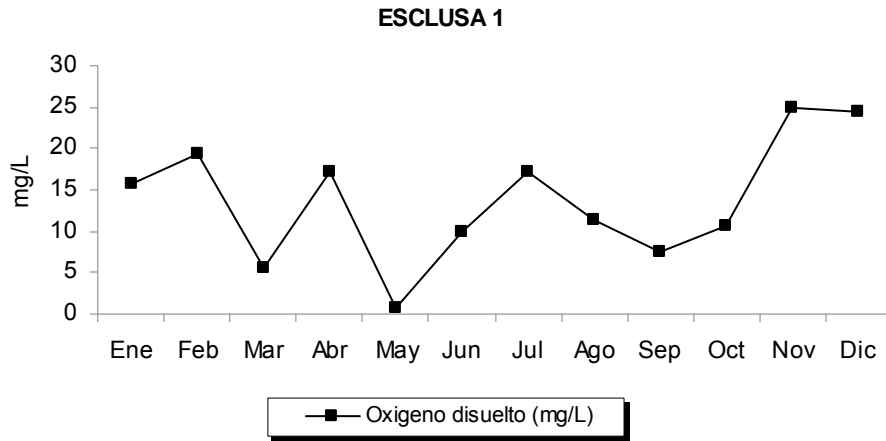


FIGURA 4. Variación temporal de la concentración de oxígeno disuelto

La alcalinidad total fluctuó a lo largo del estudio con valores de 63.9 mg/L en el mes de junio y 171.7 mg/L en octubre y un promedio anual de 106.6 mg/L. El pH tuvo una media anual de 9.7 unidades mientras que el valor máximo fue de 10.35 unidades en el mes de enero y un valor mínimo de 9 unidades en el mes de junio (figura 5).

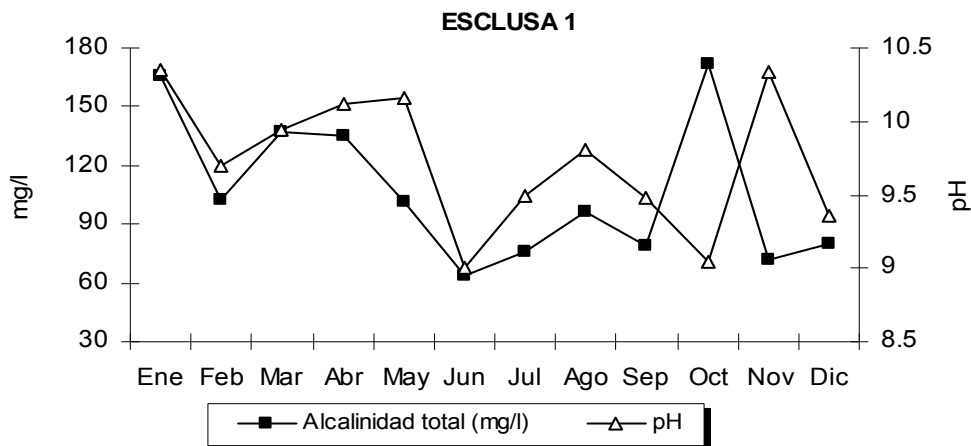


FIGURA 5. Relación de la alcalinidad total y pH



La dureza total registró valores que oscilaron entre 742.7 mg/L en el mes de septiembre y 120 mg/L en el mes de mayo, con promedio de 276.4 mg/L, por lo que el agua se puede considerar como ligeramente dura a dura. El valor mínimo registrado para la conductividad fue de 1489  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y un máximo de 2947  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en mayo, con promedio de 1920  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (figura 6).

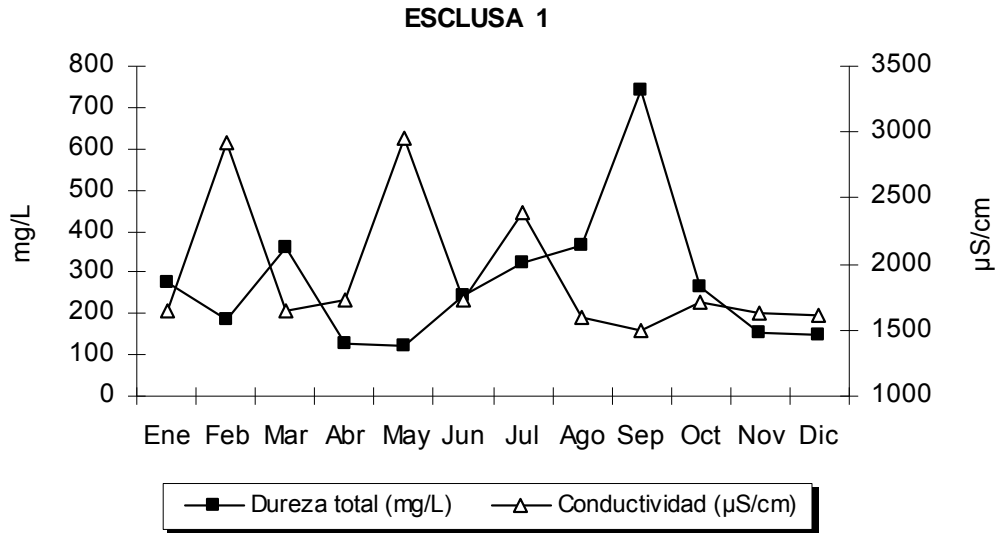


FIGURA 6. Relación dureza total y conductividad

### NUTRIMENTOS

En la figura 7 se muestran las concentraciones de nitratos, amonio y nitritos. Las concentraciones de amonio se mantuvieron en un intervalo más o menos constante a excepción del mes de julio donde se tuvo un incremento considerable siendo este su punto máximo con un valor de 2.34 mg/L, su punto mínimo se registró en el mes de mayo donde no se registró. El nitrato se mantuvo a lo largo del año entre las concentraciones de 0.038 mg/L como valor mínimo y 0.91mg/L; sin embargo, al final se registró un incremento muy importante donde alcanzo concentraciones de 3.41 mg/L siendo este su valor máximo. Los nitritos estuvieron presentes en concentraciones muy bajas que van de los 0.00275 mg/L como mínimo en el mes de enero, seguido por un periodo de incremento que va de febrero a mayo donde alcanza su punto máximo con una concentración de 0.0569 mg/L para después disminuir nuevamente casi hasta el punto mínimo y nuevamente tener un periodo de incremento de julio a octubre.

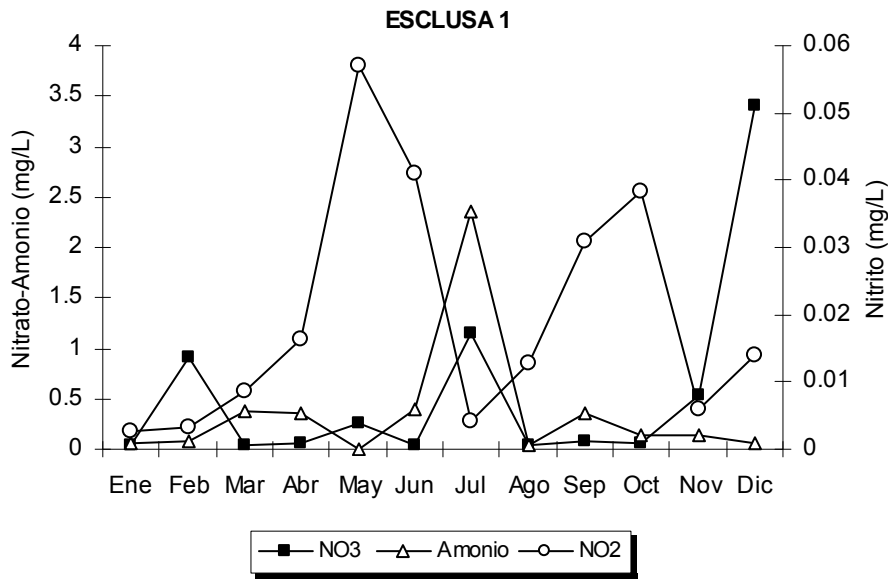


FIGURA 7. Variación temporal de los nitratos, amonio y nitritos

Durante los primeros 4 meses del año la concentración de fósforo total osciló de manera importante con dos picos máximos en los meses de febrero y abril, aunque su valor más alto se presentó en febrero con un valor de 1.47 mg/L, después se presentan una caída en los valores a partir del mes de mayo con un nuevo incremento en el mes de septiembre, el valor mínimo se registró en junio con 0.0498 mg/L. Del mismo modo la concentración de ortofosfatos tuvo su máximo en el mes de febrero con 0.938 mg/L, el resto de año sus fluctuaciones no fueron drásticas y su valor mínimo se presentó en los meses de septiembre y diciembre en ambas con valores de 0.050 mg/L (figura 8).

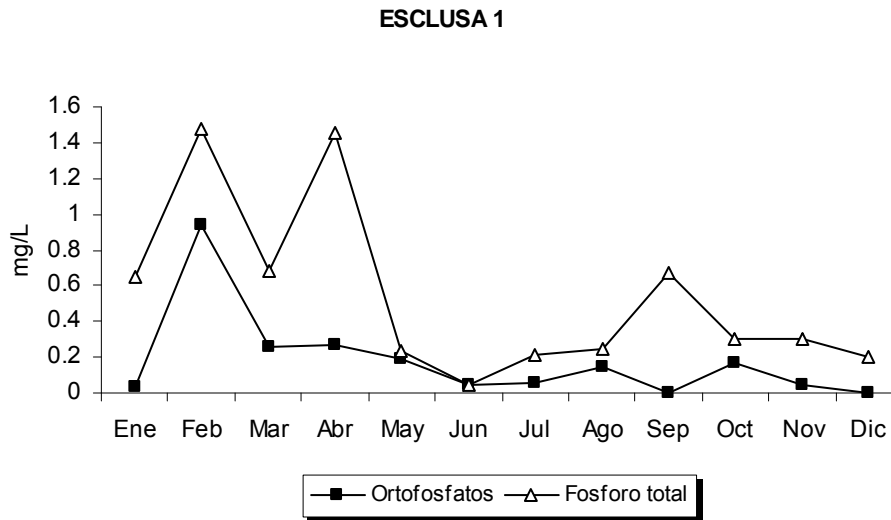


FIGURA 8. Variación temporal del fósforo total y ortofosfatos



Por lo que se refiere a la concentración de sulfatos y silicatos (figura 9), los sulfatos mostraron más altas concentraciones que los silicatos a excepción del mes de febrero en donde los silicatos tuvieron una mayor concentración. El valor máximo de concentración de sulfatos fue de 137.7 mg/L en el mes de marzo, justo después de tener su punto mínimo en febrero con 13.88 mg/L, después la concentración tiende a disminuir paulatinamente hasta llegar al mes de agosto donde vuelve a mostrar una tendencia a aumentar. Los silicatos por el contrario muestran valores más uniformes durante todo el año con un incremento en el mes de octubre su punto máximo con un valor de 41.9 mg/L después tiende a disminuir nuevamente y su valor mínimo se registró en junio con 2.10 mg/L.

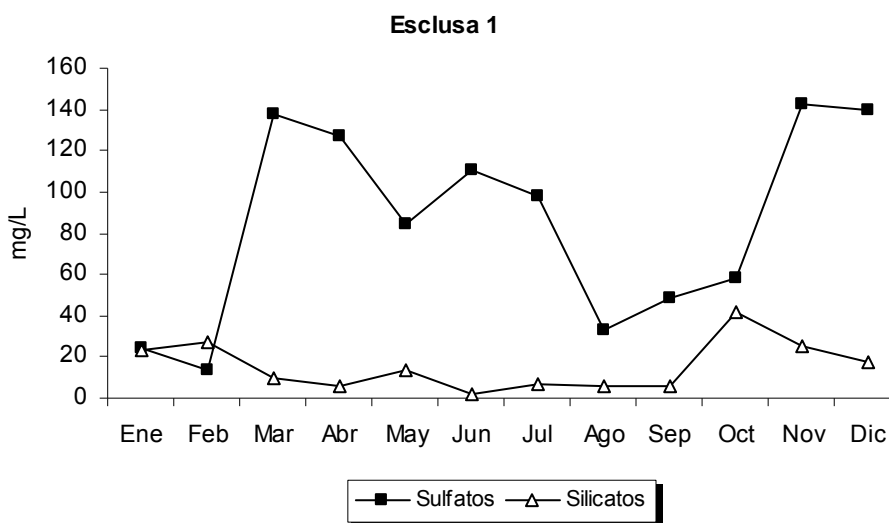


FIGURA 9. Variación temporal de sulfatos y silicatos

Tabla 1. Parámetros físico-químicos, nutrientes y clorofila "a" para la esclusa 1

Parámetros	Máximo	Mínimo	Promedio
Temperatura H <sub>2</sub> O (°C)	24.5	17.3	20.4
Profundidad (m)	1.35	1	1.18
Transparencia (m)	12.5	4	7.4
Oxígeno disuelto (mg/L)	24.9	0.635	13.7
Alcalinidad total (mg/L)	171.1	63.93	106.6
Dureza total (mg/L)	742.7	120.7	276.4
pH	10.35	9	9.7
Conductividad (µS/cm)	2947	1489	1920.4
Nitratos (mg/L)	3.41	0.0389	0.551
Nitritos (mg/L)	0.0569	0.0027	0.0195
Amonio (mg/L)	2.34	0	0.363
Ortofosfatos (mg/L)	0.938	0.050	0.179
Fósforo total (mg/L)	1.472	0.0498	0.538
Silicatos (mg/L)	41.96	2.10	15.39
Sulfatos (mg/L)	142.4	13.88	84.80
Clorofila "a" (µg/L)	265.5	19.39	79.9



FITOPLANCTON

Con respecto al fitoplancton en la esclusa 1, se registraron un total de 26 especies las cuales pertenecen a tres divisiones en el siguiente orden de abundancia para cada una de ellas: Chlorophyta> Cianophyta> Bacilliarophyta (figura 10).

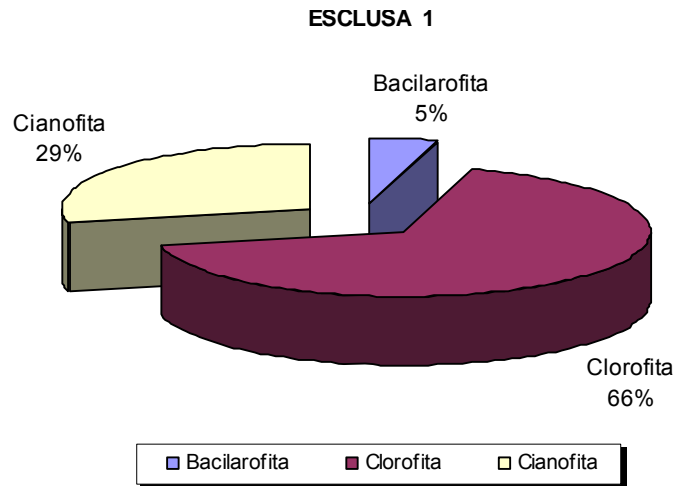


FIGURA 10. Composición porcentual de las divisiones presentes en el fitoplancton

El grupo de las clorofitas tuvo una mayor abundancia a principio de año durante la época de secas ya que representaba alrededor del 80% del componente del fitoplancton y en el mes de marzo alcanzaron su máximo, a partir del mes de mayo que inicia la época de lluvias, empiezan a disminuir hasta observarse un mínimo en el mes de octubre; contrario a este grupo, las cianofitas se convierten en el grupo dominante hasta alcanzar su máximo en octubre y nuevamente tienden a disminuir y las clorofilas vuelven a ser el grupo dominante. El grupo de las bacilarofitas alcanzan su mayor abundancia en el periodo de septiembre a diciembre y el resto del año solo tiene apariciones esporádicas en los meses de febrero y junio (figura 11).

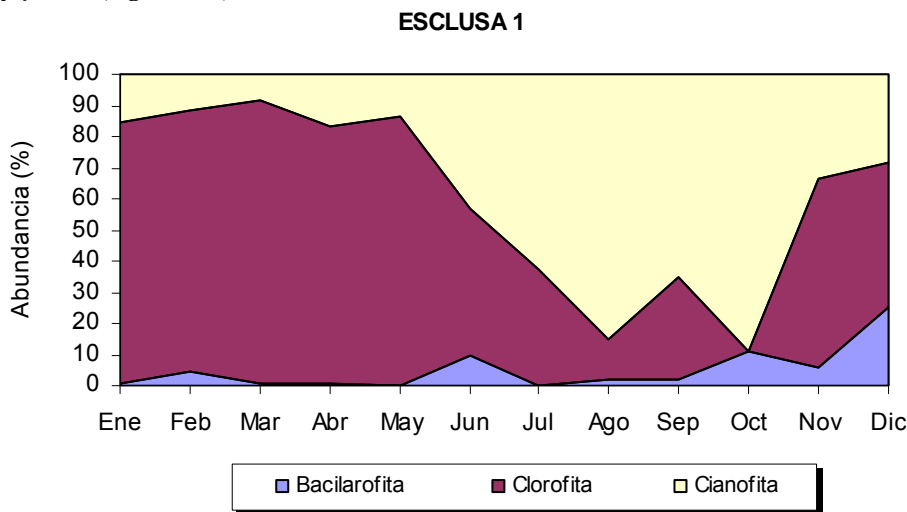


FIGURA 11. Variación temporal de los componentes del fitoplancton



Se determinaron 26 especies, de las cuales 13 pertenecen a la división Chlorophyta, 10 a la Cianophyta y 3 a la Bacillarophyta. Las especies de fitoplancton con mayor frecuencia de aparición a lo largo del estudio en la división de las clorofilas fueron: *Scenedesmus opoliensis* y *Scenedesmus aculeolatus*, la especie menos registrada fue *Tetrastrum triangulare* que solo se observó en el mes de noviembre. Dentro de las cianofitas las especies con mayor frecuencia fueron *Anabaenopsis elenkinii* y *Microsystis incerta*, ya que ambas se observaron durante todo el año, la especie menos registrada fue *Chroococcus minutus* que solo estuvo presente en el mes de julio. *Navicula sp.* y *Fragilaria sp.* fueron las especies de mayor y menor frecuencia de aparición dentro del grupo de las bacilarofitas (tabla 2).

**Tabla 2. Frecuencia de aparición de las especies registradas de fitoplancton durante el periodo de muestreo en la esclusa 1**

X=Presencia; Cuadro vacío=No se observaron



El diagrama de Olmstead-Tuckey (figura 12), muestra 6 especies que por su alta frecuencia y gran densidad son dominantes. En esta asociación se encuentran tres cianofitas, *Microcystis incerta* y *Anabaenopsis elenkinii* y *Microcystis aeruginosa* que destacan por su 100% de frecuencia; se registraron también dos clorofitas *Scenedesmus opoliensis* y *Scenedesmus aculeolatus* que destacan por su alta densidad, además de una especie de bacilarofita *Navicula sp.* *Pediastrum boryanum* y *Tetraedron minimum* son clorofitas con una frecuencia de aparición del 50% pero con bajas densidades y fueron las únicas especies que se clasificaron como constantes. Las especies raras son doce, de las cuales cinco son clorofitas, cinco cianofitas y dos bacilarofitas. Las especies que clasificaron como ocasionales son seis de las cuales cuatro son clorofitas y dos cianofitas, dentro de las clorofitas destaca *Scenedesmus quadricauda* por tener una alta densidad.

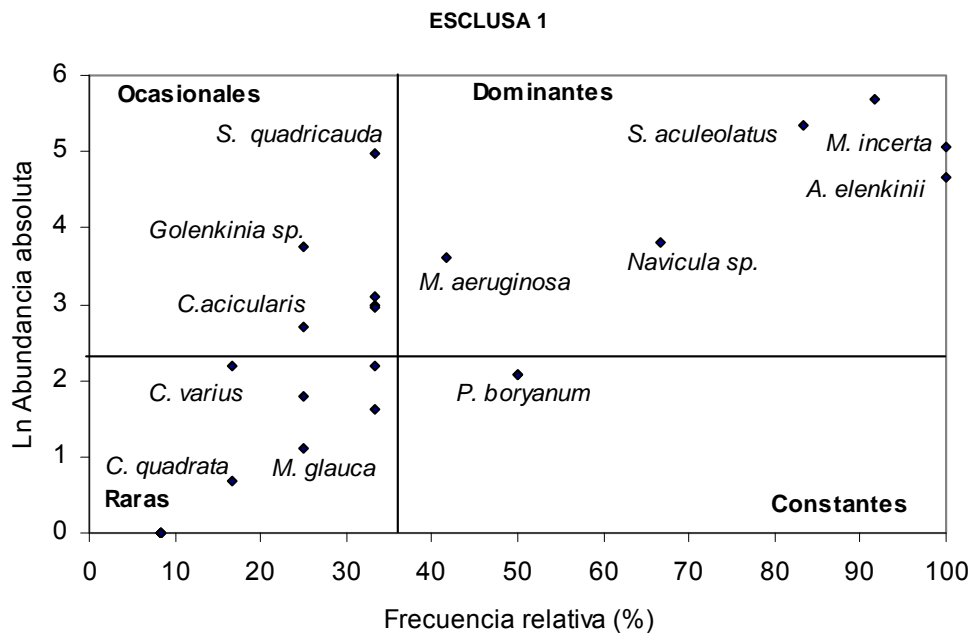
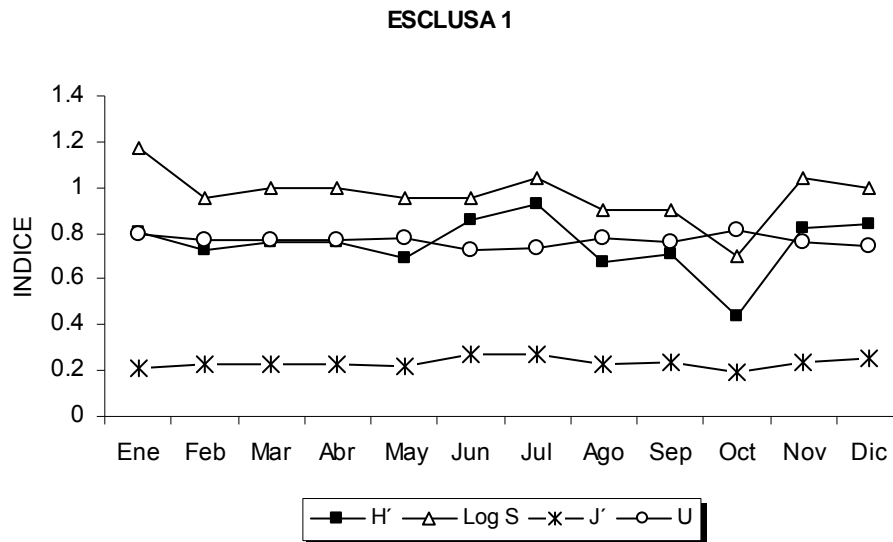


FIGURA 12. Diagrama de Olmstead-Tuckey de las especies fitoplanctónicas

La variación mensual del índice de diversidad de Shannon-Winner (figura 13), indica que durante el periodo de secas la diversidad del fitoplancton es constante; sin embargo, con la llegada de las lluvias hay un incremento en el número de especies el cual llega a su máximo en julio, posteriormente presenta una tendencia a disminuir hasta llegar a su punto mínimo en octubre y nuevamente incrementar a los niveles iniciales. Así mismo, la riqueza de especies de manera general tiene el mismo comportamiento, a excepción de que el número máximo de especies no se da en el mes de julio sino en enero, el número mínimo de especies coincide con el mínimo del índice de Shannon-Winner. La equitatividad a lo largo del año tienen fluctuaciones mínimas, prácticamente se mantiene constante.





