



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA**

---

---

**“Evaluación del estado trófico  
del lago de Xochimilco, Méx.”**

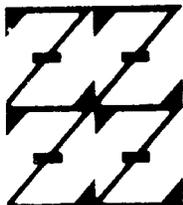
**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO**

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

**José Braulio Ortiz Ramos  
Alejandro Ruvalcaba García**

**U N A M  
F E S  
Z A R A G O Z A**



**LO NUMERO EJE  
DE NUESTRA REFLEXION**

**Director de Tesis: Biól. Raúl Arcos Ramos**

**México, D. F.**

**Abril 2005**



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.

## Alejandro

### DEDICATORIA

*A mis padres:*

*Alejandra G. Valdez y Roberto R. Herrera por darme la alegría de vivir, la oportunidad de estudiar y tener una educación, gracias por todo su apoyo y cariño en estos años. Nunca me dejaron sólo, ahora este trabajo lo dejo en sus manos, es suyo, muchísimas felicidades.*

*A mi familia:*

*Mónica, Roberto, Ethel, Armando, Ángel, Brandon, El pichi, Carnal.*

*A Erika:*

*Por haberme dado los mejores años de su vida con amor, por creer en lo imposible, a toda tu familia padres y hermanas.*

### AGRADECIMIENTOS

*A la Facultad de Zaragoza en donde pasé los mejores años de mi vida preparándome y de la cual me siento orgulloso de haber finalizado. A los profesores: Raúl Arcos por sus consejos, paciencia, amistad y todo el patrocinio proporcionado a este trabajo, al Dr. José Luis Gómez M. por su camaradería, sus comentarios durante todo nuestro trabajo y por su especial atención hacia nosotros, al Biólogo Salvador López Sandoval "El caballo" por todo lo que aprendí con él en la cancha, por su amistad incondicional y por ser un ejemplo de humildad y trabajo. A mis sinodales por su preocupación y atenciones en la tesis por sus correcciones, apoyo y sugerencias.*

*Agradezco al básquetbol y a toda la banda: Ezequiel quien me ha dado su amistad por años y me alentó siempre a llegar al final, a mi gorda Abraham por seguir siendo mi vieja y contar aun con él, al Braulio pro ser mi pareja y terminar así esta tesis, al Richi por ser un amigo chido y su apoyo, al Chanoc por su magia y relajo, a Leo por ser mi buen cuate y mejorar mis gustos, a Abby por guapa y ser la chica sexy-ruda de la banda, al Quiqueton por ser un gran amigo, al Ocelote por insoportable, al Tocayo por su buen carácter, a Luis mi niño con cariño, a Guille con quien llegué hasta noveno, a la Gaby, al Chavillo, a todos nuestros equipos de básquetbol. En fin, a todos los que pisaron la escuela y me brindaron la ocasión de saludarlos cortésmente de mano.*

*A Erika por cuidarme y quererme tanto a cada día y a cada instante. A mis amigos del barrio que solieron desaparecer. Por supuesto a mis huesos que aunque crujiaron por casi todo nunca reventaron.*

## *J. BRAULIO*

### *DEDICADA*

A MIS PADRES: Marcionila Ramos y Epigmenio Ortiz con gran cariño y agradecimiento por el constante apoyo y confianza que me han brindado.

A MIS HERMANOS: con cariño y aprecio por haber compartido juntos las alegrías y tristezas de la vida, además de su apoyo incondicional.

*Elsa*: mi admiración y respeto por tu desarrollo profesional y humano, que son mi orgullo.

*Nuria*: mi admiración por tu tenacidad y ansias de sobresalir en esta vida.

*Yovanni*: tu apoyo incondicional y tu cariño han estado conmigo en todo momento, gracias por ser un hermano y amigo.

A mi abuela Olivia. Por todo su apoyo y comprensión en momentos difíciles para mí.

De manera muy especial a Gaby por haber llegado a mi vida y brindarme su amor, ternura y comprensión. Por enseñarme que las cosas compartidas son más hermosas.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por darme abrigo durante los años de mi formación y a todas aquellas personas que siempre confiaron en mí y que tuvieron algo que ver en este final feliz; porque al fin y al cabo este momento es sólo la culminación de un ciclo de largos años de estudio y esfuerzo compartido.

### *AGRADECIMIENTOS*

Al Biól. Raúl Arcos por su apoyo, paciencia y voluntad de transmitir sus conocimientos.

A los sinodales: Dr. José Luis Gómez, M. en C. Salvador Hernández, M. en C. Armando Cervantes, y Biól: Angélica González por sus valiosas y acertadas correcciones en la elaboración de esta tesis, para que al final se volviera algo aceptable.