H'=Índice de Shannon-Winner, Long S= Número de especie, J'= Equitatividad y U'= Uniformidad

FIGURA 13. Variación temporal de los índices para la comunidad de fitoplancton

### ZOOPLANCTON

El análisis taxonómico del zooplancton presente en la esclusa 1 presentó los siguientes resultados. Se registraron un total de 12 especies pertenecientes a cuatro diferentes grupos. Los más abundantes fueron los rotíferos con un total de 7 especies que representan el 63.4%, para los copépodos se registro una especie de copépodos ciclopoideos, una de calanoideos y los copepoditos (estadios larvarios de copépodos) juntos representan el 27.1%, los cladóceros con una sola especies que represento el 6.7% y los ostrácodos con el 2.7% (figura 14).

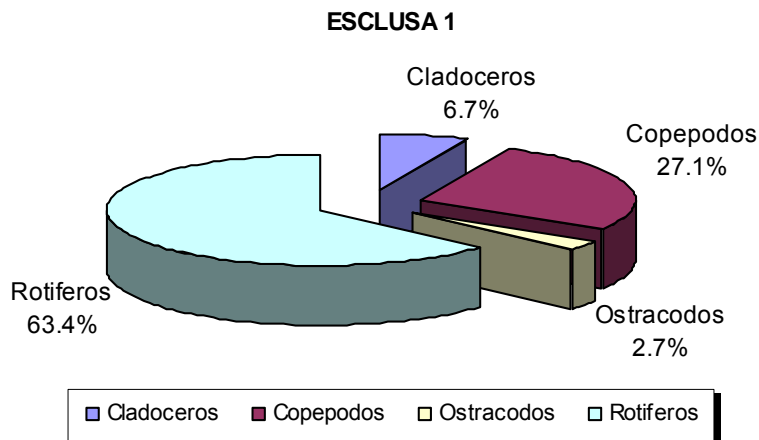


FIGURA 14. Composición porcentual de los grupos del zooplancton



La variación y composición temporal del zooplancton durante el estudio tuvo el siguiente comportamiento: Los rotíferos son el grupo más abundante que mostró un comportamiento donde claramente se observan tres picos máximos en los meses de febrero, mayo y octubre. La presencia de los copépodos va disminuyendo a lo largo del año con un pico máximo en el mes de junio que coincide con el incremento de los cladóceros que tienen un periodo de gran abundancia que va de los meses de mayo a agosto. Los ostrácodos se encontraron en más abundancia en los meses de marzo y abril (figura 15).

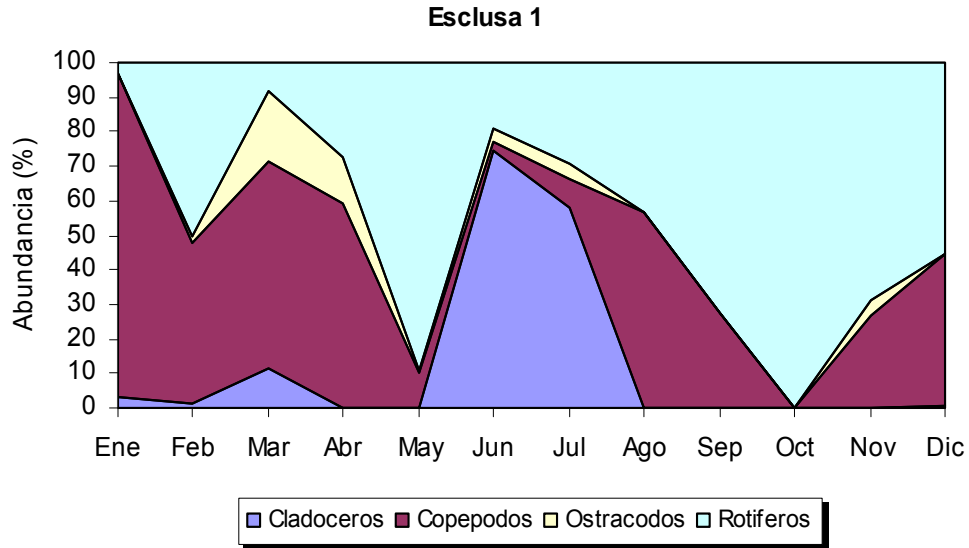


FIGURA 15. Composición temporal del zooplancton

De las especies de zooplancton la que tuvo una mayor frecuencia de aparición fue *Brachionus calyciflorus* con 83.3%, seguida de *Filinia longiseta*, *Acanthocyclops robustus* y una especie de ostrácodo con 75%. La especie con menor frecuencia de aparición fue *Keratella tropica* con el 33.3 % (tabla 3).



**Tabla 3. Frecuencia de aparición de las especies registradas de zooplancton durante el periodo de muestreo en la esclusa 1**

Especie	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<b>Cladóceros</b>												
<i>Moina macrocopa</i>	x	X	x			x	x					x
<b>Copépodos</b>												
<i>Acanthocyclops robustus</i>	x	X	x	x	x		x			x	x	x
<i>Mastigodiatomus albuquerquensis</i>		X		x	x	x	x	x	x			x
<i>Copepoditos</i>			x		x	x		x	x		x	x
<b>Ostrácodos</b>												
<i>Ostrácodo sp.</i>		X	x	x	x	x	x	x	x		x	
<b>Rotíferos</b>												
<i>Asplachna sp.</i>		X			x			x	x	x	x	x
<i>Brachionus angularis</i>		X	x	x	x						x	x
<i>Brachionus calyciflorus</i>	x	X		x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Brachionus caudatus</i>		X			x			x	x	x	x	x
<i>Brachionus havanaensis</i>		X			x				x	x	x	
<i>Filinia longiseta.</i>	x	X		x	x			x	x	x	x	x
<i>Keratella tropica</i>		X	x		x							x

X=Presencia; Cuadro vacío=No se observaron

El diagrama de Olmstead-Tuckey (figura 16), muestra que de las 21 especies registradas de zooplancton existen tres especies que se consideran dominantes, de las cuales dos son del grupo de los copépodos *Acanthocyclops robustus* y *Mastigodiatomus albuquerquensis* y del grupo de los rotíferos se tiene a *Brachionus calyciflorus*. Como especies raras se encuentran *Keratella tropica* y *Asplachna sp.* del grupo rotíferos y a los copepoditos. Dentro de las especies ocasionales se encuentra *Moina macrocopa* única especie representante del grupo de los cladóceros así como *Brachionus caudatus*, *Brachionus havanaensis* y *Brachionus angularis* del grupo de los rotíferos y como especies constantes tenemos a *Filinia longiseta* y los ostrácodos.

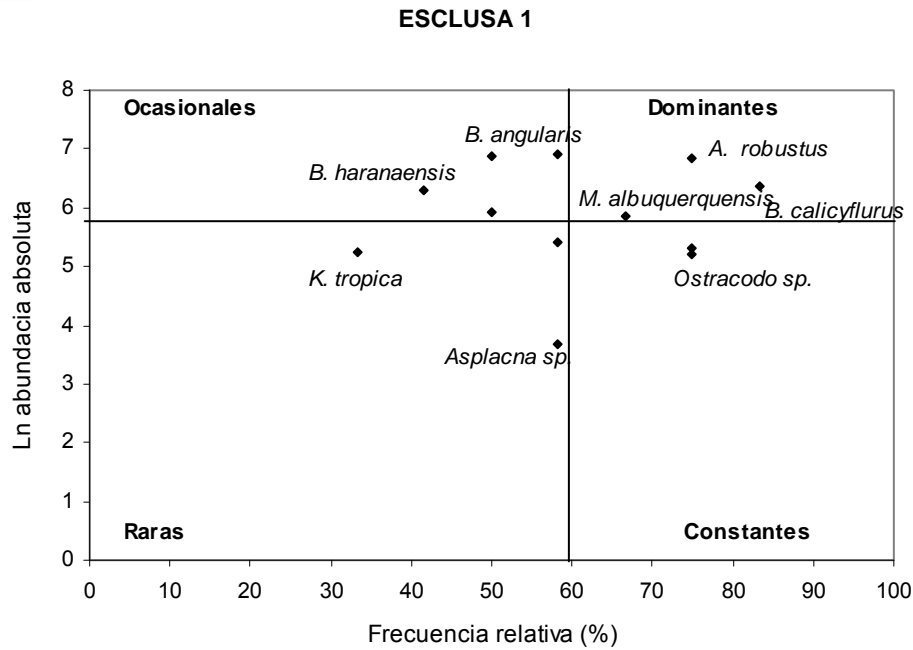
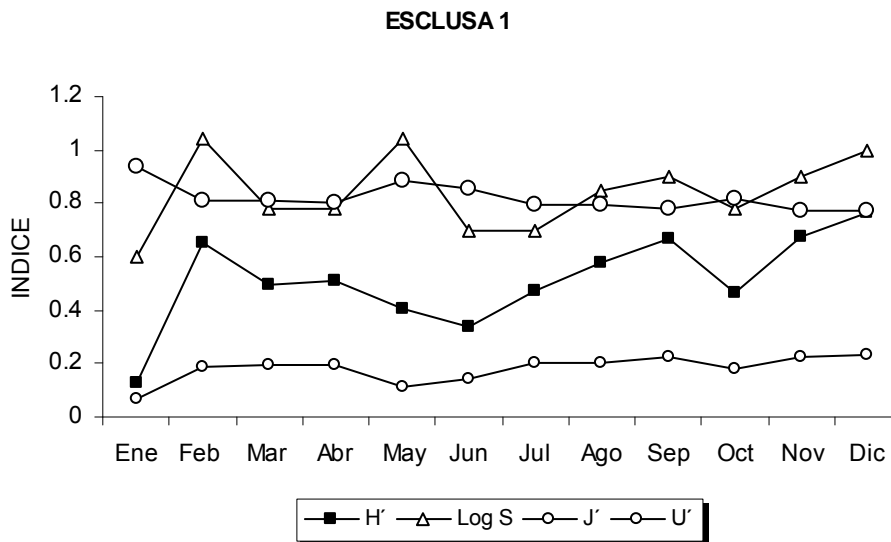


FIGURA 16. Diagrama de Olmstead-Tuckey de las especies zooplanctónicas

El índice de diversidad de Shannon-Winner para la comunidad de zooplancton registró su valor mínimo en el primer mes del año, seguido de su valor máximo en febrero con tendencia a disminuir durante la época de secas; con la llegada de las lluvias su tendencia cambia y aumenta paulatinamente hasta fin de año, con una caída momentánea en el mes de octubre. La equitatividad presenta el mismo comportamiento pero sus oscilaciones son mucho menores. El número de especies tiene el mismo comportamiento a excepción de que presenta dos picos máximos en febrero y mayo (figura 17).



H'=Índice de Shannon-Winner, Long S= Número de especie, J'= Equitatividad y U'= Uniformidad

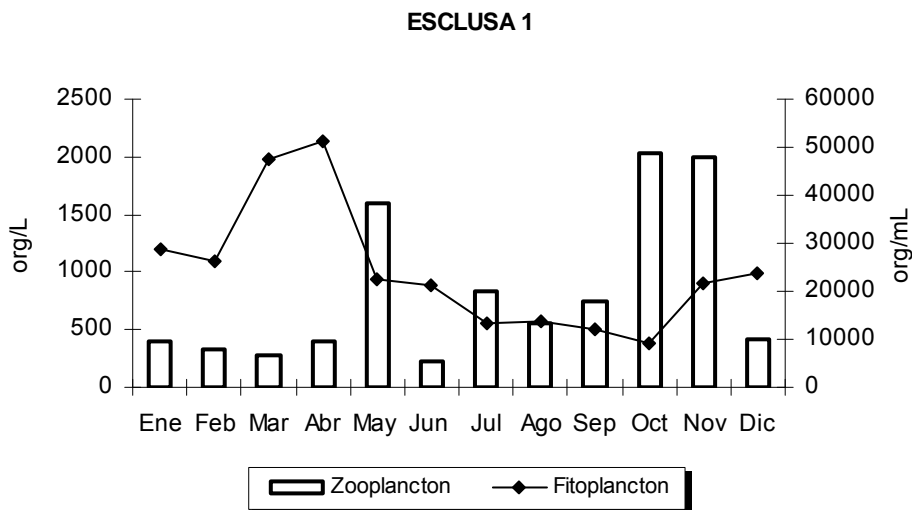
FIGURA 17. Variación estacional de los índices para la comunidad de zooplancton



**Tabla 4. Frecuencia de ocurrencia y abundancia total de las especies de zooplancton de la esclusa 1**

Especie	Frecuencia %	Org/L
<b>Cladóceros</b>		
<i>Moina macrocopa</i>	50	611
<b>Copépodos</b>		
<i>Acanthocyclops robustus</i>	75	1522
<i>Mastigodiatomus albuquerquensis</i>	66.7	569
<i>Copepoditos</i>	58.3	371
<b>Ostrácodos</b>		
<i>Ostrácodo sp.</i>	75	294
<b>Rotíferos</b>		
<i>Asplachna sp.</i>	58.3	65
<i>Brachionus angularis</i>	50	1584
<i>Brachionus calyciflorus</i>	83.3	938
<i>Brachionus caudatus</i>	58.3	1645
<i>Brachionus havanaensis</i>	41.7	876
<i>Filinea longiseta</i>	75	328
<i>Keratella tropica</i>	33.3	312

La variación estacional del plancton (fitoplancton y zooplancton) indica que en la época de secas el fitoplancton se encuentra en su periodo de mayor abundancia llegando a un máximo en abril, con la época de lluvias comienza a disminuir gradualmente teniendo su punto mínimo en el mes de octubre y finalmente se nota una tendencia nuevamente a incrementar su densidad. Por el contrario, el zooplancton se comporta de forma opuesta; en época de secas se observaron sus menores densidades y es marzo donde se presenta su mínimo y al llegar la época de lluvias tiende a incrementar hasta llegar a sus máximos en los meses de octubre y noviembre, en diciembre vuelve a presentarse una disminución en su densidad (figura 18).



**FIGURA 18. Variación temporal del plancton**



### COLOROFLA "a"

Con respecto al comportamiento de la clorofila "a" en este estudio, se registraron las mayores concentraciones en la época de lluvias, específicamente en el mes de julio; en los meses de agosto y septiembre las concentraciones disminuyen paulatinamente hasta llegar al mes de noviembre en el que se registró la menor concentración de clorofila "a". Así mismo, en marzo (secas) se registró otro pico similar al de septiembre (figura 19).

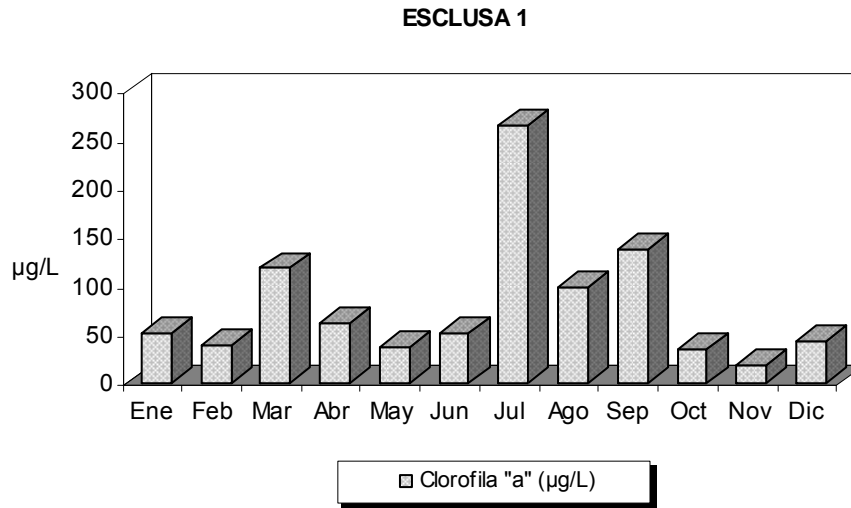


FIGURA 19. Variación temporal de clorofila "a"



Tabla 5. Clasificación de las especies fitoplanctónicas de la esclusa 1

Division	Clase	Genero	Especie
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria sp.</i>
		<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema sp.</i>
		<i>Navicula</i>	<i>Navicula sp.</i>
Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Closteriopsis</i>	<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M.Smith) H. Belcher et Swale 1962
		<i>Crucigenia</i>	<i>Crucigenia quadrata</i> C. Morren 1830
		<i>Golenkinia</i>	<i>Golenkinia sp.</i> Chodat 1894
		<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M. Smith) Komárkova-Legnerová 1969
		<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini, Linnaea 1840
			<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>Cohaerens</i> Bohlin Bih. K. Svenska 1897
		<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus abundans</i> G.M.Smith 1916
			<i>Scenedesmus aculeolatus</i> Reinsch 1877
			<i>Scenedesmus bernardii</i> G.M.Smith 1916
			<i>Scenedesmus opoliensis</i> var. <i>Mononensis</i> Chodat 1926
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson 1835			
<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg 1888		
<i>Tetrastrum</i>	<i>Tetrastrum triangulare</i> Komárek 1974		
Cyanophyta	Cyanophyceae	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn, Forschungsber 1895
		<i>Anabaenopsis</i>	<i>Anabaenopsis elenkinii</i> V.V.Miller 1923
		<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli 1849
			<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli 1849
			<i>Chroococcus varius</i> (Braun) 1876
		<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Nägeli 1849
		<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing 1846
			<i>Microcystis incerta</i> Lemmerman 1903
		<i>Phormidium</i>	<i>Phormidium sp.</i> Gomont 1892
<i>Spirulina</i>	<i>Spirulina geitleri</i> G. De Tony, Noter 1936		



**Tabla 6. Clasificación de las especies zooplantónicas de la esclusa 1**





## ESCLUSA 5

## PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS.

En la esclusa 5 del lago artificial de la Alameda Oriente de igual manera se estableció solo una estación de muestreo la cual se encuentra entre las coordenadas geográficas  $18^{\circ} 34' 40.5''$  latitud norte y  $98^{\circ} 42' 47.9''$  longitud oeste, de donde se tomaron muestras a 30 cm de profundidad durante el periodo de enero a diciembre del 2007.

El nivel de profundidad fluctúa a lo largo del año y no se puede observar de manera clara que presente algún periodo de llenado o vaciado, pero se observa que el nivel mínimo de profundidad de 0.55 m en octubre, precede al nivel máximo de 1.5 m en noviembre.

Al parecer la visibilidad al disco de Secchi está relacionada con el cambio en los niveles de profundidad del sistema, ya que en Febrero se registró la menor visibilidad (3.5 cm) que coincide con uno de los niveles de profundidad más bajos del sistema y la máxima en diciembre con una visibilidad de 9 cm mes posterior al de mayor profundidad del sistema (figura 20).

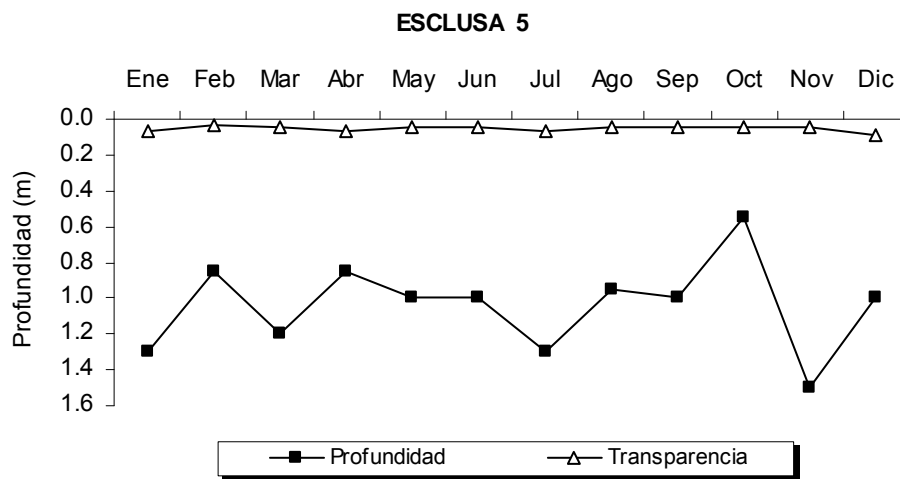


FIGURA 20. Variación temporal de la profundidad y transparencia

La temperatura ambiente promedio fue de  $21^{\circ}\text{C}$ , la mínima se registró en el mes de septiembre con  $16^{\circ}\text{C}$  y la máxima en junio con  $25^{\circ}\text{C}$ . La temperatura mínima del agua fue de  $24.5^{\circ}\text{C}$  en el mes de junio y la mínima fue de  $16.9^{\circ}\text{C}$  en febrero, la temperatura promedio fue de  $20.3^{\circ}\text{C}$  (figura 21). De manera general el sistema mostró los valores más altos en la época de secas y los más bajos después de lluvias durante la temporada final de otoño principio de invierno.

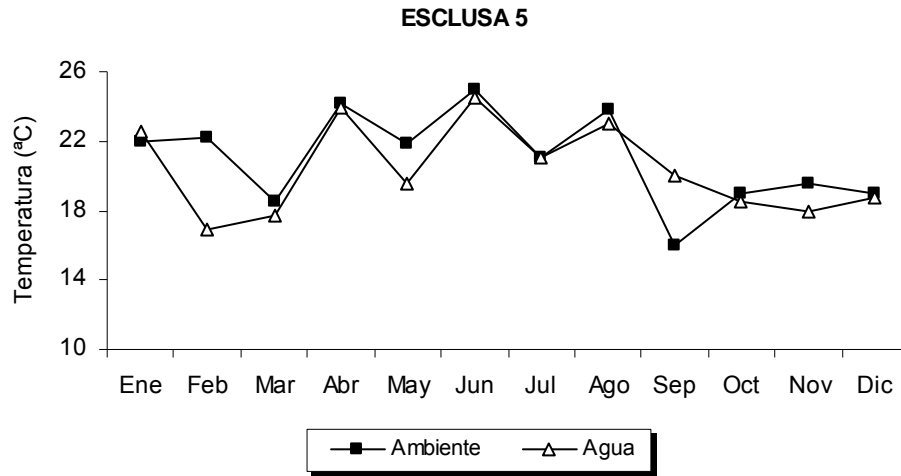


FIGURA 21. Comportamiento temporal de la temperatura ambiente y del agua

La concentración de oxígeno disuelto del agua en la esclusa 5 al igual que en la esclusa 1 varía a lo largo del tiempo; sin embargo, las concentraciones fueron mucho menores, la concentración promedio fue de 7.1 mg/L, esto es casi la mitad de la concentración promedio de la esclusa 1, el valor máximo registrado fue de 11.7 mg/L en el mes de enero, mientras el valor mínimo fue de 1.63 mg/L en el mes de junio, valor que no fue menor al registrado en la esclusa 1 (figura 22).

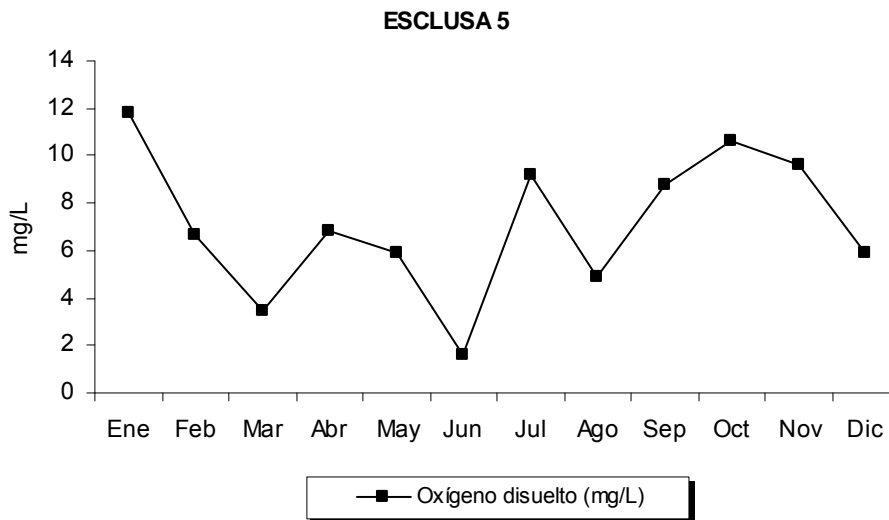


FIGURA 22. Variación temporal de la concentración de oxígeno disuelto

En la figura 23 se observan las concentraciones registradas de alcalinidad total y los valores de pH obtenidos durante el periodo de estudio. La alcalinidad total fluctuó entre 145.7 mg/L en mayo y 339.1 mg/L en octubre, con un promedio de 203.9 mg/L. El pH mínimo se observó en diciembre con un valor de 9.1 unidades y el máximo en mayo con un valor de 10.45, con valor promedio de 9.84 unidades.



Los valores de la alcalinidad total promedio y el pH promedio fueron mayores en la esclusa 5 que los registrados en la esclusa 1.

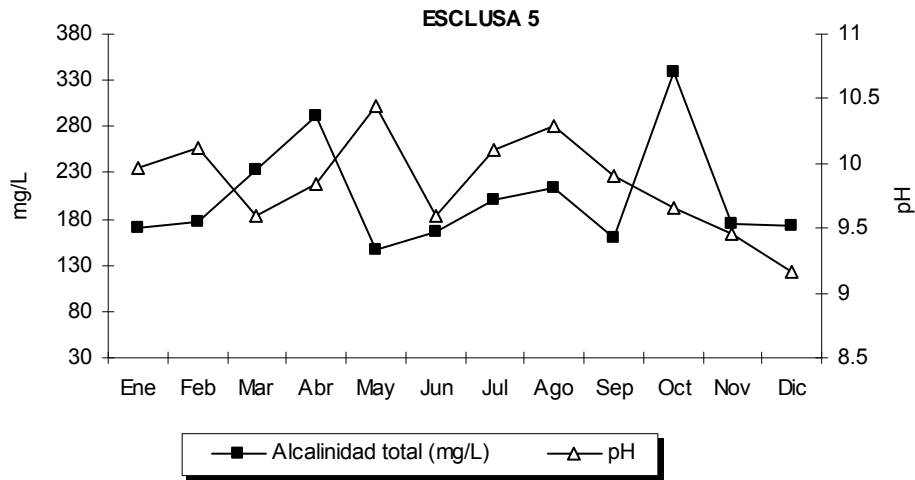


FIGURA 23. Relación alcalinidad total y pH

Las concentraciones de la dureza total tienen grandes fluctuaciones las cuales van de los 120.4 mg/L en diciembre a los 714 mg/L en septiembre con un promedio de 302.5 mg/L; por el contrario los registros de la conductividad se mantuvieron constantes gran parte del año, con una tendencia a disminuir en los meses finales, el registro mínimo se da justamente en diciembre con 3236  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y su máximo en enero con 4000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y un promedio de 3776  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (figura 24). De acuerdo a dureza total el agua se clasifica como ligeramente dura a dura.

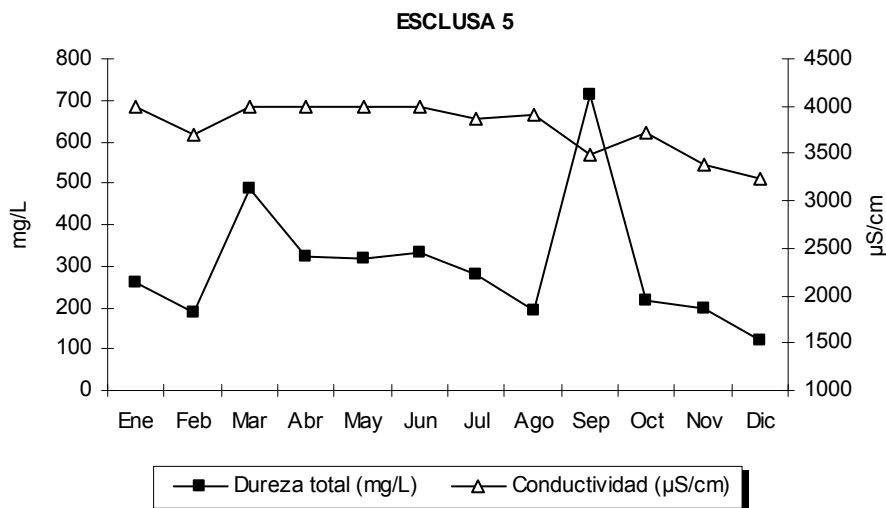


FIGURA 24. Relación dureza total y conductividad



### NUTRIMENTOS

Las concentraciones de nitritos fueron muy bajas, su valor máximo se observó en el mes de mayo con 0.0242 mg/L, seguida inmediatamente por su concentración mínima de 0.0087 mg/L en el mes de junio. Los nitratos oscilaron entre 0.0905 mg/L y 0.038 mg/L como valores máximos y mínimos respectivamente. Por el contrario las concentraciones de amonio fueron más elevadas registrándose 0.0056 mg/L como valor mínimo en el mes de enero y 2.06 mg/L como valor máximo en septiembre. Tanto los nitritos como el amonio a lo largo del muestreo sufren variaciones abruptas en cuanto a su concentración, el nitrato se mantiene más constante a excepción del mes de noviembre donde es claro que sufre un incremento importante (figura 25).

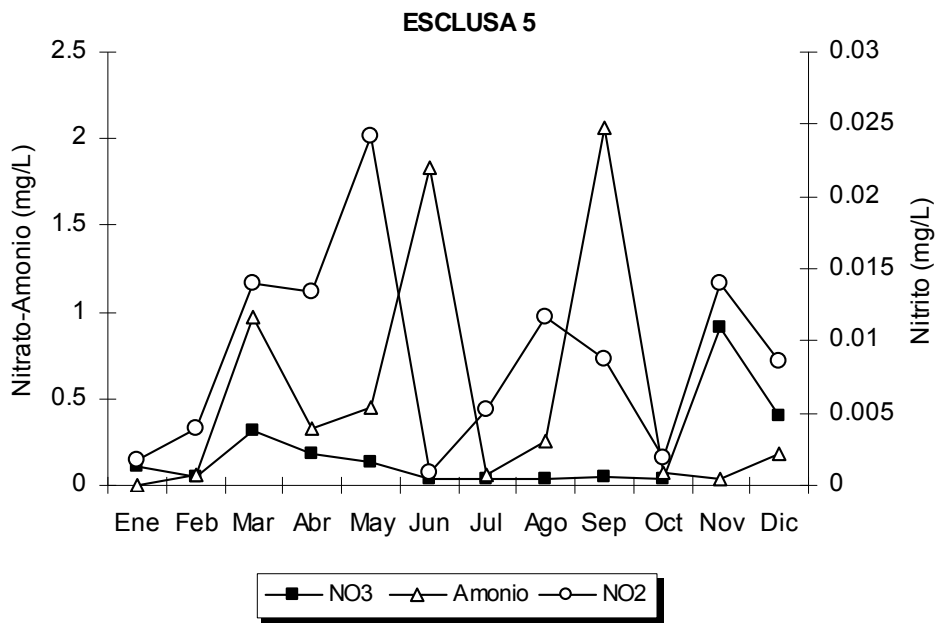


FIGURA 25. Variación temporal de los nitratos, amonio y nitritos

La concentración mínima de los ortofosfatos fue de 0.0214 mg/L la cual se registró en el mes de enero, mientras que la concentración máxima se observó en febrero con 0.757 mg/L; el resto del año mostró una tendencia a disminuir con la excepción en el mes de octubre. El fósforo se comporto de manera similar a principio de año, ya que su punto máximo se observa al igual que con los ortofosfatos en febrero con una concentración de 1.45 mg/L, de igual manera disminuye aunque sufre fluctuaciones mayores, hasta que en finalmente en diciembre se registró su concentración mínima con 0.259 mg/L (figura 26).

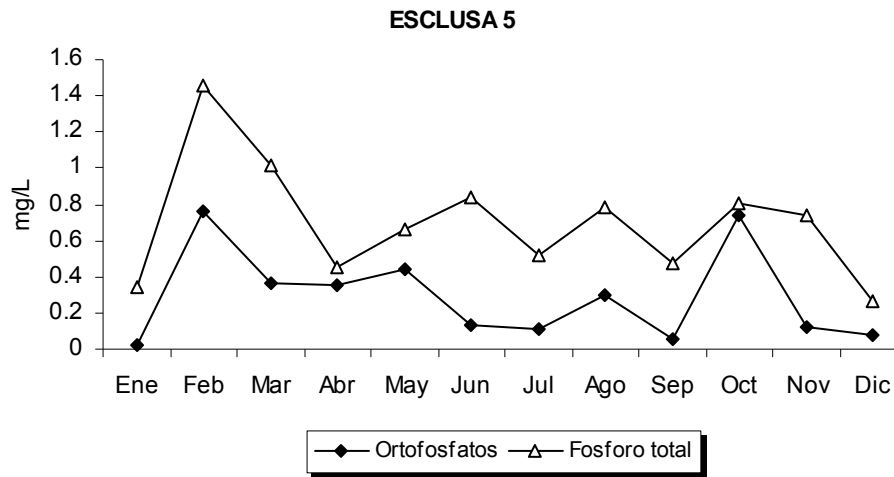


FIGURA 26. Variación temporal del fósforo total y ortofosfatos

En cuanto a las concentraciones de sulfatos, su valor mínimo se cuantificó en el mes de enero con 19.1 mg/L y el máximo en diciembre con 193.9 mg/L, aunque su comportamiento no muestra una tendencia clara, solo a partir de agosto se nota la tendencia a aumentar. Por el contrario los silicatos no sufren estas fluctuaciones y se mantienen en un intervalo mucho más estrecho que va de 6.82 mg/L en septiembre a 43.5 mg/L en octubre, con la tendencia de disminuir de enero hasta septiembre (época de secas y temporada de lluvias) y tiende a aumentar nuevamente hacia finales del estudio (figura 27).

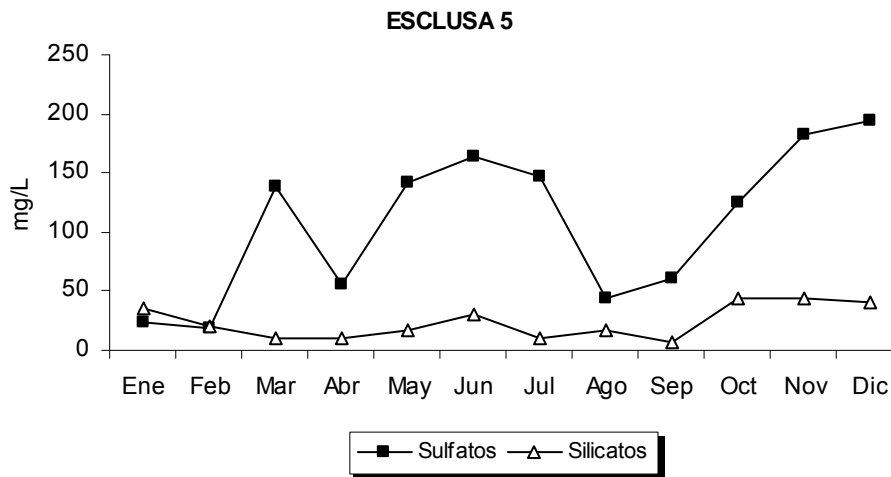


FIGURA 27. Variación temporal de los sulfatos y silicatos



De manera general se presenta el resumen de los parámetros físicos, químicos y de la clorofila "a" en la tabla 5 respecto del comportamiento anual en esta esclusa.

**Tabla 7. Parámetros físico-químicos, nutrimentos y clorofila "a" para la esclusa 5**

Parámetros	Máximo	Mínimo	Promedio
Temperatura H <sub>2</sub> O (°C)	24.5	16.9	20.3
Profundidad (m)	1.5	0.55	1.04
Transparencia (cm)	9	3.5	5.5
Oxígeno disuelto (mg/L)	11.7	1.6	7.1
Alcalinidad total (mg/L)	339.1	145.7	203.9
Dureza total (mg/L)	714.7	120.4	302.5
pH	10.45	9.17	9.8
Conductividad (μ S/cm)	4000	3236	3776
Nitratos (mg/L)	0.905	0.0389	0.192
Nitritos (mg/L)	0.0242	0.00082	0.009
Amonio (mg/L)	2.06	0.0056	0.528
Ortofosfatos (mg/L)	0.757	0.0214	0.288
Fósforo total (mg/L)	1.45	0.259	0.694
Silicatos (mg/L)	43.5	6.82	23.9
Sulfatos (mg/L)	193.9	19.1	108.1
Clorofila "a" (μg/L)	104.2	20.8	47.9



### FITOPLANCTON

Respecto del fitoplancton en la esclusa 5 del lago artificial de la Alameda Oriente, se encontraron especies representativas de cuatro diferentes divisiones las cuales se muestran por orden de abundancia: Cianophyta>Chlorophyta>Euglenophyta>Bacillarophyta (figura 28). Se determinaron 21 especies, de las cuales dos pertenecen a la división Bacillarophyta, diez a Chlorophyta, ocho a Cianophyta y una sola especie a Euglenophyta.

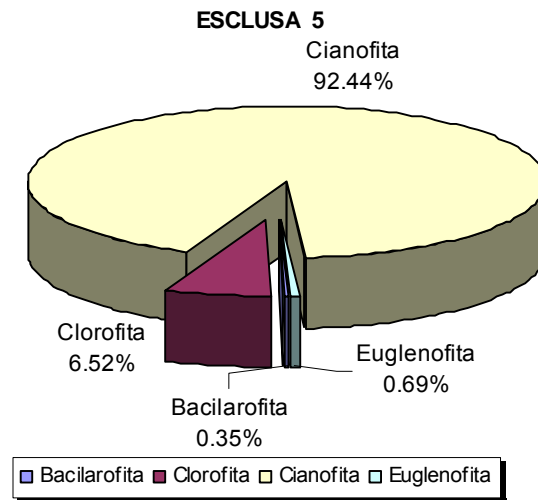


FIGURA 28. Composición porcentual de las divisiones de fitoplancton

El comportamiento estacional de los cuatro grupos de fitoplancton presentes fue el siguiente: el grupo de las cianofitas fue el dominante a lo largo de todo el periodo de estudio con más del 70% de la abundancia porcentual en cada uno de los meses que comprendieron el estudio, con un incremento entre los meses de julio a septiembre, manteniéndose constante la mayor parte de los muestreos. Las clorofitas muestran una tendencia a incrementar hasta llegar a su máximo en el mes de junio y después disminuyen hacia los meses de julio, agosto y septiembre. Las euglenofitas solo se presentaron al inicio del estudio en enero y con respecto a las bacilarofitas éstas estuvieron presentes solo en los meses de enero, febrero, marzo y abril (figura 29).

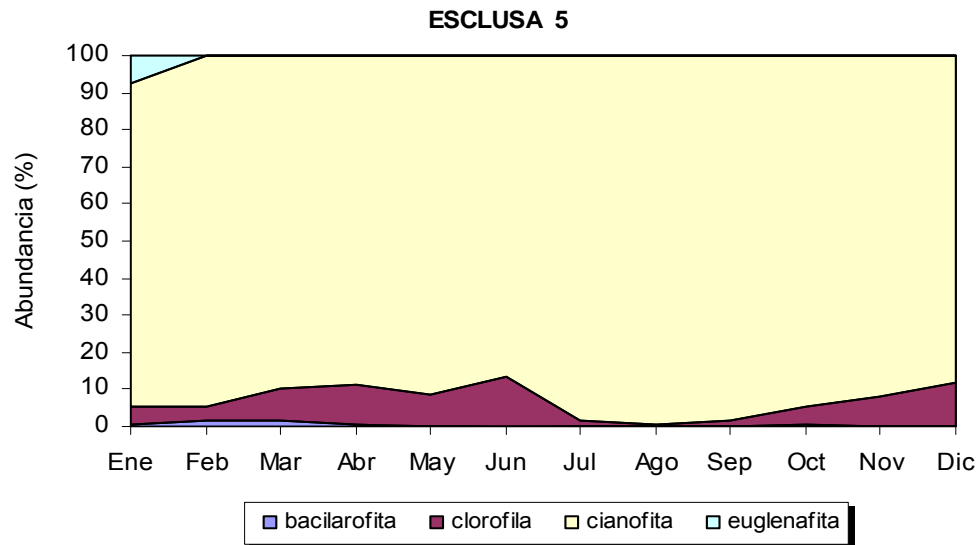


FIGURA 29. Variación temporal de los componentes del fitoplancton

De las dos especies pertenecientes a la división Bacilliarophyta la que tuvo mayor frecuencia de aparición fue *Navicula sp.*, la cual se encontró en los cuatro primeros meses del año, mientras que *Gomphonema sp.* solo se observó en el mes de octubre. La especie con mayor frecuencia de aparición perteneciente a la división de las Chlorophyta fue *Scenedesmus aculeolatus* la cual estuvo presente durante todo el año, las de menor frecuencia fueron *Closteriopsis acicularis* y *Golenkinia sp.*, las cuales solo se observaron los meses de noviembre y abril respectivamente. Dentro de la división de las Cyanophyta tres especies se registraron durante todo el año *Anabaenopsis elenkinii*, *Microcystis incerta* y *Spirulina geitleri*; la de menor frecuencia fue *Merismopedia glauca* que solo se observó en el mes de octubre. *Euglena sp.* fue la única representante de la división Euglenophyta, además de que tuvo una frecuencia de aparición muy baja, pues solo se cuantificó en el mes de enero (tabla 8).





Tabla 8. Frecuencia de aparición de las especies registradas de fitoplancton durante el periodo de muestreo en la esclusa 5.

X= presencia, Cuadro vacío = no se encontró

Mediante la asociación de la abundancia absoluta y la frecuencia relativa porcentual (diagrama de Olmstead-Tuckey, figura 30), las especies que tienen una alta frecuencia y gran abundancia se consideran dominantes, dentro de las cuales cuatro pertenecen a las cianofitas (*Spirulina geitleri*) que sobresale de todas las demás, ya que no solo tiene una frecuencia de aparición del 100% si no también una alta densidad, por lo que es la especie dominante en el sistema. *Microcystis incerta*, *Anabaenopsis elenkinii* y *Chroococcus turgidus* son las otras especies pertenecientes a esta división que son dominantes. *Scenedesmus aculeolatus* es la única especie de las clorofitas que es dominante. Se obtuvieron 12 especies raras dentro de las cuales están incluidas las dos especies de bacilarofitas (*Gomphonema sp.* y *Navicula sp.*), ocho especies de clorofitas y dos especies de cianofitas. Como especies ocasionales tenemos cuatro, dos cianofitas (*Chroococcus varius* y *Microcystis aeruginosa*), una clorofita (*Monoraphidium irregulare*) y *Euglena sp.*, de las euglenofitas.

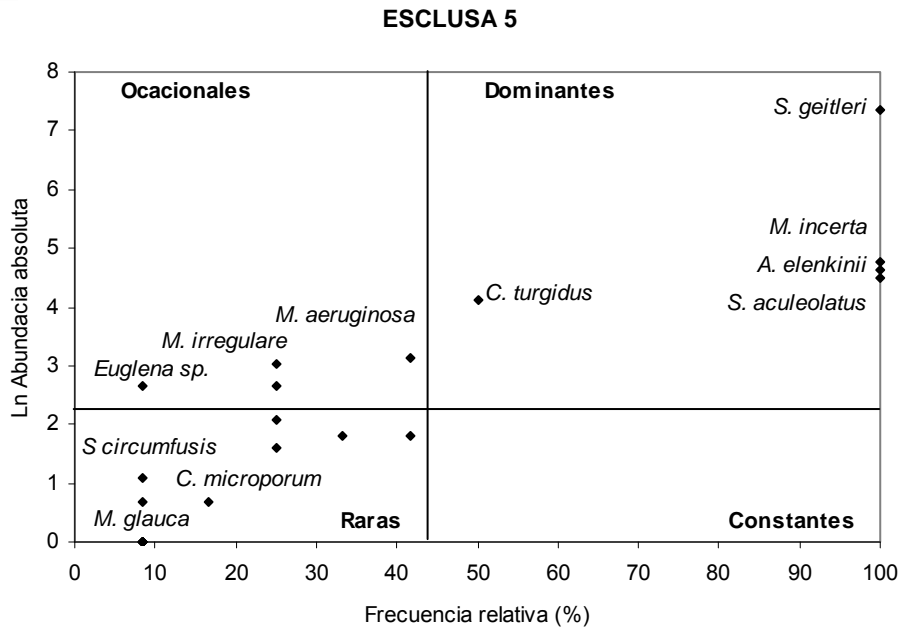
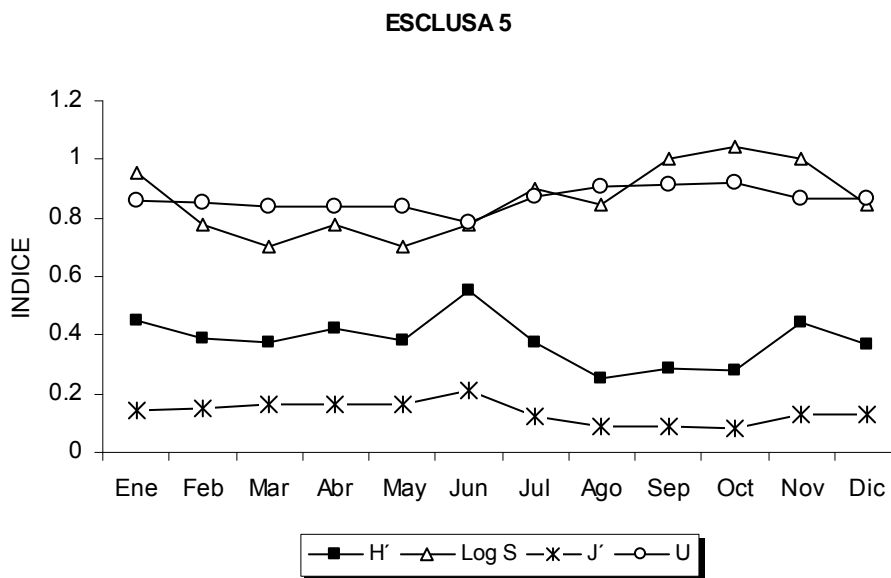


FIGURA 30. Diagrama de Olmstead-Tuckey de las especies fitoplanctonicas

El índice de diversidad de Shannon-Winner de la esclusa 5 mantuvo sus valores constantes durante la época de secas, en el mes de junio al inicio de la época de lluvias hay incremento pero posteriormente el índice tiende a disminuir y volverse constante durante la época de lluvias pero con valores inferiores hasta el mes de octubre. La equitatividad tiene el mismo comportamiento pero con fluctuaciones mucho menores. Por el contrario, el número de especies tiene una tendencia a ir aumentando conforme avanza el año hasta llegar al mes de octubre donde se presenta el número máximo para posteriormente disminuir (figura 31).