A todos mis amigos con los que pasamos arduos momentos de trabajo, así como de alegrías y libación. A Ricardo "Richi", Rosario "Chayo", Ezequiel "Cheque", Alejandro "Flaco", Abraham "La Gorda", Leonardo y Abby, Daniel "El Ocelote", Adriana Ibarra, Angélica, Ricardo "Chanoc", Ricardo "Reno", Fernando "Chavillo", Edgar, Gerardo "Smithers", Rodrigo "Roca", Pablo, Carmen, Adriana y Bárbara, Jacqueline, y a todos los que en este momento se me olvidan. GRACIAS.

CONTENIDO	
RESUMEN	6
RESUMEN	6
INTRODUCCIÓN	7
Definición y origen del término eutroficación.	8
Causas de eutroficación.	9
Efectos de la eutroficación.	10
Clasificación de los lagos.	11
Parámetros físicos, químicos y biológicos.	12
Luz y temperatura.	12
Transparencia y profundidad.	13
Potencial de hidrógeno (pH).	13
Alcalinidad.	14
Conductividad.	14
Oxígeno disuelto.	14
Dióxido de carbono.	15
Potencial redox (Eh).	15
DBO y DQO.	16
Nutrientes.	17
Clorofila a.	17
Índices de Estado Trófico (IET).	18
ANTECEDENTES	20
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	25
ZONA DE ESTUDIO	27
Ubicación.	27
Geología y Orografía.	28
Edafología.	28
Hidrografía.	28
Clima.	29
Vegetación.	29
Fauna.	29
JUSTIFICACIÓN	30
HIPÓTESIS	30
OBJETIVO GENERAL	31
OBJETIVOS PARTICULARES	31
MÉTODOS	32
Trabajo de campo.	32
Ciclo nictimeral.	32
Muestreo.	32
Trabajo de laboratorio.	33
Determinación de clorofila a	33
Trabajo de gabinete.	34
Determinación del estado trófico.	34
Análisis estadístico.	36
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
Parámetros físicos, químicos y biológicos.	39
Profundidad y transparencia.	39

Temperatura.	42	
Alcalinidad total.	45	
Potencial de Hidrógeno (pH).	47	
Conductividad.	49	
Oxígeno disuelto (O <sub>2</sub> ).	52	
Potencial Redox (Eh).	55	
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ).	57	
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).	59	
Demanda Química de Oxígeno (DQO).	61	
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).	63	
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).	65	
Fósforo total (PTot).	68	
Clorofila a (Cl-a).	71	
Correlaciones entre parámetros.	74	
Ciclo nictimeral.	76	
Índice de Estado Trófico (IET).	78	
Interpretación de los datos, empleando análisis estadísticos multivariados.		81
Estructura e interrelación de los parámetros físicos, químicos y biológicos.		81
Componentes principales para los parámetros físicos, químicos y biológicos.		85
CONCLUSIONES	88	
RECOMENDACIONES	89	
ANEXOS.	90	
ANEXO 1. Estaciones de muestreo.	90	
ANEXO 2. Extracción de sedimentos.	92	
ANEXO 3. Causales del aporte de materia orgánica.	93	
ANEXO 4. Consecuencias de la mala calidad del agua.	95	
ANEXO 5. Efectos del incremento de nutrientes.	96	
REFERENCIAS	97	

## RESUMEN

Xochimilco se considera como uno de los últimos bastiones del sistema lacustre de la Cuenca de México, por lo que en la actualidad existe un marcado interés en este lago. Este lugar es un símbolo de la Ciudad de México y fue declarado patrimonio cultural de la Nación desde 1987, por la UNESCO. La eutroficación es uno de los problemas ecológicos más graves del país; éste término es utilizado para describir los efectos biológicos de un incremento en la concentración de nutrimentos (generalmente nitrógeno y fósforo) en ecosistemas acuáticos y puede originarse por condiciones naturales o antropogénicas. El objetivo de este estudio fue determinar el estado trófico del lago de Xochimilco mediante el índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977). Para cumplir con el objetivo planteado se realizaron muestreos mensuales en cuatro estaciones dentro del lago, en el periodo comprendido entre los meses de abril a noviembre de 2003. Se llevaron a cabo determinaciones de los siguientes parámetros: profundidad, transparencia, temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox, alcalinidad, dióxido de carbono, DBO, DQO, amonio, nitratos, fósforo total y clorofila *a*. Para el análisis de los datos se empleó el software estadístico: SPSS versión 11.0 y STAGRAPHICS plus versión 5.0. Con base en el IET de Carlson, el sistema lacustre de Xochimilco se catalogó como hipereutrófico. Este estado trófico implica condiciones inestables y deterioradas, las cuales pueden llevar a la pérdida de la biodiversidad y los recursos acuáticos. El deterioro ambiental y la sobreexplotación del recurso “agua” en Xochimilco, incrementado drásticamente por la eutroficación cultural ha causando un estado de hipereutrofia. Esto se pone de manifiesto en la poca profundidad ( $z < 2.5$  m) y las elevadas concentraciones de nitratos ( $0.0031 - 14.35$  mg L<sup>-1</sup>), fósforo total ( $0.21 - 1.01$  mg L<sup>-1</sup>) y clorofila *a* ( $10.47 - 203.01$  mg m<sup>3</sup>), que se registraron en el sistema. Del análisis estadístico multivariado se obtuvo un agrupamiento con tres cúmulos, siendo el tercero el que reunió más variables (biomasa algal, nutrimentos, DBO y DQO, además del potencial redox). El análisis de componentes principales aplicado a trece variables, se reveló que el CP<sub>1</sub>, tiene como variable robusta a la conductividad con 74.79% de la varianza total; por lo que puede considerarse como el parámetro químico que refleja la composición edáfica.