H'=Índice de Shannon-Winner, Long S= Número de especie, J'= Equitatividad y U'= Uniformidad

FIGURA 31. Variación temporal de los índices para la comunidad de fitoplancton ZOOPLANCTON

En la figura 32 se observa la composición del zooplancton; el grupo más abundante fue el de los rotíferos que representaron el 94.4%, seguido de los copépodos donde se incluyen a los cliclopoideos, los calanoideos y sus estadios juveniles que entre los tres representan el 4.9%. El grupo de los cladóceros como el de los ostrácodos tuvieron una representación porcentual de 0.3% y 0.35% respectivamente.

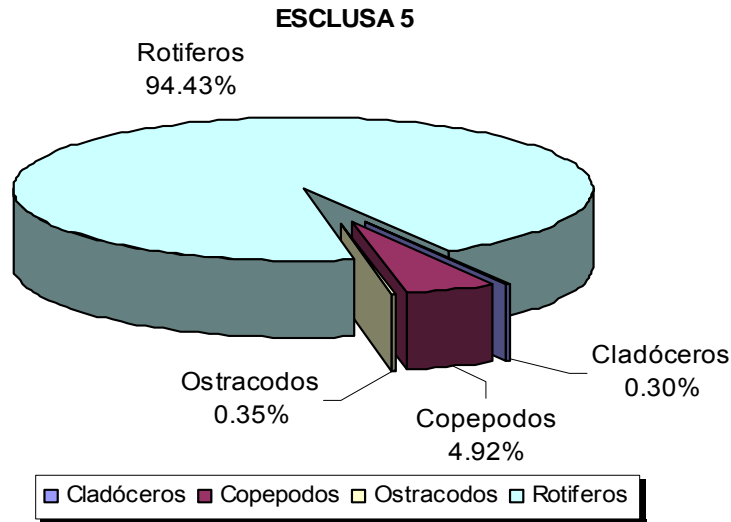


FIGURA 32. Composición porcentual de los grupos representativos de zooplancton

La variación y composición temporal de los grupos de zooplancton muestra que los rotíferos son el grupo que predomina durante el estudio, teniendo en los meses de febrero, agosto, noviembre y diciembre sus máximos; sin embargo, de abril a junio su abundancia disminuye. Los copépodos presentan un periodo de incremento de febrero a su máximo en junio, los cladóceros estuvieron presentes en los meses de mayo a agosto y los ostrácodos solo se encontraron de manera esporádica de los periodos de febrero a abril y de junio a agosto (figura 33).

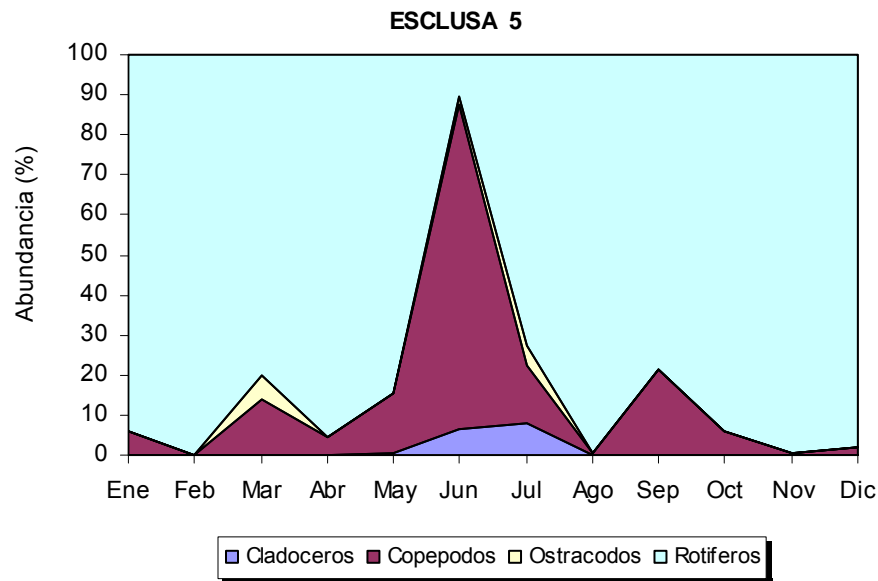


FIGURA 33. Variación temporal de los componentes del zooplancton

En la tabla 9, se muestra la frecuencia de aparición de las especies zooplanctónicas registradas en la esclusa 5. Las especies con menor frecuencia de aparición fueron *Moina macrocopa* y la especie de ostrácodo con solo el 25%. Dentro de los copépodos *Acanthocyclops robustus* fue la especie con mayor frecuencia y los copepoditos fueron las de menor frecuencia. La especie que tuvo el 100% de frecuencia de aparición fue *Brachionus calyciflorus* lo que significó que se registró en todos los meses del muestreo.

**Tabla 9. Frecuencia de aparición de las especies registradas de zooplancton durante el periodo de muestreo esclusa 5**

Especie	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<b>Cladóceros</b>												
<i>Moina macrocopa</i>					x	x	x					
<b>Copépodos</b>												
<i>Acanthocyclops robustus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Mastigodiatomus albuquerquensis</i>	x		x	x	x	x	x					x
<i>Copepodito</i>	x			x	x	x	x					
<b>Ostrácodos</b>												
<i>Ostracodo sp.</i>			x			x	x					
<b>Rotíferos</b>												
<i>Asplanchna sp.</i>	x	x	x	x	x	x			x	x		x
<i>Brachionus angularis</i>	x											
<i>Brachionus calyciflorus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachionus caudatus</i>	x							x				
<i>Brachionus dimidiatus</i>	x	x		x		x	x	x		x	x	x
<i>Filinia longiseta</i>	x	x	x	x	x			x	x	x	x	

X= presencia, Cuadro vacío = no se encontró



El diagrama de Olmstead-Tuckey indica que de las once especies de zooplancton que se registraron cinco de ellas se consideran dominantes, tres son rotíferos *Brachionus calyciflorus*, *B. dimidiatus* y *Filinia longiseta*, las otras dos pertenecen al grupo de los copépodos [(*Acanthocyclops robustus* (ciclopoideo) y *Mastigodiatomus albuquerqueensis* (calanoideo)]. Dentro de las especies raras se incluyó a los ostrácodos y los copepoditos (larvas de copépodos), a dos especies de rotíferos *Brachionus angularis* y *B. caudatus* y la única especie de cladóceros *Moina macrocopa*. Solo *Asplachna sp.*, se considera como especie ocasional y en esta asociación no se encontraron especies constantes (figura 34).

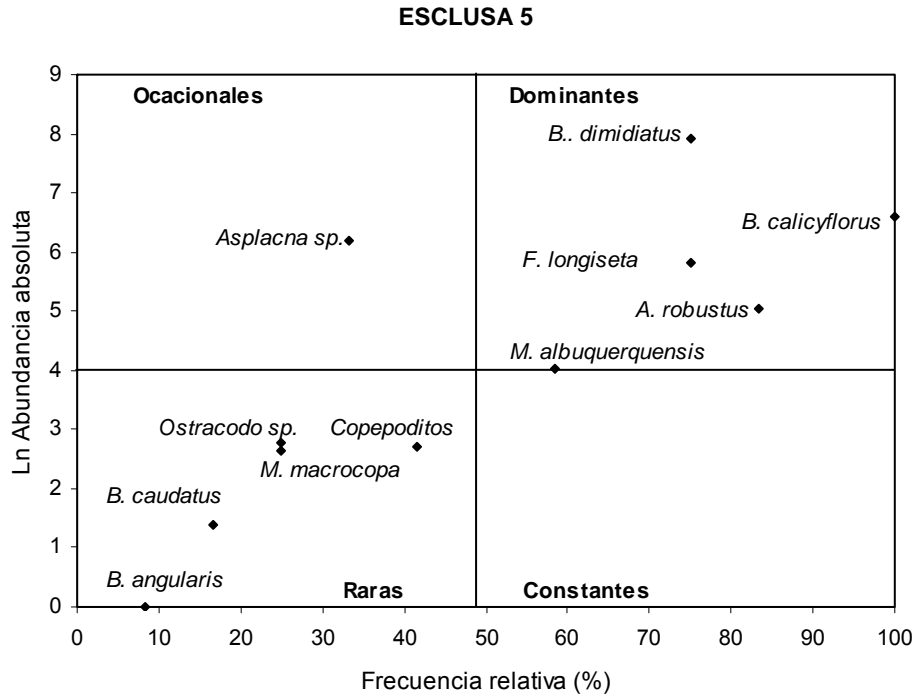
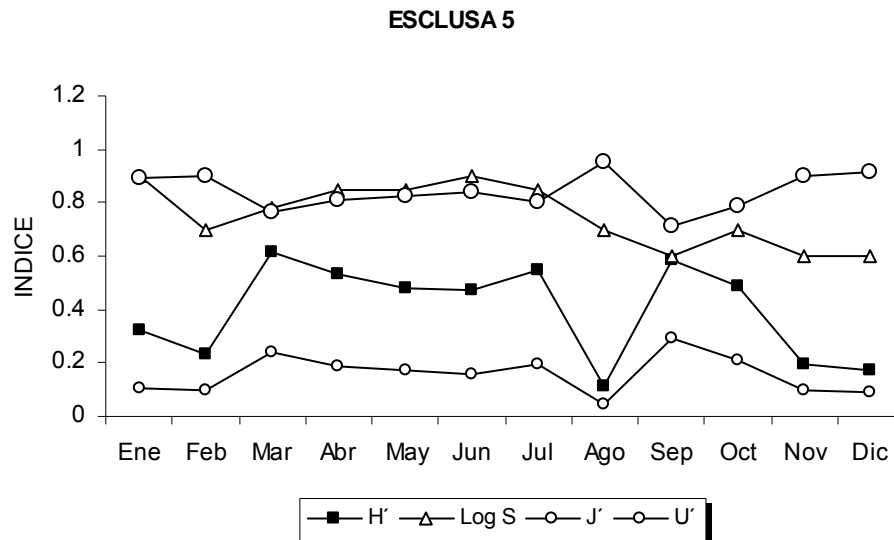


FIGURA 34. Diagrama de Olmstead-Tuckey de las especies zooplanctónicas

El número de especies zooplanctónicas registradas en la esclusa 5 tuvo su máximo en enero, en febrero hay una disminución importante a partir de la cual se registra una tendencia a incrementar, llegando al mes de junio donde la tendencia cambia y comienza a disminuir. En cuanto al índice de Shannon-Winner los máximos se registraron en marzo y septiembre pero se observan incrementos y disminuciones a lo largo del año sin marcar un comportamiento definido, aunque de marzo a junio se puede establecer una tendencia a disminuir, así como de septiembre a diciembre durante la temporada fría del año. La equitatividad registra el mismo comportamiento pero el intervalo de fluctuación es mucho menor (figura 35).



H'=Índice de Shannon-Winner, Long S= Número de especie, J'= Equitatividad y U'= Uniformidad

FIGURA 35. Variación temporal de índices para la comunidad zooplanctónica

Tabla 10. Frecuencia de ocurrencia y abundancia total de los especies de zooplancton de la esclusa 5

Especie	Frecuencia %	Org/L
<b>Cladóceros</b>		
<i>Moina macrocopa</i>	25.0	23
<b>Copépodos</b>		
<i>Acanthocyclops robustus</i>	83.3	259
<i>Mastigodiatomus albuquerquensis</i>	58.3	93
<i>Copepodito</i>	41.7	25
<b>Ostrácodos</b>		
<i>Ostracodo sp.</i>	25.0	27
<b>Rotíferos</b>		
<i>Asplachna sp.</i>	33.3	801
<i>Brachionus angularis</i>	8.3	2
<i>Brachionus calyciflorus</i>	100.0	1220
<i>Brachionus caudatus</i>	16.7	7
<i>Brachionus dimidiatus</i>	75.0	4621
<i>Filinia longiseta</i>	75.0	567

Con respecto a la variación temporal tanto del fitoplancton como del zooplancton (figura 36) se observa que a partir del mes junio que es el punto donde el fitoplancton llega a su máximo de abundancia comienza una tendencia a disminuir hasta llegar a diciembre que es su punto mínimo, caso opuesto al zooplancton ya que junio representa su nivel mínimo de abundancia y a partir de ahí su tendencia



es a incrementar para llegar a diciembre con sus niveles más altos de organismos. En la primera parte del año pareciera no existir esta relación.

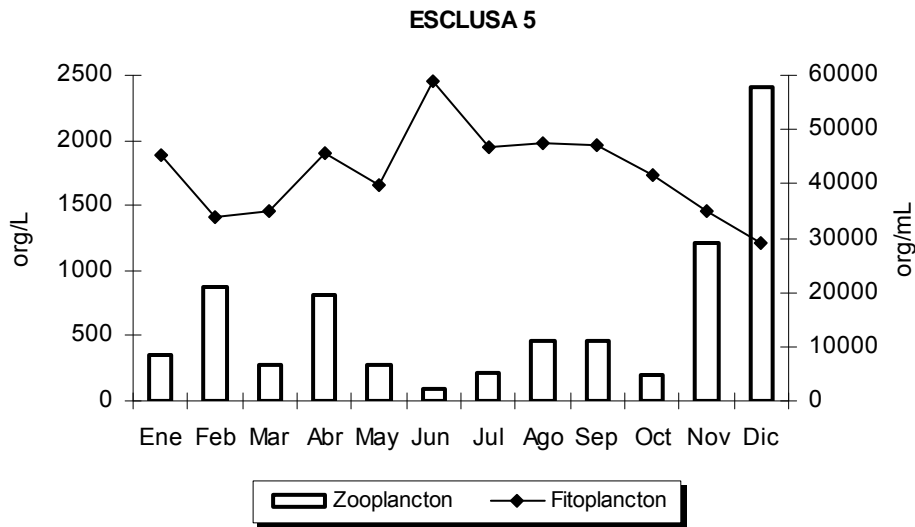


FIGURA 36. Variación temporal del plancton

### CLOROFILA "a"

Por otra parte, en la variación mensual de clorofila "a" se observó que tiene dos puntos máximos uno en el mes de enero y el otro en junio (que corresponde con la máxima abundancia de fitoplancton), después del primer máximo se presenta una disminución importante hacia febrero, mientras que en el segundo también inmediatamente hay una disminución importante pero aquí la tendencia continúa disminuyendo paulatinamente hasta septiembre (figura 37) de acuerdo a la abundancia.

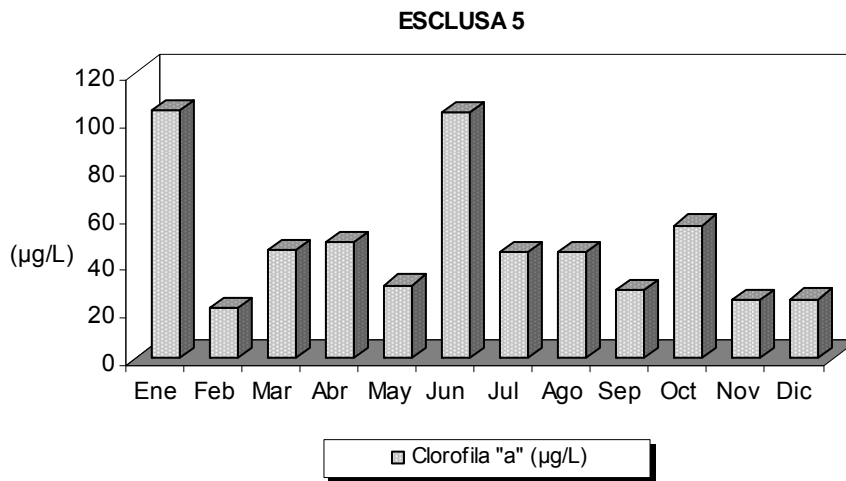


FIGURA 37. Variación temporal de clorofila "a"



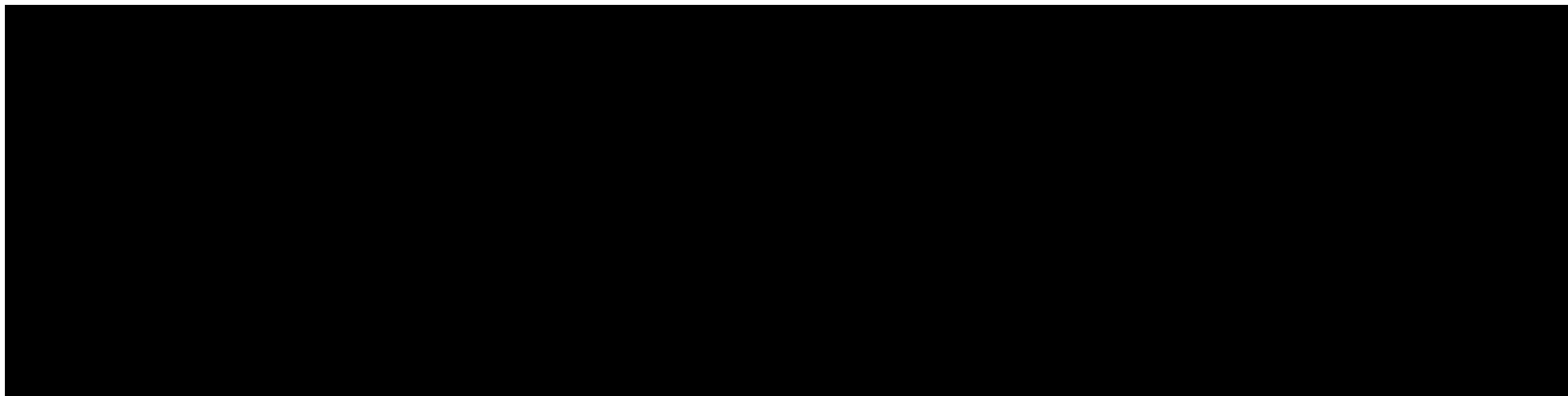
Tabla 12. Clasificación de las especies de fitoplancton de la esclusa 5

Division	Clase	Genero	Especie
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema</i> sp.
		<i>Navicula</i>	<i>Navicula</i> sp.
Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Closteriopsis</i>	<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M.Smith) H. Belcher et Swale 1962
		<i>Coleastrum</i>	<i>Coleastrum microporum</i> Nägeal in A. Braun 1855
		<i>Crucigenia</i>	<i>Crucigenia quadrata</i> C. Morren 1830
		<i>Golenkinia</i>	<i>Golenkinia</i> sp. Chodat 1894
		<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M. Smith) Komárkova-Legnerová 1969
		<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini, Linnaea 1840
		<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus aculeolatus</i> Reinsch 1877
			<i>Scenedesmus circumfusus</i> Hortobágyi 1960
			<i>Scenedesmus opoliensis</i> var. <i>Mononensis</i> Chodat 1926
<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg 1888		
Cyanophyta	Cyanophyceae	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn, Forschungsber 1895
		<i>Anabaenopsis</i>	<i>Anabaenopsis elenkinii</i> V.V.Miller 1923
		<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus varius</i> (Braun) 1876
			<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützinger) Nägeli 1849
		<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Nägeli 1849
		<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützinger 1846
			<i>Microcystis incerta</i> Lemmerman 1903
<i>Spirulina</i>	<i>Spirulina geitleri</i> G. De Tony, Noter 1936		
Euglenophyta	Euglenophyceae	<i>Euglena</i>	<i>Euglena</i> sp. Ehrenberg 1830





**Tabla 13. Clasificación de las especies de zooplancton de la esclusa 5.**

A large black rectangular area covering the entire content of the table, indicating that the data has been redacted.

**Tabla 14. Comparación de las medias anuales de los parámetros físico y químicos, nutrientes y clorofila "a" de los dos sistemas**

Parámetros	Media anual esclusa 1	Media anual esclusa 5
Temperatura H <sub>2</sub> O (°C)	20.4	20.3
Profundidad (m)	1.18	1.04
Transparencia (cm)	7.4	5.5
Oxígeno disuelto (mg/L)	13.7	7.1
Alcalinidad total (mg/L)	106.6	203.9
Dureza total (mg/L)	276.4	302.5
pH	9.7	9.8
Conductividad (μ S/cm)	1920.4	3776
Nitratos (mg/L)	0.551	0.192
Nitritos (mg/L)	0.0195	0.009
Amonio (mg/L)	0.363	0.528
Ortofosfatos (mg/L)	0.179	0.288
Fósforo total (mg/L)	0.538	0.694
Silicatos (mg/L)	15.39	23.9
Sulfatos (mg/L)	84.8	108.1
Clorofila "a" (μg/L)	79.9	47.9

Al realizar la prueba *t* para comparar las dos poblaciones de fitoplancton se tiene que existen diferencias significativas entre las dos esclusas ( $t = 0.0008992$ ) provocada principalmente por la gran cantidad de *S. geitleri* durante todo el año en la esclusa 5.

**Tabla 15. Comparación mensual del total de organismos fitoplanctónicos registrados en los dos sistemas**

Mes	Org/mLesclusa 1	Org/mL Esclusa 5
Enero	28954	45427
Febrero	26208	33696
Marzo	47674	34944
Abril	51418	45677
Mayo	22464	39686
Junio	21216	58906
Julio	13229	46675
Agosto	13728	47424
Septiembre	12230	47174
Octubre	8986	41434
Noviembre	21715	34944
Diciembre	23712	29203



En cuanto a la comparación de las poblaciones de zooplancton no se encontraron diferencias significativas ( $t = 0.5069$ ) entre las dos esclusas.

**Tabla 16. Comparación mensual del total de organismos zooplanctónicos registrados en los dos sistemas**

Mes	Org/mL esclusa 1	Org/mL Esclusa 5
Enero	393	349
Febrero	328	880
Marzo	282	272
Abril	403	820
Mayo	1590	270
Junio	221	88
Julio	835	215
Agosto	559	454
Septiembre	739	456
Octubre	2036	201
Noviembre	1991	1218
Diciembre	425	2401



## ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se aplicó el Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual es un método del análisis multivariado debido a que existe una alta correlación entre las variables, para poder identificar los elementos más representativos que determinan el comportamiento de los dos sistemas.

El ACP aplicado para ambas esclusas mostró que son siete los componentes que determinan el comportamiento de los sistemas debido a que su Eigenvalor es mayor a uno y en conjunto registran el 76.738% de la variabilidad dentro de los datos originales (tabla 17).

**Tabla 17. Porcentaje acumulado para cada componente en las dos esclusas.**

Número de componente	Eigenvalor	Porcentaje de Varianza	Porcentaje acumulado
1	5.6473	24.55	24.55
2	2.8953	12.58	37.14
3	2.5503	11.08	48.23
4	2.3376	10.16	58.39
5	1.8468	8.03	66.42
6	1.3135	5.71	72.13
7	1.0585	4.6	76.73
8	0.9161	3.98	80.72
9	0.8651	3.76	84.48
10	0.7154	3.11	87.59

En la figura 37 se representa de manera gráfica el número de componentes con base en el eigenvalor mayor a 1 y solo siete de ellos determinan de manera significativa el comportamiento del sistema, también se observa que el componente uno y dos son los que registran un mayor eigenvalor de 5.6473 y 2.8953 respectivamente y que cuyo porcentaje acumulado es del 37.14%, lo que representa el 48.4% si se considera el 76.73 como el 100%.



Número de componentes

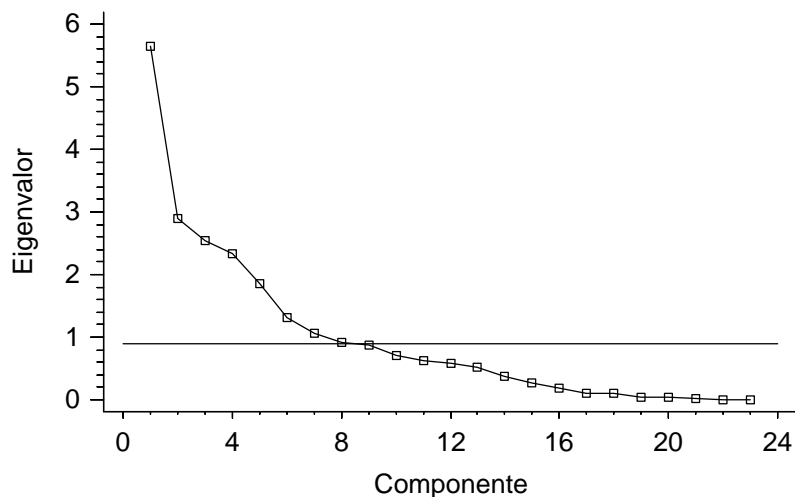


Figura 37. Análisis de los componentes Principales para los dos sistemas

En la tabla 18 se muestran los 7 componentes y el peso que obtuvo cada variable dentro de cada uno de estos, en color rojo se marcan las variables con mayor peso.

Tabla 18. Peso de las variables dentro de los componentes en los dos sistemas

	Componentes						
	1	2	3	4	5	6	7
Alcalinidad	0.33068	-0.11761	-0.01118	-0.11566	-0.00745	0.06785	0.06595
Amonio	0.01497	0.26587	0.37882	-0.11584	-0.18475	0.25955	-0.07217
Clorofila "a"	-0.13846	0.28856	0.28601	0.04568	-0.13551	0.26523	0.10571
Conductividad	0.35453	-0.06458	0.11421	-0.10695	0.05312	-0.02746	-0.05561
Dureza Total	-0.00620	0.31410	0.17399	-0.33151	-0.34714	-0.16988	0.16515
Esclusa	0.35230	-0.11173	0.16201	-0.17112	0.04857	-0.02434	-0.02701
Fitoplancton	0.33561	0.08558	0.14885	0.08896	0.10299	-0.07595	-0.27181
Fósforo Total	0.21911	0.02469	-0.17588	0.23749	-0.34890	-0.06589	-0.15799
Nitratos	-0.20217	-0.23278	0.16259	0.17122	-0.12668	0.00900	-0.51206
Nitritos	-0.17708	0.05239	-0.28323	-0.33883	0.23312	-0.10894	-0.12949
Oxígeno Disuelto	-0.21824	-0.14256	0.06944	0.43736	-0.12808	0.02021	0.02799
Ortofosfatos	0.22458	-0.10139	-0.29037	0.17120	-0.34703	0.02497	-0.07473
pH	0.15115	0.12471	-0.09028	0.25396	0.07601	-0.49232	0.14018
P O R	-0.07549	-0.20459	0.37351	0.24208	0.08023	-0.03140	0.29379
Profundidad	-0.18031	-0.00489	0.22262	0.26251	0.05686	-0.25891	0.18122
Sol. Dis. Tot	0.20671	-0.09645	0.25971	-0.02289	0.21691	-0.41187	0.12841
Silicatos	0.10723	-0.43612	-0.02200	-0.00361	0.02215	0.35883	0.23703
Sólidos Totales	0.25212	-0.07727	0.28845	0.04093	-0.01853	0.23941	0.04941
Sulfatos	0.00649	-0.24792	0.29139	-0.11000	0.18599	-0.02947	-0.41092
Temp. Agua	0.06096	0.37345	0.02775	0.15042	0.42406	0.22768	0.05211
Temp. Ambiente	0.09777	0.21235	-0.18071	0.30640	0.41621	0.24081	-0.14226
Transparencia	0.26991	-0.05628	0.12457	-0.15180	0.09614	-0.13957	-0.27664
Zooplancton	-0.15945	-0.33059	-0.11676	-0.21346	0.14812	0.08985	0.28580



Al graficar el componente uno contra el componente dos, se obtiene que en el cuadrante uno se agrupa al fitoplancton con variables como el fósforo total, la temperatura del agua y el pH en relación con la temporada de secas y lluvias, pero con mayor peso de la esclusa 5, la clorofila "a" en el segundo cuadrante se agrupa con la dureza total y el amonio y la temporada de lluvias pero con mayor peso de la esclusa 1, en el tercer cuadrante el zooplancton está en relación con los elementos de oxidación como son los nitratos y el oxígeno disuelto pero asociados a la temporada fría y en el cuarto cuadrante se relacionan los elementos del factor edáfico como son los sólidos totales y disueltos, la alcalinidad y la conductividad en relación con la época de lluvias (figura 38).

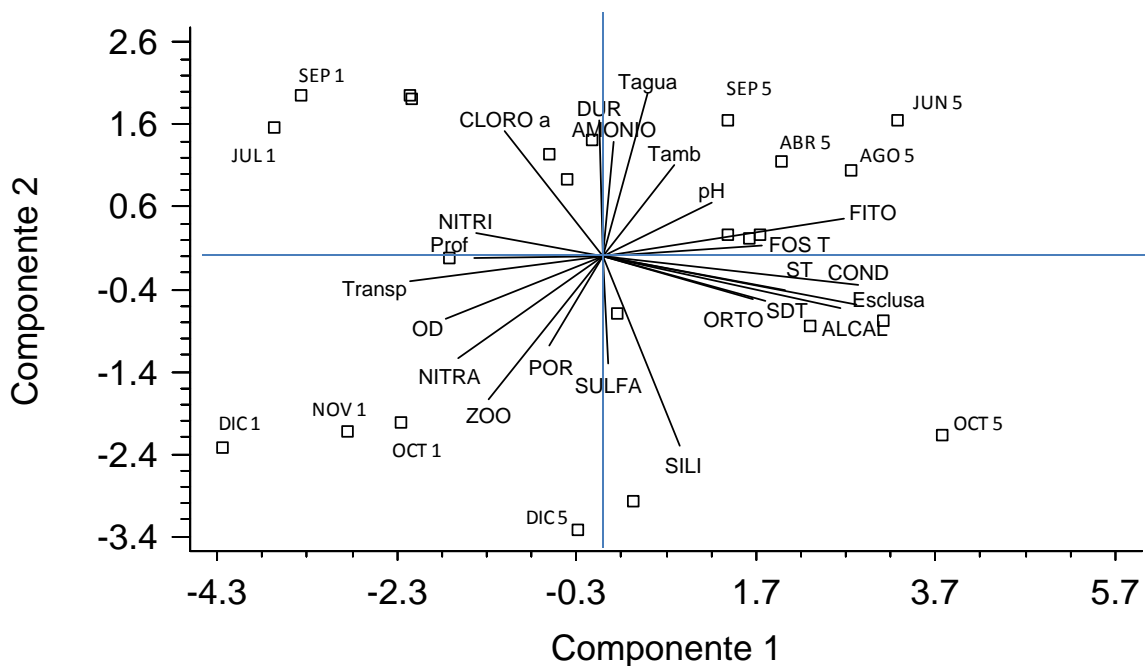


Figura 38. Componente 1 contra componente 2

El análisis de agrupamiento realizado con los datos de las variables ambientales y biológicas de manera temporal en las dos esclusas asoció dos grupos principales, en donde el comportamiento de los sistemas es similar, y muestra que la esclusa 1 durante la época de secas tiene un comportamiento similar al que presenta la esclusa 5 durante la época de lluvias, y en la época de lluvias la esclusa 1 tiene un comportamiento similar al de la 5 durante la época fría y seca del año (figura 39).

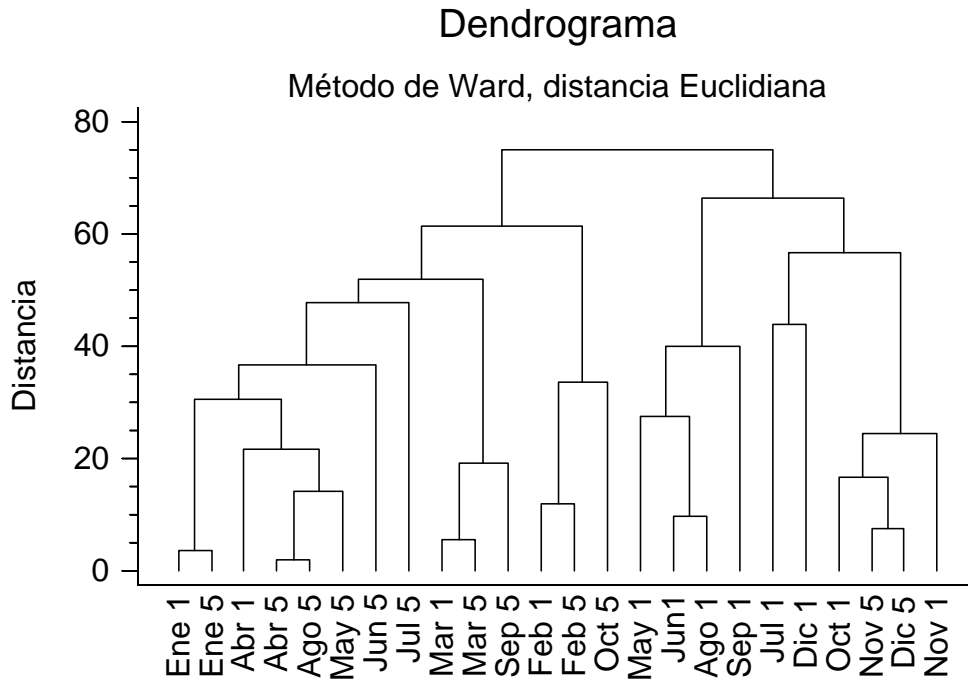


Figura 39. Dendrograma de asociación temporal de las variables biológicas y ambientales utilizando el método de Ward para los dos sistemas



## DISCUSIÓN

### FÍSICOS Y QUÍMICOS

Para comprender los factores que inciden en el ambiente acuático se hace necesario definir las escalas temporales y espaciales que éstos abarcan, ya que estos factores, aunque relacionados, operan independientemente, lo que complica su entendimiento. Las características hidrológicas como los regímenes de lluvias y la variación de flujos o épocas de estiaje, difieren de un lugar a otro, lo cual está acompañado de diferencias en la fauna y flora asociada a estos sistemas (Lewis, 1996, Wetzel, 2001).

La esclusa 1 como la 5 del lago artificial de la Alameda Oriente comparten características típicas de los lagos urbanos, como son una superficie menor a 2.6 km<sup>2</sup> y 6 m o menos de profundidad y el origen de agua (residual) que contienen (Schueler y Simpson, 2003). Son ambientes acuáticos muy importantes para las grandes ciudades, debido a que representan lugares significativos de recreación para sus habitantes, ya que en la actualidad son los cuerpos de agua que un mayor número de personas visita, conoce y utiliza (Schueler y Simpson, 2003), gracias a que la mayoría son de tamaño reducido, en ellos se pueden hacer estudios a escala sobre la dinámica de otros cuerpos de agua de mayor tamaño (Labounty, 1995).

Uno de los factores importantes para realizar un estudio limnológico es la temperatura del agua ya que afecta directamente los procesos anabólicos y catabólicos en los lagos y las variaciones están relacionadas con la presencia y/o ausencia de gases fundamentales para los organismos. Es el factor con mayor influencia en los lagos y puede determinar la densidad, viscosidad y movimiento del agua; así mismo, representa un aspecto fundamental en la distribución y reproducción de los organismos, debido a que el agua presenta ciertas propiedades térmicas que tienen un efecto sobre su homeostasis (Lewis, 2000).

Con relación a la temperatura, este tipo de lagos someros son típicamente polimícticos, debido a que la acción del viento provoca la mezcla de la columna de agua, alterando su estabilidad e impidiendo la limitación de nutrientes (Scheffer, 1998). Y como reportan Verver y Vargas (2005) el Lago Tezozomoc presenta pequeñas variaciones de temperatura y periodos repetidos de circulación entre lapsos cortos de calentamiento y una estratificación térmica débil, lo que lo convierte en un lago polimíctico.

Cushing (1982) y McNaughton (1983) refieren que la variabilidad del clima modifica la estructura y función de los ecosistemas y sus interacciones con la atmósfera y el tiempo, es claro que no existió una diferencia en las condiciones climáticas que afectaron a una y otra esclusa, por lo que la entrada de agua proveniente de la planta tratadora de aguas residuales de San Juan de Aragón que abastece a todo el sistema, y que se vierte directamente a la esclusa 1 así





como en la esclusa 4, no provoca que existan diferencias significativas de temperatura entre ambas esclusas, a pesar de que los meses en donde se registraron sus temperaturas máximas y mínimas no fueron los mismos, pero de manera general tuvieron el mismo comportamiento con sus temperaturas más altas durante la época de secas y las más bajas después de la época de lluvias. Esto indica que en cuanto a la temperatura todas las esclusas que conforman el lago de la Alameda Oriente parece que se comportan como un solo sistema, y de acuerdo con Navarrete *et al.*, (2004) por el intervalo de temperatura registrado, el efecto del viento y las características que favorecen el proceso de mezclado, se podría clasificar a ambas esclusas como cuerpos de agua polimícticos templados.

La visibilidad del agua medida como la profundidad de visión del disco de Secchi está dada por la cantidad de luz que penetra a la columna de agua y que se ve afectada por la cantidad de materia orgánica muerta (detritus), materia orgánica viva (sentón), sólidos disueltos así como los inorgánicos (arcillas) (Dorantes y Zavala, 2003).

La visibilidad en el sistema que presentó una mayor visibilidad al disco de Secchi fue la esclusa 1, a pesar de que no existieron diferencias significativas en cuanto a la profundidad, 1.5 m máxima y 0.85 m mínima. Sin embargo, en ambas esclusas la visibilidad nunca fue mayor a los 13 cm. La menor visibilidad de la esclusa 5 que tuvo un promedio de 5 cm, es provocada principalmente por un desarrollo masivo de algas llamado “floraciones” (bloom), debido al proceso de concentración y enriquecimiento de nutrimentos que sufre el agua antes de llegar a la esclusa 5 y que favorece un mayor desarrollo de cianofitas que son la manifestación más frecuente del proceso de eutrofización y que le dan al agua un color verde o azul-verdoso característico. Además, la alta densidad de algas es desagradable y poco estética para las actividades recreativas (Vila *et al.*, 1986). De acuerdo con los valores de la transparencia, las esclusas se clasifican como de agua turbia (Navarrete *et al.* 2004). Estos valores difieren a los reportados para el lago Tezozomoc por Fernández (2006).

Fernández *et al.* (2006) reportan que la variación en la profundidad del lago Tezozomoc está dada por la variación de las lluvias y a la presencia de la época cálida que provoca una mayor evaporación de mayo a julio, además de la cantidad de agua bombeada por la planta de tratamiento “El Rosario” y de la que se toma para riego de las áreas verdes, principalmente durante la época de secas. Este comportamiento es similar al que se observó en las esclusas en el lago de la Alameda Oriente durante este estudio, lo que indica que muy posiblemente el factor más importante que influye en la profundidad del sistema es la extracción de agua para riego del parque, así como por la entrada de agua proveniente de la planta de tratamiento de agua, la cual es regulada por medio de la tubería de 15 cm de diámetro y en menor efecto por la época del año.



El oxígeno atmosférico presenta una solubilidad del 35%, ésta se ve afectada de manera no lineal por la temperatura, aumentando considerablemente al disminuir la temperatura del agua. Aunque la respiración vegetal y animal puede consumir enormes cantidades de oxígeno disuelto, el mayor consumo dentro de un lago es debido a la respiración bacteriana que descompone la materia orgánica (Quiroz 2008). El límite mínimo ecológicamente hablando depende del medio (dulceacuícola, salobre o marino), ya que en las aguas dulces deben de tener concentraciones de 3,5 mg/L a 5,0 mg/L (Thurston *et al.* 1979). Zutshi *et al.* (1980) menciona que la mayor concentración de oxígeno en la superficie del agua puede deberse al movimiento del agua en la superficie del sistema, generada por las condiciones climáticas o bien, a un aumento poblacional de organismos autótrofos en esta zona y Lerman *et al.*, (1995) menciona que los lagos poco profundos presentan una sedimentación de materia orgánica y una posterior descomposición de ésta que puede alcanzar tal intensidad, que el contenido de oxígeno disuelto sufre una disminución severa en el fondo del lago.

Oliva-Martínez *et al.* (2008) reportan que para el lago Tezozomoc, un lago urbano, somero e hipertrófico del D.F. existen dos periodos en donde varían las concentraciones promedio de oxígeno, el primero, de octubre del 2003 a abril del 2004 que corresponde al final de la época de lluvias y a la época fría y seca del año y el segundo de mayo a agosto del 2004 que son los meses cálidos y lluviosos, cuando se registraron concentraciones promedio de (10.1 mg/L) y (6.8 mg/L) respectivamente. Los valores reportados en las dos esclusas del lago urbano de la Alameda Oriente son superiores a los mencionados anteriormente, ya que la esclusa 1 registró una concentración promedio de (13.7mg/L) con excepción al que se obtuvo en el mes de mayo (0.635mg/L). De acuerdo con Gallardo y colaboradores (comunicación personal) en el 2010, estos registraron para ambas esclusas, una mayor concentración de oxígeno disuelto en la capa superficial y conforme incrementa la profundidad ésta va disminuyendo, indicando que se presenta una curva de tipo clinógrada, característica de los lagos muy productivos o eutróficos, también encontraron que las concentraciones de oxígeno son más elevadas en la esclusa 1 que en la 5. Estas diferencias son provocadas por un mayor aporte de materia orgánica, proveniente de la excesiva proliferación de algas (cianofitas) que bloquea el paso de la luz a niveles más profundos, donde el oxígeno disuelto es consumido en la respiración de los organismos y el dióxido de carbono tiende a incrementarse como producto final de la degradación (Hernández-Avilés *et al.*, 2002).

Gómez (2002) menciona que en el lago Coatetelco (sistema somero), las concentraciones de oxígeno muestran un comportamiento típico de un cuerpo de agua eutrófico, donde la concentración de oxígeno superficial se debe a la producción primaria que se realiza en la zona trofegénica así como la acción del viento y por el contrario, en la zona trofolítica la descomposición orgánica y la



respiración son los principales factores que contribuyen a la disminución del gas.

Wetzel (2001) y Margalef (1983) indican que el carbono de los sistemas acuáticos continentales se haya principalmente en forma de productos en equilibrio con el ácido carbónico y la alcalinidad es debida generalmente a la presencia de tres clases de iones: Bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos; asimismo, es posible encontrar otras clases de compuestos (boratos, silicatos, fosfatos, etc) que contribuye a la alcalinidad; sin embargo, en la practica la contribución de éstos en insignificante y puede ignorarse.

El comportamiento de los valores de alcalinidad registrados en la esclusa 1 presentan sus valores más elevados durante la época de secas y al presentarse las lluvias se registran los valores más bajos. Este comportamiento es provocado por el efecto de concentración y dilución que sufren los cuerpos de agua durante las diferentes épocas del año. Arrignon (1978) reporta que cuando las concentraciones varían de 100 a 150mg/L las aguas se consideran de media a altamente productivas; si se concidera el promedio anual de la concentracion de la alcalinidad (106.6mg/L) en la esclusa 1 se puede incluirlas dentro de ésta clasificación. De acuerdo al promedio de las concentraciones de la dureza total (276.4mg/L) el agua de la esclusa se clasifica como dura, alcalina debido a que los valores registrados de pH fluctuaron entre 9 y 10.35 , con valores más altos en la época de secas, y conforme llega la época de lluvias los valores disminuyen; cabe menciononar en el mes de septiembre se presenta un incremento significativo en la dureza total que llevo la concentracion hasta los 742.7mg/L. La dureza tiene un papel importante en la productividad, ya que a mayor alcalinidad, mayor disponibilidad de calcio y magnesio necesarios para la producción primaria (De la Lanza, 1994).

La alcalinidad promedio de la esclusa 5 fue mayor con una concentración de 203.9 mg/L, el doble de la concentracion de la esclusa 1, pero con un comportamiento temporal similar al de la esclusa 1, aunque el proceso de concentración y dilución es más notorio dedido a que los niveles más altos de alcalinidad coninciden con los registros más bajos de profundidad. Arredondo (1987) indica que concentraciones de 200 mg/L son consideradas óptimas para cultivos piscícolas.

En cuanto a la dureza total, la esclusa 5 se clasifica como agua muy dura tomando encuesta el promedio anual que fue de de 302.5 mg/L, con valor máximo de 714.7 mg/L y que coincide de manera temporal (septiembre) con la esclusa 1. El pH se registró entre los 9.5 a 10.5 por lo que de igual manera se consideran aguas alcalinas. De la Lanza (1994) menciona que las variaciones de pH pueden influir en el proceso de descomposición de la materia orgánica, liberación de amonio y en precipitación de fierro y magnesio. Como los valores de dureza total en los dos sistemas sobrepasan los valores de alcalinidad total, probablemente elementos como los sulfatos, cloruros, silicatos, nitratos o



boratos esten asociados a iones divalentes como calcio y magnesio más que a los carbonatos y bicarbonatos (Arredondo 1986).

Por otro lado, la conductividad es muy usada en el análisis de agua para obtener una estimación rápida del contenido de sólidos disueltos. La conductividad del agua depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la determinación. Por lo tanto, cualquier cambio en la cantidad de sustancias disueltas, en la movilidad de los iones disueltos en su valencia, implica un cambio en la conductividad (Romero-Rojas, 1999).

Fernández *et al.*, (2006) en su estudio en el lago Tezozomoc reportaron una elevada conductividad, con valores que oscilaron entre los 800 y 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , con valores mas altos durante la época de lluvias, lo que favoreció una elevada producción de la materia orgánica.

En lo que se refiere a la conductividad de las esclusas en el presente estudio, su comportamiento fue sumamente distinto; la esclusa 1 registró oscilaciones más amplias durante las primeras  $\frac{3}{4}$  partes del año, éstas fluctuaciones no parecieran estar relacionadas con la precipitación como reportan Fernández *et al.* (2006) para el lago Tezozomoc, por lo que la fluctuación en la concentración de las sales iónicas, probablemente sea producida por que el aporte de agua que entra al sistema no es constante.

Para la esclusa 5 la conductividad se mantuvo más o menos constante y al terminar la época de secas se nota una ligera tendencia a disminuir las concentraciones de las sales iónicas; sin embargo, sus concentraciones se encontraron en intervalos más altos (3226 a 4000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) la poca variabilidad en la concentración de sales iónicas a diferencia de la esclusa 1 se debe seguramente a que esta no recibe un aporte directo de agua, sufre un proceso de estabilización que mantiene los valores más o menos constantes, y a pesar de ser altos de acuerdo con Arredondo (1986) cae dentro de los rangos esperados en los cuerpos de agua dulce de nuestro país.

## NUTRIMENTOS

Los nutrientes son sales inorgánicas cuya presencia está en función de los aportes alóctonos y autóctonos y en segundo lugar de la velocidad e intensidad del reciclamiento en el cuerpo acuático (Contreras, 1994). Los principales compuestos denominados comúnmente como nutrientes son: el amonio, los nitratos, los nitritos ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ); las principales fuentes de fósforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ), los silicatos ( $\text{Si}(\text{OH})_4$ ) y los sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) que se encuentran en forma disuelta o particulada. La distribución de los nutrientes es controlada por diferentes factores, destacándose la estratificación térmica como la más importante (Esteves, 1988).



Los nutrimentos, según su concentración, pueden llegar a aumentar la densidad de la comunidad fitoplanctónica a tal punto que reduzcan progresivamente la luz disponible y consecuentemente la profundidad de la zona fótica. Inmediatamente se alcanza un punto en el cual la propia sombra inhibe cualquier incremento de la productividad (Wetzel, 2001). Es por esto que contrariamente a lo que sería de esperar, un exceso de fertilidad no se acompaña de un aumento en la bioproductividad general, sino que por el contrario, suele repercutir en una notable reducción en la producción de las demás comunidades bióticas, incluyendo a los peces (Cabrera y Montecino, 1982).

Según las concentraciones de nitratos, la esclusa 1 no muestra una relación en la concentración de nitratos con las épocas de secas y lluvias, debido a que se observan incrementos de concentración en ambos periodos; sin embargo, a partir del mes de octubre incrementa de manera muy importante su concentración y llega hasta su punto máximo en diciembre. En la esclusa 5 las concentraciones de nitratos tienden a disminuir mientras transcurre la época de secas y claramente se mantienen sus valores bajos durante la época de lluvias; aunque también presenta el mismo comportamiento que la esclusa 1 hacia el fin de año, donde las concentraciones se elevan considerablemente en los meses de octubre y noviembre, con la diferencia que en diciembre se presenta una disminución igualmente considerable. Probablemente estas diferencias estén relacionadas con la entrada directa de agua a la esclusa 1 o con el incremento en la abundancia de fitoplancton, el cual disminuye considerablemente en el mismo período.

En cuanto a los nitritos, los dos sistemas presentaron un comportamiento similar, ya que ambas registran durante la época de secas concentraciones que van aumentando mes a mes, y con la llegada de la época de lluvias alcanzan su máximo en mayo, aunque las concentraciones fueron mucho más altas en la esclusa 1, posteriormente las concentraciones disminuyen conforme pasa la época de lluvias y en el caso de la esclusa 5 sus valores se mantienen más o menos constantes y la esclusa 1 registra un nuevo aumento aunque no tan significativo como el del mes de mayo.

El amonio es la otra forma preferida para la asimilación de nitrógeno por parte del fitoplancton y es el compuesto que aparece primero en los procesos de metabolismo y descomposición de los organismos, por lo que es considerado como un índice de la actividad biológica y contaminación (Contreras, 1994).

La fluctuación de las concentraciones de amonio en la esclusa 1 durante la mayor parte del año, se mantuvieron en un intervalo que no sobre paso (excepto el mes julio) a las reportadas por Oliva-Martínez *et al.*, (2008) en el lago Tezozomoc, ni las reportadas para el Lago Viejo de Chapultepec por Alcocer *et al.*, (1988), los cuales comparten características similares al lago de la Alameda Oriente. Para la esclusa 5 a pesar de que las fluctuaciones en la concentración de



amonio fueron más amplias, los valores máximos no superaron a los de la 1. En ninguna de las dos esclusas parece haber una relación entre el amonio y la época del año.

El fósforo es un nutrimento esencial que se encuentra casi en su totalidad en forma disuelta. El fósforo es el principal responsable del proceso de eutroficación en los sistemas acuáticos, debido a que su presencia en grandes cantidades favorece el florecimiento de fitoplancton y la subsecuente formación de materia orgánica en considerable cantidad, que para su descomposición requerirá de grandes cantidades de oxígeno. En conclusión, la cantidad de materia orgánica que puede formarse en la zona fotosintética está en relación directa con la concentración de fosfatos en el agua (Contreras, 1994).

Los lagos urbanos, presentan características particulares, dependiendo de la calidad del agua con la cual es llenado. En México la carencia y problemática de este recurso, ha propiciado que los lagos urbanos sean llenados con agua tratada y por lo mismo, propician condiciones ecológicas especiales que permitan el desarrollo de algunas especies. En los lagos urbanos se encuentran elementos naturales e inducidos que permitan el surgimiento de hábitats en medio de la ciudad, para las especies que se logren adaptar, sean acuáticas, terrestres, migratorias o residentes (Fernández, 2006).

En aguas con grandes cantidades de materia orgánica en degradación las algas crecen profusamente. Inclusive con pocos fosfatos presentes, los microorganismos metabolizan las moléculas orgánicas y aportan grandes cantidades de CO<sub>2</sub>. Esto desplaza la actividad fotosintética de las algas, cuyo crecimiento provee de oxígeno a los microorganismos (Contreras, 1994).

Alcocer *et al.* (1988), reportan grandes cantidades de fósforo en el Lago Viejo de Chapultepec, provocados por la entrada directa al sistema del agua proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec y de pequeñas descargas de agua cruda (aguas negras sin tratar) de los locales comerciales localizados en la periferia, ambas con grandes cantidades de nutrientes (N) y (P) que favorecen la eutroficación del sistema.

Del mismo modo los ortofosfatos y el fósforo total en la esclusa 5 tienen un comportamiento temporal similar, lo que se refleja claramente en una mayor cantidad de algas (cianofitas) en su superficie, característica de lagos urbanos, con grandes problemas de eutroficación por la gran cantidad de nutrimentos que reciben, en este caso provenientes de la planta tratadora de aguas de San Juan de Aragón. El índice de Carlson (1977) corrobora lo anterior ya que la esclusa 5 se clasifica como un sistema hipereutrífico.

Con excepción del oxígeno, el silicio es el elemento más abundante en la corteza terrestre. La mayor parte de la sílice disuelta en aguas proviene de la descomposición química de los silicatos en los procesos de metamorfismo o



meteorización (Romero, 1999). Su disponibilidad depende de la concentración de oxígeno en el agua, la temperatura y la concentración de otros nutrientes que afectan el ciclo de sílice. El silicio es utilizado por las diatomeas para la construcción de las frústulas (Wheaton, 1982).

Con respecto a los silicatos registrados en ambas esclusas, estos se encuentran dentro de los intervalos reportados en aguas continentales. En la mayoría de las aguas naturales la concentración de sílice varía entre 1 y 30 mg/L y suele ser menor de 100 mg/L y en casos raros mayor de 100 mg/L, principalmente cuando existen valores muy altos de pH, ya que esto incrementa la solubilidad de los mismos. En aguas residuales son comunes los valores del orden de 15 mg/L (Romero, 1999).

De acuerdo con Wetzel, (2001) el contenido de sílice en las aguas naturales es menos variable que en el caso de otros compuestos inorgánicos. Sin embargo, los silicatos en ambas esclusas no se comportaron de esta manera, durante todo el año sus concentraciones variaron de mes a mes, con sus valores más altos a principio y final del año. La esclusa 5 fue la que registró un promedio mayor en la concentración de silicatos.

Todos los organismos vivientes utilizan el azufre en forma de sulfatos, tanto minerales como orgánicos. Las fuentes de los compuestos de azufre son las rocas y los suelos y son transportados por la atmósfera a través de la precipitación y la depositación (Contreras, 1994). El ion sulfato es uno de los aniones más comunes en las aguas naturales; se encuentra en concentraciones que varían desde unos pocos hasta varios miles de mg/L (Romero, 1999). Algunos lagos muestran variaciones dependiendo de la estación y en concentración de sulfatos en relación inversa a las concentraciones de bicarbonatos (Wheaton, 1982).

Se considera que el intervalo normal en la concentración de sulfatos en las aguas naturales es de 5 a 30 mg/L, la esclusa 1 presenta altas concentraciones y fluctuaciones de manera temporal. Al registrar concentraciones de van de los 13.8 a 142.4 mg/L a partir del mes de abril, que registró una concentración de 137.7 mg/L la concentración disminuye notablemente, y al terminar la época de lluvias las concentraciones vuelven a aumentar hasta alcanzar el punto máximo.

De manera temporal la esclusa 5 tiene un comportamiento ligeramente distinto, debido a que con la llegada de la época de lluvias las concentraciones aumentan ligeramente y antes de que esta termine se presenta la caída drástica de la concentración de sulfatos, pero de igual manera que en la esclusa 1 los valores máximos se presentan en la época fría y seca del año. Del mismo modo que para los otros nutrientes la concentración fue mayor en la esclusa 5.

Giordano *et al.*, (2000) reporta una disminución en la riqueza de especies de fitoplancton al disminuir la concentración de sulfatos, probablemente debido a



que la deficiencia de este compuesto reduce el crecimiento y fotosíntesis de las algas.

El rápido y continuo aporte de nutrimentos hacia los cuerpos de agua, ha provocado que muchos de ellos presenten una eutrofia extrema, denominada hipertrofia (Alvarez-Cobelas y Jacobsen, 1992) debido a las elevadas concentraciones de nutrimentos, así como de clorofila "a". En México los lagos urbanos son ejemplo muy claro de este problema (Alcocer *et al.*, 1988; Quiroz *et al.*, 2004; Quiroz *et al.*, 2006). El lago artificial de la Alameda Oriente no está exento de este problema y los registros de los parámetros físico-químicos obtenidos durante el estudio indican que las esclusas tienen serios problemas de eutroficación.

## FITOPLANCTON

El término fitoplancton se asigna a un grupo de microorganismos en su mayoría fotoautótrofos, que desarrollan parcial o totalmente sus ciclos de vida en aguas abiertas de la zona pelágica de mares, lagos, lagunas y ríos (Reynolds, 1997). Es el principal indicador de la productividad de estos ecosistemas, el principal productor de oxígeno, el primer eslabón de la cadena trófica y al ocupar diferentes nichos ecológicos es una fuente disponible de alimento para otros niveles tróficos. El fitoplancton es sensible a cambios en las condiciones tróficas provocadas por factores antropogénicos, que modifican su abundancia, composición y distribución, lo que lo convierte en un indicador de la calidad del agua, por su corto ciclo de vida y su rápida respuesta a los cambios del medio ambiente, ya que algunas especies son muy sensibles a ciertos desechos químicos (Quiroz *et al.*, 2004).

Para que el fitoplancton tenga un buen desarrollo depende de factores físicos y químicos, siendo los más importantes la luz, temperatura y la cantidad de nutrimentos, así como la relación entre la acidez y la alcalinidad y gases disueltos como el oxígeno y bióxido de carbono (Cifuentes-Lemus *et al.*, 1997).

La diversidad de especies de fitoplancton registradas en cada una de las esclusas fue similar, con 26 especies para la esclusa 1 y 21 para la esclusa 5. La proporción de las divisiones registradas fue completamente diferente entre ambas esclusas, a pesar de que las condiciones medio ambientales que influyeron en el comportamiento de los sistemas fueron las mismas.

El grupo que registró una mayor abundancia porcentual a lo largo del estudio en la esclusa 1 fue el de las clorofitas con un total de 13 especies, seguida del grupo de las cianofitas con 10 especies y finalmente las bacilarofitas con solo 3 especies. Una proporción similar reporta Oliva-Martínez (2008) en el lago Tezozomoc, donde estudió la composición y dinámica temporal del fitoplancton.





De acuerdo con Margalef (1976) las clorofitas se desarrollan con facilidad en aguas eutróficas y con una relación N:P alta, además de ser células cosmopolitas y oportunistas que soportan grandes variaciones en el ambiente.

Las cianofitas o comúnmente llamadas algas verde-azules, constituyen un grupo de microorganismos fotosintéticos con características morfológicas y fisiológicas capaces de responder a cambios ambientales extremos de intensidad luminosa, salinidad y pH (Servrin-Reyssac y Pletikovic, 1990; Loreto *et al.*, 2004). Hoy en día se desarrollan especialmente cuando las condiciones ambientales se desvían notablemente de las relaciones habituales. Comúnmente están asociadas a la eutrofización de los lagos y pueden tener un profundo efecto en la estructura comunitaria del plancton, ya que todo cambio en la relación y entre nitrógeno y fósforo acaba manifestándose en un avance o en un retroceso en el desarrollo de las cianofíceas, estas se multiplican especialmente en situaciones marginales o cambiantes y cuando las condiciones se hacen más normales o generalizadas quedan fácilmente eliminadas por la competencia de otros organismos. Por otra parte inhiben a otras algas que sirven de alimento al zooplancton y producen sombra en caso de desarrollo masivo, lo que repercute de manera esencial en aquellas algas que tienen elevado cociente respiración/fotosíntesis (Margalef, 1983; Gonzáles de Infante, 1988). Fue el segundo grupo más abundante, cuya proliferación es uno de los síntomas de avance de la eutrofización (Kalfy y Knoechel, 1978, Vila *et al.*, 1986).

Las bacilarofitas son consideradas como cosmopolitas capaces de soportar la contaminación generada por materia orgánica y están asociadas a sistemas someros con amplios intervalos en las condiciones ambientales (Quiroz *et al.*, 2006).

Aún no se han establecido patrones claros de sucesión temporal del fitoplancton en los lagos someros. Se han sugerido cuatro tipos de sucesión estacional para ambientes hipertroficados someros: I) con la dominancia de las cianobacterias durante todo el año; II) con periodos cortos en los que dominan las diatomeas (otoño-invierno y principios de primavera), con la dominancia de cianobacterias el resto del año y en algunos casos, con picos cortos de clorococales; III) donde las cianobacterias dominan al fin de la primavera y verano, dominando las clorococales mezcladas con diatomeas y criptofíceas el resto del año; IV) dominancia de poblaciones de flagelados como las volvocales y criptofíceas además de las clorococales (Álvarez-Cobelas y Jacobsen, 1992).

La sucesión temporal del fitoplancton registrado en la esclusa 1 parece coincidir con el tipo III, ya que el periodo de enero a mayo (secas) la división de las Chlorophyta son el grupo dominante, ya que conformaron el 80% de la comunidad fitoplanctónica; del 20 % restante casi la totalidad se debió a las Cyanophyta y solo una pequeña fracción estuvo representada por las Bacillariophyta. A partir del mes de junio (época de lluvias) la composición empieza a cambiar, las clorofitas dejan de ser el grupo predominante y dan su lugar a las cianofitas que ahora conforman más del 70 % de la comunidad fitoplanctónica. Las clorofitas pasan al segundo lugar seguidas por las



bacilarofitas, este comportamiento sigue hasta el mes de octubre donde las cianofitas y bacilarofitas llegan a su máximo y el grupo clorofita no tuvo ningún registro. Al presentarse nuevamente la época seca y fría del año es claro que las clorofitas comienzan a ser el grupo dominante. Estos cambios en proporción del fitoplancton parecen estar relacionadas principalmente con la disponibilidad de los nutrientes, en especial del fósforo, que en este caso parece favorecer el desarrollo de las clorofitas. Estos datos contrastan con trabajos realizados en cuerpos de agua temporales como el de Ponce (1983) que reporta una asociación de las clorofitas con el época de lluvias, por la disminución de la concentración de sustancia disueltas, y a las cianofitas a la época de secas, por la consiguiente concentración de las sustancias disueltas, un estado eutrófico.

Las especies más representativas del grupo de las clorofitas fueron *Scenedesmus opoliensis* y *S. aculeolatus*, debido a que se registraron durante gran parte del año y con altas densidades. Mientras que *Tetrastrum triangulare* solo se observó en el mes de noviembre. Estos dos géneros son característicos de sistemas con buena productividad (Margalef, 1983). Las cianofitas *Anabaenopsis elenkinii* y *Microsystis incerta* fueron las especies más representativas de este grupo, ya que ambas se observaron durante todo el año, la especie menos observada fue *Chroococcus minutus* que solo se observó en el mes de julio. *Navicula sp.* y *Fragilaria sp.*, fueron las especies de mayor y menor frecuencia de aparición dentro del grupo de las bacilarofitas respectivamente.

Otra manera de analizar la variación temporal del fitoplancton, es hacer una jerarquización de las especies construyendo el diagrama de Olmstead-Tuckey (Sokal y Rohlf, 1981), para determinar las especies dominantes (alta frecuencia y alta abundancia), temporales (baja frecuencia y alta abundancia), constantes (alta frecuencia y baja abundancia) y raras (baja frecuencia y abundancia) durante el periodo de estudio (García de León, 1988).

De esta manera para la esclusa 1 especies como *Anabaenopsis elenkinii* y *Microsystis incerta* del grupo de las cianofitas son las especies con mayor abundancia y frecuencia del 100%, es decir se observaron durante todo el año, incluso en los meses en los que las clorofitas fueron más abundantes. *Microsystis aeruginosa* es otra cianofita que se considera dominante. Reynolds *et al.*, (2002) reporta que especies del género *Microsystis* se consideran indicadores de la presencia de capas de agua mezcladas y poco profunda. Las dos especies de clorofitas que se consideran abundantes son *Scenedesmus opoliensis* y *S. aculeolatus*, las cuales tuvieron la mayor abundancia de todas las especies de fitoplancton; sin embargo, no estuvieron presentes durante todo el año. *Navicula sp.* la única representante del grupo bacilarofita también se considera dominante. Las únicas especies que se consideran constantes son *Pediastrum boryanum* y *Tetraedron minimum*, clorofitas con una frecuencia de aparición del 50% pero con baja abundancia. Las especies ocasionales son seis en total y cuatro de ellas son clorofitas y dos cianofitas. En proporción la mayoría de las



especies se clasifican como raras, especies que solo aparecieron esporádicamente y con abundancia mínima (1 organismo).

La diversidad de especies se puede definir como el número de especies en una unidad de área, tiene dos componentes principales la riqueza (número de especies) y la equitatividad o uniformidad (número de individuos de una sola especie) (Smith, 2001). En los sistemas eutróficos el fitoplancton, muestra una diversidad baja y que de acuerdo con sus resultados los valores del índice de Shannon-Winner ( $H'$ ) oscilan entre 0.03 y 1.3 (Flores, 1994). Los índices obtenidos en la esclusa 1 se encuentran dentro de este intervalo, por lo que se afirma que la diversidad de especies fitoplanctónicas de la esclusa 1 es baja, característico de este tipo de sistemas.

En la esclusa 5 la composición porcentual del fitoplancton estuvo compuesta por especies de cuatro diferentes divisiones: las cianofitas con 8 especies, que conformaron más del 90% del fitoplancton, las clorofitas con una mayor diversidad que las cianofitas, pero solo representaron un poco más del 6% y el 1% restante entre las bacilarofitas con 2 especies y solo una especie representativa de las euglenofitas. Esta división se encuentra con mayor frecuencia en aguas poco profundas y con una alta concentración de materia orgánica (Wetzel, 2001).

La sucesión temporal del fitoplancton de la esclusa 5 encaja perfectamente con el tipo I) de las sucesiones temporales establecidas para lagos someros hipereutróficos, donde la dominancia de las cianofitas se presenta durante todo el año. Las clorofitas registran sus niveles más altos en la época de secas del mismo modo que en la esclusa 1; sin embargo, nunca llegan a conformar más del 20% y en los meses de julio agosto y septiembre casi desaparecen, vuelve a incrementarse en época fría y seca el año, donde además registran su mayor diversidad. Las bacilarofitas solo se registraron durante la época de secas y finalmente las euglenofitas solo se registraron en el primer mes del estudio.

Son varios los trabajos realizados en sistemas eutróficos someros, y muchos de ellos reportan la dominancia de las cianofitas, como los de Alcocer (1988), Fernández (2006), Oliva-Martínez (2008), Quiroz (2006), ya sea durante todo el año o en algún periodo de éste, generalmente en la época de secas; sin embargo, reportan diferentes especies de *Microcystis*, por lo que es importante resaltar la dominancia de *Spirulina geitleri* en este sistema, la cual no ha sido reportada en estos trabajos.

Las especies de cianofitas registradas en la esclusa 5 más representativas fueron 3: *Anabaenopsis elenkinii*, *Microcystis incerta* y *Spirulina geitleri*, las 3 presentes durante todo el año y con gran abundancia, la de menor frecuencia fue *Merismopedia glauca* que solo se observó en el mes de octubre. La especie con mayor frecuencia de aparición dentro de las clorofitas fue *Scenedesmus aculeolatus* la cual estuvo presente durante todo el año, las otras 9 especies en su



mayoría se registraron a finales del año. *Euglena sp.* fue la única especie de euglenofitas que se registro y únicamente en el mes de enero. De las dos especies pertenecientes a la división de las bacilarofitas la que tuvo mayor frecuencia de aparición fue *Navicula sp.*, la cual se encontró en los cuatro primeros meses del año, mientras que *Gomphonema sp.* solo se registró en el mes de octubre.

Las especies que se consideran dominantes son, *Spirulina geitleri*, *Microcystis incerta*, *Anabaenopsis elenkinii*, *Chroococcus turgidus* y *Scenedesmus aculeolatus*, cabe resaltar que *Spirulina geitleri* fue la especie que domino la totalidad del sistema, presente durante todo el año y con una abundancia muy superior a todas las demás, llegando al punto de dificultar considerablemente el procesamiento de identificación o determinación de las muestras. Del mismo modo que en la esclusa 1 la gran mayoría de las especies se agrupan dentro de las raras, dentro de las cuales están incluidas las dos especies de bacilarofitas *Gomphonema sp.* y *Navicula sp.*, ocho especies de clorofitas y dos especies de cianofitas. Como especies ocasionales se tienen cuatro, dos cianofitas *Chroococcus varius* y *Microcystis aeruginosa*, *Monoraphidium irregulare* de la división clorofitas y *Euglena sp.*, de las euglenofitas. No se encontraron especies que se pudieran clasificar como constantes.

En lo que se refiere a la diversidad ésta reportó valores más bajos durante todo el año con un intervalo de máximo y mínimo de 0.5 y 0.2 respectivamente, esto sin duda debido a la proliferación y dominancia que tiene *Spirulina geitleri* que inhibe el desarrollo de otras especies fitoplanctónicas, por lo que de igual manera la equidad se mantiene prácticamente constante durante todo el año.

*Spirulina sp.*, se desarrolla en forma natural en numerosos lugares, siendo sus principales poblaciones encontradas en lagos de África, principalmente en Kenia, Etiopía, Egipto, Sudán, Argelia, Congo, Zaire y Zambia. Se la encuentra además en Asia tropical y subtropical (India, Myanmar, Pakistán, Sri Lanka, China, Tailandia y Rusia), en América (Perú, Uruguay, California) y en Europa (España, Francia, Hungría y Azerbaijón), que como el antiguo lago del Valle de México y las lagunas de Kanem y Chad, son cuerpos de agua poco profundos que están situados sobre depósitos de bicarbonato de sodio, con un pH alcalino y una salinidad elevada (Vonshak y Tomaselli, 2000).

La mayoría de las especies de esta alga se han encontrado en cuerpos de agua alcalinos, donde crecen en forma masiva; aunque algunas han sido encontradas también en aguas de manantiales, ríos y estanques. No se ha informado de su presencia en ambientes marinos, pero con adecuados suplementos de nutrientes, junto a un pH y una salinidad adecuada, pueden ser altamente producidas en agua de mar (Vonshak y Tomaselli, 2000).

Existe una propiedad de las algas verde-azules que resulta muy importante, ya que especies como *Microcystis aeruginosa*, *M. flosaquae*, *Aphanizomeon flosaquae* y



*Anabaena sp.* son tóxicas y su acción sobre animales no planctónicos puede causar daños severos e incluso la muerte (González de Infante, 1988). En ambas esclusas se encontraron *Microcystis aeruginosa* y *Anabaena spiroides* aunque solo *M. aeruginosa*, se pudo considerar como especie dominante en la esclusa 1.

## ZOOPLANCTON

Dentro de los grupos de organismos animales fundamentales en los sistemas acuáticos continentales, están aquellos incluidos dentro de la comunidad del zooplancton, que es responsable de la productividad secundaria para estos sistemas y por lo tanto su importancia reside en ser el soporte de todos los niveles tróficos superiores, caso concreto los peces e invertebrados; además esta comunidad actúa reciclando nutrientes y por tanto aporta nitrógeno y fósforo al medio acuático a través de su excreción (Goldman y Horne, 1983).

Dentro de la comunidad de zooplancton de sistemas acuáticos continentales, se han considerado los siguientes grupos fundamentales: Rotífera, Copepoda y Cladocera (Wetzel, 2001; Suarez-Morales y Reid, 1998, Suarez-Morales y Gutiérrez, 2000). Estos animales presentan altas tasas de crecimiento, un rasgo que les permite responder rápidamente a ambientes cambiantes y la capacidad de producir abundantes huevos que mantienen su viabilidad por décadas o siglos (Hairston, 1996).

La gran diversidad de estos organismos se debe principalmente a la adaptación y adecuación de sus partes bucales, lo que les permite desarrollar hábitos detritívoros, herbívoros, carnívoros y omnívoros (Parra-Flores *et al.*, 2006).

El grupo de los rotíferos fue el más abundante en las dos esclusas, ya que la proporción de la comunidad de zooplancton durante todo el estudio fue del 63.4 % para la esclusa 1 y el 94.4% para la 5. Los rotíferos se destacan por agrupar casi exclusivamente especies filtradoras de fitoplancton y bacterias, constituyéndose en consumidores primarios y por lo tanto es base del sustento de otras especies. (Pennak, 1989).

Los rotíferos no poseen órganos respiratorios, por lo que respiran por la superficie del cuerpo, por esta razón son incapaces de vivir en medios anaerobios. Solamente algunas especies toleran ambientes microanaerobios (Sládeček, 1983).

Varios estudios que han explorado la relación de los rotíferos con parámetros como la temperatura, pH, la transparencia al disco de Secchi y el oxígeno disuelto, son factores clave que determinan su composición (May, 1983; Matveeva, 1986; Berzins y Pejler, 1987, 1989a, 1989b)

Zanatta *et al.*, (2006) reportan que los rotíferos constituyeron más del 70% del total de especies del zooplancton en los dos años que realizaron estudios,



reportaron 26 nuevas especies y 25 especies de rotíferos en 1996 y 2003, respectivamente.

Posiblemente algunos de los motivos por los que la comunidad de rotíferos presentó la mayor riqueza de especies y abundancia, están relacionados con que geográficamente representan el grupo más extendido por tener estrategias como la reproducción partenogenética, ciclo de vida corto, tamaño pequeño, entre otras, que les permiten una distribución amplia (Sendacz 1993), y la posibilidad de colonizar rápidamente ambientes perturbados. Los géneros *Brachionus* y *Keratella* suelen ser típicamente dominantes en los cuerpos de agua tropicales (López *et al.* 2001).

Además son indispensables en las cadenas tróficas ya que pueden consumir desde bacterias y partículas detríticas de pequeño tamaño, que no pueden ser utilizadas por otros organismos planctónicos y unas pocas especies pueden ser depredadoras de otras especies de rotíferos (Conde-Percuna *et al.*, 2004).

El segundo grupo que registró una mayor proporción dentro de la comunidad de zooplancton a lo largo del año fueron los copépodos, de los cuales existen cuatro órdenes de vida libre representados en aguas continentales, y solo dos fueron los registrados, los ciclopoideos y los calanoideos. La proporción de los copépodos en la esclusa 1 fue de 27.1% y en la esclusa 5 de 4.9%.

Los copépodos pertenecen a un grupo relativamente pequeño de artrópodos acuáticos con 11,500 especies; en aguas continentales se conocen cerca de 2500 especies (Humes, 1994). Habitan lagos, estanques, embalses, charcos, ríos, aguas subterráneas y se les encuentra también en ambientes semiterrestres como musgos y suelos húmedos forestales (Reid, 1986). Su tamaño en aguas continentales varía entre 0.3 y 5 mm, siendo la mayoría especies cercanas a 1 mm (Dussart y Defaye 2001). Además son el grupo más evolucionado del zooplancton dulceacuícola, dado que presentan gran movilidad, lo que les permite una exploración más activa y eficiente de su medio (Margalef, 1980).

Los copépodos de las aguas epicontinentales de México están representados mayormente por miembros del orden Cyclopoida; sin embargo, el orden Calanoida esta comúnmente presente en el plancton de las aguas dulces (Suárez-Morales *et. al.*, 1993). Los calanoideos viven casi exclusivamente como seres planctónicos en la zona pelágica, también se distinguen por sus hábitos alimenticios, ya que son netamente filtradores por lo que consumen pequeños organismos y detritus, mientras que los ciclopoideos agrupan principalmente especies bentónicas, litorales, aunque algunas de ellas son predominantemente planctónicas y forman importantes componentes de la fracción del zooplancton, especialmente en lagos pequeños y someros. En los ciclopoideos de vida libre no existen mecanismos de filtración, sino que las partículas de alimento animal o vegetal son capturadas por las piezas bucales y llevadas a la boca (Wetzel, 1981). Las especies carnívoras tienden a ser más grandes que las herbívoras.



El tercer grupo con mayor proporción en las esclusas no fue el mismo para ambas, en la esclusa 1 fue el grupo de los cladóceros con el 6.7 %, mientras que en la esclusa 5 existió una diferencia mínima entre los cladóceros y los ostrácodos los cuales registraron 0.30% y 0.35% respectivamente, finalmente en la esclusa 1 el cuarto lugar en abundancia lo ocuparon los ostrácodos con el 2.7%.

En particular, los cladóceros son parte importante de la mayoría las comunidades de zooplancton de los lagos, debido a su capacidad de filtrar todas las partículas dentro de un intervalo de tamaño dado, incluyendo bacterias, protozoarios, detritus y algas (Pace y Vaqué, 1994; Arnold, 1971).

Las especies de zooplancton registradas en ambas esclusas fueron muy similares entre si, ambas registraron dentro de los cladóceros una especie *Moina macrocopa*, para los copépodos 2 especies, el ciclopoideo *Acanthocyclops robustus* y el calanoideo *Mastigodiatomus albuquerqueensis*, los ostrácodos registraron una sola especie *Ostracodo sp.*, en el caso de los rotíferos se encontraron 5 especies en común *Asplachna sp.*, *Brachionus angularis*, *Brachionus calicyflorus*, *Brachionus caudatus* y *Filinea sp.*, mientras que *Brachionus haranaensis* y *Keratella cuadrata* solo se registraron en la esclusa 1, *Brachionus dimidiatus* solo tuvo presencia en la esclusa 5.

El comportamiento temporal del zooplancton de la esclusa 1 mostró que a lo largo del año los copépodos y los rotíferos fueron los grupos que estuvieron presentes durante todo el estudio. Los copépodos presentan mayor abundancia durante la época de secas, sufren una disminución notoria al presentarse la época de lluvias. Los rotíferos por el contrario tienen una menor abundancia durante la época de secas y al terminar la época de lluvias sufren un aumento considerable. El grupo de los cladóceros claramente están presentes durante la época de lluvias, el resto del año solo tienen presencia mínima durante la época de secas. Del mismo modo los ostrácodos registran su mayor abundancia durante las secas.

En la esclusa 5 la composición temporal muestra una clara dominancia de los rotíferos durante las dos épocas secas del año, la cálida y la fría, en donde conforman más del 80% de la comunidad de zooplancton, con la llegada de la época de lluvias los copépodos registran un aumento considerable y llegan a conformar cerca del 90 % del zooplancton. Los cladóceros se hacen presentes únicamente durante la época de lluvias y los ostrácodos registran su mayor abundancia durante la época de secas.

A pesar de que los rotíferos fueron el grupo más abundante durante el año solo *Brachionus calicyflorus* se considera especie dominante, ya que se registró con gran abundancia y casi durante todo el año, el resto se catalogan como ocasionales y raras. Las dos especies de copépodos *Acanthocyclops robustus* y



*Mastigodiatomus albuquerquensis* también se consideran dominantes. *Moina macrocopa* una especie perteneciente al grupo de los cladóceros, se cataloga como ocasional, debido a que solo en la época de lluvias se presentó. Los ostrácodos tuvieron una alta frecuencia se consideran constantes.

En la esclusa 5 se refleja de manera más clara el dominio que tuvieron los rotíferos ya que de las 6 especies registradas 3 se consideran dominantes *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus dimidiatus* y *Filinea sp.*, las dos especies de copépodos también se consideran dominantes, el resto de las especies de zooplancton a excepción de *Asplachna sp.*, que se considera ocasional, se clasifican como especies rara, *Moina macrocopa* la única especie de cladóceros registrada.

Las especies de zooplancton en su mayoría son afectadas indirectamente por los nutrientes en función de la calidad y cantidad del alimento algal, bacteriano o de detritus. En menor extensión pueden ser influenciados, por parámetros físico-químicos del ambiente acuático, alterado por el metabolismo de algas, tal como la temperatura, pH y las concentraciones de oxígeno disuelto (Harper, 1992).

Si se toma en cuenta lo anterior, la composición y el comportamiento registrado en las comunidades de zooplancton de ambas esclusas este influenciado de manera más importante por las alteraciones al medio acuático provocadas por las altas concentraciones de cianofitas, las cuales se presentan de manera estacional en el caso de la esclusa 1 y permanentes en la esclusa 5.

Algunas especies de zooplancton se han considerado como indicadores de ciertas condiciones ambientales, la mayor diversidad y altas concentraciones de los rotíferos es un indicador de un sistema eutrófico (Carvalho, 1983).

En cuanto a la diversidad registrada en ambas esclusas por medio del índice de Shannon-Winner reporta valores bajos, lo que concuerda con lo mencionado por Flores (1994) en los sistemas eutróficos tanto el zooplancton como el fitoplancton muestran una diversidad baja y que de acuerdo a sus resultados el valor del índice de Shannon-Winner oscila entre 0.03 y 1.3.

En lo relacionado con el ciclo anual del componente planctónico (fitoplancton y zooplancton) de ambas esclusas se observa que, cuando se registran las mayores concentraciones de fitoplancton se presentan las menores concentraciones de zooplancton y de forma contraria, cuando se registran las mayores concentraciones de zooplancton se registra una menor densidad de fitoplancton. Para la esclusa 1 las concentraciones más altas de fitoplancton corresponden a la época de secas, y para la esclusa 5 corresponden a la época de lluvias.





## CLOROFILAS

La productividad fitoplanctónica representa la mayor síntesis de materia orgánica de los sistemas acuáticos, por ello la determinación de la biomasa del fitoplancton, es una base ciertamente adecuada para hallar la productividad primaria de las plantas fotoautótrofas. Esta se puede determinar por medio de la capacidad de realizar fotosíntesis, es decir, la cantidad de clorofilas (a, b y c). La clorofila "a" es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores de que desprenden oxígeno y está presente en todas las algas. La clorofila "b" se encuentra solo en las algas verdes y en las Euglenofitas, además de estar presente en todas las plantas superiores y la clorofila "c" funciona probablemente como un pigmento accesorio del fotosistema (Contreras, 1994).

Con base en los valores registrados de clorofila "a", concentración de fósforo total y transparencia el índice del estado trófico de Carlson (1977) ambas esclusas se consideran como cuerpos de agua hipereutróficos, lo que concuerda por lo reportado por Alcocer *et al.* (1988) en el lago viejo de Chapultepec, Fernández *et al.* (2006) en el lago Tezozomoc, ambos lagos urbanos y que por consiguiente comparten características y problemáticas, como el aporte excesivo de nutrientes proveniente de las plantas tratadoras de agua que surten a estos embalses artificiales y que es la causa principal del estado de hipereutrofia que se observa en ellos.

El agua desempeña un papel importante tanto en las actividades humanas como en los sistemas naturales. El aumento de la población mundial ejerce una presión cada vez mayor sobre este recurso provocando una severa degradación e imponiendo límites para la producción agrícola e industrial, así como mayores riesgos para la población humana (Nash, 1993, Fernández-Jauregui, 1999). Debe considerarse además que en diferentes regiones del mundo existe una disparidad entre la población y los recursos hídricos disponibles.

En vista del crecimiento exponencial de la población en áreas urbanas durante el último siglo, debería de prestarse mayor atención a las grandes ciudades como bioregiones ecológicamente específicas. Bajo un nuevo realismo ambiental que respete los límites de la sostenibilidad ecológica, los lagos urbanos también deben ser respetados mediante la aplicación racional de políticas de planificación urbana. Los lagos urbanos pueden servir entonces como indicadores vivos, en lo que a calidad ambiental se refiere, tanto de una mala administración como de una buena gestión ambiental, así como también ser indicadores de la salud ambiental de todo el ámbito urbano (Barica, 1992).

La rehabilitación de lagos someros eutróficos implica en la actualidad no sólo la reducción de la carga externa e interna de nutrientes (procedimiento tradicional), sino también el manejo de las comunidades del propio lago (Shapiro *et al.*, 1975).



El lago del Parque de la Alameda Oriente podría considerarse, desde un punto de vista ecológico como sitio de refugio de aves migratorias que allí llegan año con año, además como sitio para el cultivo de *Spirulina* sp. (Cianobacterias) o de otras especies con pHs óptimos altos y como un “bosque” o “pulmón” del área. Pero es necesario resaltar la importancia de utilizar proceso de tratamiento primarios del agua que alimentan al lago más efectivamente, así como el de utilizar posiblemente fitoremediadores (humedales) para tener una mejor calidad de agua de los sistemas del lago de la Alameda Oriente.



## CONCLUSIONES

De acuerdo con los valores de temperatura del agua, tanto la esclusa 1 como la esclusa 5 se clasifican como sistemas polimícticos.

En los dos sistemas la concentración de oxígeno disuelto presenta un comportamiento clinográfico, es decir conforme aumenta la profundidad la concentración de oxígeno disminuye.

Debido a las concentraciones que registró la dureza total la esclusa 1 se considera un sistema de aguas duras, mientras que la esclusa 5 registra valores más elevados por lo que es un sistema de aguas muy duras.

Las concentraciones de las distintas formas de nitrógeno que se obtuvieron en la esclusa 1 incrementan notablemente durante la época de lluvias; en la esclusa 5 no se muestra una relación aparente con la época del año.

El número total de especies de fitoplancton registradas en la esclusa 1 fue de 26; para la esclusa 5 se registraron 21.

Las Clorofitas fueron el grupo más abundante en la comunidad de fitoplancton en la esclusa 1, seguidas de las Cianofitas y finalmente las Bacilariofitas

Para la esclusa 1 *Scenedesmus opoliensis* fue la especie más abundante y la menos abundante. Dentro de las cianofitas *Microcystis incerta* fue la más abundante y dentro de las bacilariofitas *Navicula sp.*

Las cianofitas fueron el grupo más abundante en la esclusa 5, conformando más del 90% del fitoplancton.

*Spirulina geitleri* fue la especie dominante dentro de las cianobacterias y de todo el fitoplancton de la esclusa 5, dentro de las clorofitas *Scenedesmus aculeolatus* fue la más abundante y *Navicula sp.* de las bacilariofitas. *Euglena sp.* fue la única representante de las euglenofitas.

En el zooplancton la especie que fue el más abundante en los dos sistemas fue el rotífero. *B. calyciflorus*.

Ambas esclusas compartieron las mismas especies de cladoceros (*M. macrocopa*), copépodos (*A. robustus* y *M. albuquerqueensis*) y la especie no determinada de ostracodos.

En ambos sistemas los incrementos en las concentraciones de fitoplancton coinciden con la disminución de las concentraciones de zooplancton.



De acuerdo con el índice de Carlson (1977) ambas esclusas se clasifican como sistemas hipereutróficos.

La entrada de agua al sistema proveniente de la planta tratadora de agua es la principal causa del enriquecimiento excesivo de nutrientes que provocan el estado de hipereutrofia de los sistemas.

El agua en su recorrido a través de las esclusas sufre un enriquecimiento de nutrientes y que es la principal causa de las diferencias entre ambas esclusas.

El ACP nos indica que la variación ambiental de las esclusas con relación a la biomasa de fitoplancton está explicada por el fósforo total, el pH y el anoxígeno, mientras que para el zooplancton por los nitratos, procesos oxidoreductivos y la transparencia.



## REFERENCIAS

Abrantes, N., S.C. Antunes, M.J. Pereira y F. Gonçalves, (2006). Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica* 29: 54-64.

Aguilera, L.D. (2002). Dinámica poblacional de cuatro especies seleccionadas de cladóceros (Cladocera: Crustacea) realizada en aguas residuales urbanas parcialmente tratadas. Tesis Profesional de Licenciatura, ENEP Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México 41 p.

Alcocer Javier; Kato Enrique; Robles Esperanza, Vilaclara Gloria (1998). Estudio Preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del lago viejo de Chapultepec. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Año/vol. 4, número 001. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México. Pp. 43-56.

Alcocer, D. J. y A. Lugo, (1995). The urban lakes of Mexico City (Lago Viejo de Chapultepec). *Lakeline* 15(2): 14-31.

Aliberti M. A, E. Allan, D. J. Bauer, W. Bergen, S. R. Bradt, B. Carlson, S. C. Carlson, U. M. Doan, W. T. Godkin, S. Greene, J. F. Haney, A. Kaplan, E. Maroni, S. Melillo, A. Murby, J. L. Smith (Nowak), B. Ortman, J. E. Quist, S. Reed, T. Rowin, M. Schmuck y R. S. Stemberger (2007). An Image-Based Key To The Zooplankton Of The Northeast (USA) Version 2.0 Special SIL 2007 Edition. Center for Freshwater Biology, Department of Zoology, University of New Hampshire, Durham, NH 03824 USA. (Version en CD).

Álvaerz-Cobelas, M. y B. A. Jacobsen, (1992). Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum* 2:184 - 199.

APHA, AWWA, WPCF. (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. American Public Health Association Washington, D.C. 1103 p.

Armillas, P., (1983). "Jardines en los Pantanos" en Teresa Rojas Rabiela (comp.), *La Agricultura Chinampera. Compilación Histórica*, México, Universidad Autónoma de Chapingo, 1, (Colección Cuadernos Universitarios, Serie Agronomía, 7): pp. 179-201

Arnold, D. E. (1971). Ingestion, assimilation, survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. *Limnology & Oceanography* 16: 906-920.



- Arredondo-Figueroa, J.L. y J. L. García-Calderón, (1982). La conducta física, química y rendimiento pesquero de un estanque temporal utilizado para la piscicultura extensiva en el Estado de Morelos, México. *Revista Latinoamericana de Acuicultura* 12: 1-28.
- Arredondo, F. J. L. (1986). Piscicultura. Breve descripción de los criterios y técnicas para el manejo de calidad de agua en estanques de piscicultura intensiva. Secretaria de pesca. 182 p.
- Arredondo, F. J. L. (1987). Policultivo experimental de ciprínidos asiáticos en México. Tesis doctoral. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México.
- Arredondo, F.J.L. (1993). Fertilización y Fertilizantes: Su uso y Manejo en la Acuicultura. Impresiones y Grabados M. Serna UAM-I. México. 202 p.
- Arrignon, J. (1978). Calcul pratique de la section d'un moine de vidange. *Bull. lais. C. S. P. No. 1-2/78*: 12-14.
- Ashley, H., M. Traut y E. Hostetler, (2004). Urban lakes and waterbirds: Effects of shoreline. *Landscape and Urban Planning* 69: 69-85.
- Athié-Lambarri M., (1987). Calidad y cantidad de agua en México. *Universo Veintiuno*, México. 152p.
- Barica, J. (1992). Sustainable management of urban lakes: A new environmental challenge. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 27: 211-219.
- Berzins, B. y B. Pejler. 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia* 147: 107-116.
- Berzins, B. y B. Pejler. 1989a. Rotifer occurrence in relation to temperature. *Hydrobiologia* 175: 223-231.
- Berzins, B. y B. Pejler. 1989b. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia* 183: 165-172.
- Brönmark, C. y S. E. B. Weisner (1992). Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow, eutrophic lakes: an alternative mechanism. *Hydrobiologia* 243/244: 239-301.
- Cabrera, S. y V. Montecino (1982). Eutrophy in lake Aculeo, Chile. *Plant and Soil* 67: 377-387. Dr. W. Junk Publishers. The Netherlands.



- Cantoral-Uriza, E.A. y M. Aboal. (2001). El Marjal Pego-Oliva: evolución temporal de las comunidades algales. *Limnetica* 20: 101-113.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22(2): 364-368.
- Carlvalho, M. L., (1983). Efeitos da fluctuacao do nivel da agua sobre a densidad e composicao do zooplanton em um Lago de Varzea de Amazonia. Brasil. *Acta Amazonica* 13: 715 - 724
- Carpenter, R. S., D. Ludwig y W. A. Brock (1999). Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9: 751-771.
- Cervantes, A. (1984). Manual de técnicas básicas para el análisis de ambientes acuáticos. ENEP Zaragoza, UNAM. 106 p.
- Cifuentes-Lemus, J.L., P. Torres-García y M. Frias (1997). El océano y sus recursos V: Plancton 2 ed. Fondo de Cultura Económica. México D.F., Disponible en [bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/ciencia](http://bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/ciencia). Revisado en Agosto 2010.
- Comas, A. (1996) Las Chlorococcales dulciacuicolas de Cuba. Biblioteca Phycologica. Band 99. J. Cramer. Berlin. 192 p.
- Conde-Percuna, J. M., E. Ramos-Rodríguez y R. Morales-Baquero (2004). El zooplanton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lenticos. *Ecosistemas. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente.* 2004/2. Disponible en: <http://www.aeet.org/ecosistemas/042/investigacion3.htm>.
- Contreras, F., (1994). Manual de técnicas hidrobiológicas, Ed. Trillas, México. 139 p.
- Cushing, D. H. (1982). *Climatic change relevant to fisheries. Climate and Fisheries.* Edit. Academic Press. London, pp. 97-121.
- De Bernardi, R. G. Guisan y M. Manca (1987). Cladocera: predators and prey. *Hydrobiologia* 145: 225-243.
- De la Lanza, E. G. 1994. Lagunas costeras y el litoral mexicano: Química: En: De la Lanza, E. G. y Cáceres, M. C. (Editores). Lagunas costeras y el litoral mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Pp
- De La Lanza, E. G. y C. J. L. García (2002). Lagos y Presas de México. AGT Editor, México 680 p.



- Dillard G. E. (1989). Freshwater algae of the southeastern United States. Part 1. Chlorophyceae: Volvocales, Tetrastromatales and Chlorococcales. *Bibliotheca Phycologica* 81. 2002 p.
- Dodson, S. (1990). Predicting diel vertical migration zooplankton. *Limnology and Oceanography* 35(5): 1195-1200.
- Dorantes, E. y M. B. Zavala (2003). Estudio de la calidad de tres cuerpos acuáticos en el Estado de Morelos. Tesis de Licenciatura, FES Zaragoza, UNAM. México, 83p.
- Dussart, B. H. y D. Defaye (2001). Introduction to the Copepoda, 2<sup>a</sup> edition, H. J. Dumont (coord. Ed) *Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of World 7*, SPB Academic Publishing bv, The Hague, 344p.
- Esteves, F. (1988). Fundamentos de Limnología, Editorial Interciencia Ltd (Brasil),. 575 p.
- Ezcurra, E. (1995). "De las Chinampas a la Megalópolis, el Medio Ambiente en la Cuenca de México", Secretaría de Educación Pública/Fondo de Cultura Económica, (La Ciencia desde México). 119 p.
- Fernández-Jauregui, C.A. (1999). El agua como fuente de conflictos: repaso de los focos de conflictos en el mundo. *Revista Cidob d`Afers Internationals* (45-46):72-80.
- Fernández E. G., Navarrete Salgado N. A., Fernández Guzmán J. L. y Contreras Rivero G. (2006). Crecimiento, abundancia y biomasa de de *Poecilia reticulata* en el lago urbano del parque Tezozomoc de la Ciudad de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente.* 12 (2): 155-159
- Ferrusquía-Villafranca, I., (1993). Geology of Mexico: A synopsis: 3-103. En: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (Eds.). *Biological Diversity of Mexico: origins and distribution.* Oxford University Press. New York.
- Flores, T. F. J.,(1994). Caracterización fisicoquímica del Embalse "El Niagara" Aguascalientes. *Tópicos de investigación y Posgrado III* (3): 26 -30.
- Freedman, B. (1989). Environmental Ecology. The impacts of pollution and others stresses on ecosystem structure and function. Academic Press Inc, California. 424p.
- García de León, A., (1988). Generalidades del Análisis de Cúmulos y del Análisis de componentes Principales. *Divulgación Geográfica.* Instituto de Geografía, UNAM, México. 29 p.





- García-Gil, L. J. y A. Camacho, (2001). Anaerolimnología. Pequeña guía para el muestreo de aguas microaeróbicas y anóxicas en lagos y embalses estratificados. *Limnetica* 20: 179-186.
- Giordano, M., V. Pezzoni y R. Hell., (2000). Strategies for the allocation of resources under sulfur limitation in the green alga *Dunaliella salina*. *Plant Physiology* 124(2): 857-864.
- Goldman, R. C. y A. J. Horne (1983). *Limnology*. Mc Graw-Hill Company. 423 p.
- Gomez Marquez, J. L. (2002). Estudio Limnológico-pesquero del Lago de Coatetelco, Morelos, México. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. 181p.
- González de Infante, A., (1988). El plancton de las aguas continentales. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, 87 p.
- González, L. M. E. (1995). Estudio de la variación espacial y temporal de los ciliados planctónicos de los lagos de Chapultepec, D.F. Tesis Profesional de Licenciatura, ENEP Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 56 p.
- González-Sagrario, M., Jeppesen, E., Gama, J., Sondergaard, M., Jensen, J., Lauridsen, T. y Landkildehus, F. (2005). Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50: 27-41.
- Gutiérrez, M. E y S. S. S. Sarma. 1999. Zooplancton de sistemas acuáticos epicontinentales mexicanos en la región central de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. H112. México D. F.
- Guzmán M. M. A. (1989). La macrofauna béntica y su relación con la dinámica fisicoquímica de los lagos de Chapultepec (épocas de lluvias), Bosque de Chapultepec, México. Tesis Profesional de Licenciatura, ENEP Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 66 p.
- Håkanson, L. (1981). *A Manual of lake Morphometry*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 78 p.
- Harper, D., (1992). *Eutropification of Freshwaters. Principles, problems and restoration*. Chapman y Hall. Great Britain. 327 p.
- Hernández-Avilés, J. S. y B. Peña-Mendoza (1992). Rendimiento piscícolas en dos bordos semipermanentes en el Estado de Morelos, México. *Hidrobiológica* Vol. 3/4.



Hernández-Avilés, S. J., de S. M. del C. Galindo y P. L. Loera (2002) Bordos o Macroembalses. En: De la Lanza, E. G. y García, C. J. L. (Editores). Lagos y presas de México. AGT editor, México. Pp 680.

Hessen, D.O. y T. Andersen (1990). Bacteria as source of phosphorus for zooplankton. *Hydrobiologia* 206: 217-223.

Hülsmann, S. (2001). Reproductive potential of *Daphnia galeata* in relation to food conditions: implications of a changing size-structure of the population. *Hydrobiologia* 442: 241-252.

Humes, A. G. (1994). How many copepods? *Hydrobiologia* 292/293: 1-7

Hutchinson, G.E. 1975. A Treatise on Limnology. John Willey and Sons. New York. pp: 572-726.

INEGI, (2001). XII Censo general de población y vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

<http://www.inegi.gob.mx/inegi/default.asp>.

Infante, A. y A. H. Litt (1985). Differences between two species of *Daphnia* in the use of 10 species of algae in Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* 30, 1053-1059.

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

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

Jiménez, C. B. y H. J. G. Ramos (1997). Revisión de los criterios ecológicos de calidad de agua para uso agrícola. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Instituto de Ingeniería, UNAM. Pp. 181.

John, D. M., B. A. Whitton y A. J. Brook (2003). The freshwater algal flora of the British isles. An identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae. Cambridge University Press. 702 p.

Johnsen, G.H. y P. J. Jakobsen, (1987). The effect of food limitation on vertical migration in *Daphnia longispina*. *Limnology and Oceanography* 32(4): 873-880.

Jokimaki, J., (1999). Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosyst.* 3: 21-34.



- Kalff, J. y R. Knoechel (1978). Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. *Annals of Rev. Ecological Systems*. 9, 475-495.
- Koste W. (1978). Rotatoria- Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Vol. 1 TextBand. Voigt Überordnung Monogononta. Germany. 673 p.
- Koste W. (1978a). Rotatoria- Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Vol. 2 TextBand. Voigt Überordnung Monogononta. Germany. 234 p.
- Korovochinsky, N. y N. Smirnov (1998). Introduction to the "Cladocera" (Ctenopoda, Anomopoda, Onychopoda and Haplopoda). Supplemented for America. A. N. Severtsov Institute of Animal Evolutionary Morphology and Ecology of the Russian Academy of Sciences. 143 p.
- Krammer K. y H. Lange-Bertalot (1986). Bacillariophyceae. 1. Teil; Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart New York. 876 p.
- Krammer K. y H. Lange-Bertalot (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil; Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart New York. 596 p.
- Krammer K. y H. Lange-Bertalot (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil; Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart New York. 575 p.
- Krammer K. y H. Lange-Bertalot (1991b). Bacillariophyceae. 4. Teil. Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart New York. 433 p.
- Labounty, J. (1995). What's an urban lake worth? *Lakeline* 15: 6-7.
- Lampert, W. (1978). Field study on the dependence of the fecundity of *Daphnia* spec. on food concentration. *Oecologia* 36: 363-369.
- Lerman, A., M. D. Imboden y R. J. Gat (1995). Physics and chemistry of lakes. 2a. Ed. Springer, New York. 334p.
- Levy, D.A., (1990). Reciprocal diel vertical migration behavior in planktivores and zooplankton in British Columbia Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1755-1764.
- Lewis, W. M., (1996). Tropical lakes: How latitude makes a difference. In *Perspectives in Tropical limnology*, pp 42-64, Eds. Schiemer, F. and Boland K.T. PSV Academic publishing bv, Amsterdam, The Netherlands.



- Lewis, W. M. (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 5:35-48.
- Lind, O. T., (1985) Handbook of common methods in limnology. Kendall-Hunt Publ. Co. Dubuque. 199 p.
- López-López, E. y E. Soto-Galera, (1993). Diagnostico de Eutroficación del Embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM, 20 (1): 33-42.
- López, C., M. Villalobos y E. González. 2001. Estudio sobre el zooplancton de los embalses de Venezuela: Estado actual y recomendaciones para futuras investigaciones. *Ciencia* 9: 217-234.
- Loreto, C., R. Mora, E. Marco y E. Morales, (2004). Influencia del nitrato sobre la producción de biomasa, pigmentos y proteínas de la cianobacteria *Anabaena sp.* PCC 7120. *Ciencia*. Vol. 12, Num. 2:137-146. Zulia, Facultad de Ciencias Maracaibo, Venezuela. Revisado en <http://www.ciens.luz.ve/fec/publicaciones/ciencia/ciencia.htm>. revisado en julio 2010.
- Mcnaughton, S. J. (1983). Serengety Grassland Ecology: The role composite environmental factors and contingency in community organization. *Ecological Monographs* 53: 291-320.
- Margalef, R. 1976. Biología de los Embalses Sc.Am. No 1, P 5a-62.
- Margalef, R. (1980). Ecología. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 1010 p.
- Margalef, R. (1983). Limnología. Omega, España, 1010 p.
- Martínez, C.L.R. (1998). Ecología de sistemas acuícolas (Bases Ecológicas para el desarrollo de la acuicultura). A.G.T. Editor, S.A. México, 227 p.
- Martínez T. B. B. (1993). Contribución al estudio de los cladóceros y copépodos del Lago Nabor Carrillo en el Edo. de México. Tesis Profesional de Licenciatura, ENEP Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 72 p.
- Matveeva , L. K. 1986. Pelagic rotifers of Lake Glubokoe from 1897 to 1984. *Hydrobiologia* 141: 45-54.
- May, L.(1983). Rotifer occurrence in relation to water temperature in Loch Leven Scotland. *Hydrobiologia* 104: 311-315.



- Mora-Navarro, M. del R. A., J. A. Vázquez-García y Y. L. Vargas-Rodríguez (2004). Ordenación de comunidades de fitoplancton en el lago de Chapala, Jalisco-Michoacán, México. *Hidrobiológica* 14(2): 91-103.
- Mosser, F. (1987). Geología: 23-26. En: G. Garza (comp.). Atlas de la Ciudad de México. Departamento del Distrito Federal-Colegio de México. México, D. F.
- Moss, B., D. Stephen y D. Baleyla (2004). Continental-scale patterns of nutrients and fish effects on shallow lakes: Synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49, 1633-1649.
- Muro, C. G. (1994). Contribución al conocimiento de la distribución y abundancia de los cladoceros en los tres Lagos de Chapultepec, México. Tesis Profesional de Licenciatura, ENEP Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 80 p.
- Myrbo, A. (2003). Eutrophication and Remediation in Context High-Resolution Study of the past 200 Years in the Sedimentary Record of lake McCarrons (Roseville, MN). Proyecto de investigación. Limnological Research Center. Department of Geology and Geophysics. University of Minnesota.
- Namihira-Santillán, P.E., G. Barrera-Escorcia y A. Z., Márquez-García (2002). Contaminación por bacterias fecales en el Lago Huayamilpas, México D.F. *Hidrobiología* 12(2): 129-136.
- Nash, L. (1993). Water quality and health. In: Gleick, P.H. (Ed.) *Water in Crisis. A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Oxford University Press. New York. Pp.25-39.
- National Research Council, (1992). Restoration of aquatic ecosystems. Science, technology and public policy. National Academic Press, Washington, D.C. 552 p.
- Navarrete, N.A., F. G. Elías, R. G. Contreras, B. M. L. Rojas y M. R. Sánchez (2004). Piscicultura y Ecología en estanques dulceacuícolas. AGT Editor, México. Pp. 180.
- Needham, J. G. y P. R. Needham, (1972). Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Reverte Ediciones, Barcelona. 131 p.
- Novoa, M.D., M.E. Luque y D. Lombardo (2006). Estudio Ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Bol. Soco Argent. Bot.*, 41 (3-4): 203-231.
- Ocampo, U.L.M. (1996). Dinámica del zooplancton en un estanque temporal utilizado para el estudio de carpa en el Estado de México. Tesis Profesional de Licenciatura, ENEP Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 42 p.



- Oliva-Martínez M.G., J.G. Ramírez-Martínez., G. Garduño-Solórzano, J. Cañetas-Ortega. y Martha M. Ortega, (2005). Caracterización diatomológica en tres cuerpos de agua de los humedales de Jilotepec-Ixtlahuaca, Estado de México . *Hidrobiológica* 15 (1): 1-26
- Oliva-Martínez M. G., Rodríguez Rocha A., Lugo Vásquez A., Sánchez Rodríguez María del Rosario (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18 (1 Suplemento): 1-13
- Ortega, M.M. (1984). Catálogo de Algas Continentales Recientes de México. Coordinación de la Investigación Científica, Instituto de Biología. UNAM, México. 565 p.
- Pace, L. M. y D. Vaqué (1994). The importance in determining mortality rates of protozoans and rotifers in lakes. *Limnology & Oceanography* 35: 985-996.
- Parra-Flores, A. M., E. P. Santibañez y J. G. Granados (2006). Productividad del zooplancton en dos embalses del alto Amacuzac, Morelos, México. *Revista Scientiae Naturae*. 8(2):5-15
- Pillay, T.V.R. (1992). *Aquaculture and environment*. Fishing News Books, Cambridge, USA. 189 p.
- Pennak, R. W. (1979). *Freshwater invertebrates of the United States*. 2nd ed. Wiley-Interscience, New York. 803 p.
- Pennak, R.W. (1989). *Fresh-Water Invertebrates of the United States*. 3d. ed. John Wiley & Sons. USA:628 pp.
- Ponce, P. J. T., (1983) Estudio del conocimiento fisico-químico y de productividad primaria en un embalse temporal, utilizado para la piscicultura extensiva en el Estado de Morelos, México. Tesis de Licenciatura, ENEP Iztacala, UNAM, 30p.
- Quiroz, C. H., L. M. Z. Mora, I. M. Astudillo, J. R. García, (2004). Variación de los organismos fitoplanctónicos y la calidad del agua en el lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria* 14 (1): 47-58
- Quiroz, C. H., O. P. Solis, J. R. García, I. F. A. Molina y M. V. Díaz, (2006): Variación de componentes fitoplanctónicos en un bordo temporal utilizado para acuicultura extensiva en el Norte del estado de Guerrero, México. *Revista Electrónica de Veterinaria REDVET* 7 (11): 1-25. <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet>



- Quiroz Castelán H., O. E. Mondragón, I. A. Molina, J. R. García y M. V. Díaz (2008). Dinámica espacio-temporal de oxígeno-temperatura en los lagos Zempoala y Tonatiahua\* Acta Universitaria. 18 (1): 57-65.
- Reid, J. W. (1986). Some usually overlooked cryptic copepod habitats. *Styllogeus* 58: 494 – 598.
- Reynolds, C. S. (1997). Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory. In: Excellence in Ecology. 9. Ecology Institute. Oldenforf. Germany. 371 p.
- Romero-Rojas J. A. (1999). Calidad del agua. Escuela Colombiana de Ingeniería. 2ª. Edición. Alfaomega Grupo Editor, México. 273 p.
- Salgado-Ugarte I. H. (1992). El análisis exploratorio de datos biológicos, fundamentos y aplicaciones. Marc-Ediciones. UNAM. México. 112 p.
- SARH (1982). Técnicas de análisis fisicoquímicos para aguas. Dirección General de Usos del agua y Prevención de la Contaminación. CIECCA, México. 319 p.
- Sawyer, C.N. (1966) Jour. Water. Pollut. Cont. Fed., Basic concept of eutrophication. 38, 737-744.
- Scheffer, M., H. Hosper, B. Meijer, B. Moss y E. Jepsen (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Schueler, T. y J. Simpson (2001). Why urban lakes are different. *Urban lake management*. 747-750.
- Schwoerbel, J., (1975). Métodos de Hidrobiología (Biología del agua dulce), Hermann Blume Ediciones, España. 262 p.
- Sendacz, S. 1993. Distribuição geográfica de alguns organismos zooplanctônicos na América do Sul. *Acta Limnol. Brasil* 6: 31-41.
- Sevrin-Reyssac J. y M. Pletikosic (1990). Cyanobacteria in fish ponds. *Aquaculture*. 88, 1-20
- Shapiro, J., Lamarra, V. y Lynch, M. (1975). Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. En *Water quality management through biological control* (eds. Brozonik, P.L. y Fox, J.F.), pp. 85-96, Gainesville, Florida, USA.
- Silva-Briano, M. y H. Segers, (1992). The copepoda calanoida (crustacea) of Aguascalientes state, Mexico. *Scientiae Nature*, 1: 37-68.



- Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201
- SMA (2000). Hacia un programa de calidad del aire 2000-2010 para la Zona Metropolitana del Valle de México.  
<http://www.sma.df.gob.mx/publicaciones/aire>.
- Smith L.R. y T.M. Smith. (2001). *Ecología*. Pearson Educación, Madrid. 664 pp.
- Sokal, R. y F. J. Rohlf, (1981). *Biometry* Freeman, San Francisco, California. 259p.
- Suárez-Morales E. (1993) On the zooplankton community of a Mexican eutrophic reservoir, a seasonal survey. *Hidrobiológica*. Vol 3 (1-2). 71-80
- Suárez-Morales, A., A. Vázquez y E. Solís, (1993). Preliminary investigations on the zooplankton community of a Mexican eutrophic reservoir, a seasonal survey. *Hidrobiológica* 3: 71-80.
- Suárez-Morales, E., J. W. Reid, T.M. Iliffe y F. Fiers, (1996). Catálogo de los copépodos (crustacea) continentales de la península de Yucatán, México. CONASUR-CONABIO., México. 296p.
- Suárez-Morales, E., y J. W. Reid., (1998). An update list of the free-living freshwater copopeds (Crustacea) of Mexico. *The Southwester Naturalist* 43(2): 256-265.
- Suárez-Morales, E., y M. Elias-Gutierrez, (2000). Estudio sobre el zooplancton epicontinental en México: Historia, estado actual y nuevos hallazgos, México, 2(1):9-14.
- Tamayo, L.J. (1998). *Geografía Moderna de México*. Editorial Trillas. 512 p.
- Thurston, R. V., R. C. Russo, Jr. C. M. Felterof, T. A. Edsall y Jr. Y. M. Barber (1979). *A review of the EPA red Book:Qualitycriteria for Water*. Water Quality Section, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 313 p.
- Torres-Orozco Roberto y Estrada-Hernández Mónica (1997). Patrones de Migración Vertical en el plancton de un lago tropical. *Hidrobiológica* 7:33-40. Departamento de Hidrobiología Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa Ap. 55.535 CP 09340. México Distrito Federal.
- Verver y Vargas G. J. (2005). Dinámica espacio-temporal de los parámetros físicos y químicos y su relación con la clorofila "a" en un lago urbano eutrófico. Tesis de Licenciatura (biología), FES Iztacala. UNAM, México. 55p.





Vila, I., V. Montecino, H. Muhlhauser, S. Cabrera. (1986). Diagnóstico y Evaluación del potencial biológico de lagos naturales y artificiales de Chile Central. Programa el hombre y la Biosfera UNESCO-MAB 5. AMB. Y DES., Vol. II, No 1, 127-137.

Villena, M. J. y Romo, S. (2003). Phytoplankton changes in a shallow Mediterranean lake (Albufera of Valencia, Spain) after sewage diversion. *Hydrobiologia* 506/509: 281-287.

Vonshak, A. y L. Tomaselli (2000). *Arthrospira (Spirulina)*: Systematics and Ecophysiology. En *The ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda, pp. 505-522.

Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academia Press 187-204

Wheaton, F., (1982). *Acuacultura*. Editor S. A. México. D. F. 704 p.

Zanatta, S. A., R. Torres-Orozco, J. A. Zavala-Hurtado & M. A. Pérez-Hernández, (2006). Plankton rotifers from a tropical lake: differences in distribution and migration patterns in two mixing events, with similar abiotic conditions. *Hidrobiológica* 17 (1): 1-10.

Zutchi, D. P., A. B. Subla, A. M. Khan y A. Wanganeo (1980). Comparative limnology of nine lakes of Jammun and Kashmir Himalayas. *Hydrobiologia*. 72:101-112.