## INTRODUCCIÓN

El agua es imprescindible para el progreso de toda nación, ya que diariamente se consumen grandes volúmenes en las ciudades (para uso doméstico e industrial) y en el campo. El desarrollo agrícola, ganadero e industrial, así como la mayoría de las actividades humanas y aun la propia existencia del hombre, dependen de la disponibilidad de dicho recurso. Sin embargo, el agua también es importante desde un punto de vista no antropogénico, pues los escurrimientos y reservorios epicontinentales que conforma son hábitats naturales para una gran variedad de especies, desde cosmopolitas hasta endémicas (Gleick, 1993).

El empleo del recurso "agua" para diversos fines ha llevado a clasificarla según sus características físicas y químicas (calidad del agua), incluso después de su tratamiento. Sin embargo, los criterios para diferenciarla y normarla no son precisos y en muchos casos se confunden (Lanza de la, 1990).

Desde hace algún tiempo, el deterioro de la calidad del agua en ríos, embalses, lagos y mares, se ha ido acentuando debido principalmente a la presión demotécnica, esto es, a la suma o combinación de la biología de las poblaciones humanas con la producción y consumo tecnológicos (Wetzel, 2001).

La importancia del agua en la economía humana aumenta día a día y el abastecimiento de agua dulce se hace cada vez más difícil, tanto en razón del crecimiento de la población y de su nivel de vida, como del desarrollo acelerado de las técnicas industriales modernas. Bajo presión de las considerables necesidades de la civilización moderna, se está pasando del empleo de las aguas de manantiales y pozos, a una utilización cada vez más intensa de las aguas superficiales. Paralelamente se desarrollan las investigaciones de las aguas subterráneas y los métodos de recuperación, y existe una preocupación cada vez mayor por la desalinización del agua de mar. Simultáneamente, las causas de contaminación son más extensas; éstas se hacen cada vez más masivas, variadas y perjudiciales (Rodier, 1990).

En los países desarrollados y en organizaciones internacionales, numerosos programas de investigación están dedicados al estudio del control y preservación de la calidad de las aguas epicontinentales, evidenciando con esto su importancia en el nivel mundial.

Esta importancia ha surgido en parte, como respuesta al notorio incremento de la contaminación de los sistemas acuáticos, en los cuales son vertidas sustancias que alteran su composición y/o estado original (Gleick, 1993).

Una de las alteraciones más frecuente se da por la presencia de elevadas cantidades de nutrientes. Estos son básicamente los iones del nitrógeno ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) y fósforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), y son necesarios para la formación de proteínas, amino azúcares, nucleótidos, etc. Estos nutrientes, junto con la temperatura y la luz son los responsables de la productividad primaria en todo el sistema acuático (Lanza de la, 1990) y están asociados a un cambio en la composición y diversidad de las especies, todo lo cual acelera los pasos hacia la eutroficación e incluso, la hipereutroficación (Kevern *et al.*, 1996).

### **Definición y origen del término eutroficación.**

El concepto eutrofia fue usado, por primera vez, por el botánico alemán Weber en 1907, para describir las condiciones relativas a los nutrientes, en los pantanos de turba (Mason, 1991; Harper, 1992). Naumann (1919) aplicó el término a la limnología, clasificando los lagos de acuerdo con la transparencia y cantidad de fitoplancton que contenían. Así, un lago oligotrófico es transparente y contiene poco fitoplancton, mientras que un lago eutrófico es menos transparente y tiene una gran presencia de fitoplancton. A su vez, un lago mesotrófico tiene características intermedias entre estos dos sistemas (Citado en Mason, 1991; Harper, 1992; Wetzel, 2001).

La eutroficación es un proceso natural que ocurre virtualmente en todos los cuerpos de agua. Este término es usado para describir los efectos biológicos de un incremento en la concentración de nutrientes (generalmente nitrógeno y fósforo, pero algunas veces otros como el sílice, potasio, calcio, hierro o manganeso) en ecosistemas acuáticos (Harper, 1992; Mason, 2000).

A partir del aporte de nutrientes al sistema, se desarrolla una gran biomasa algal, que conduce a la acumulación de materia orgánica, procesos de degradación, descenso de las concentraciones de oxígeno y en casos extremos mortandad de peces (Lampert y Sommer, 1997). A ello se suma la aparición de especies de microalgas capaces de liberar neuro y hepatotoxinas, las que pueden generar riesgos sanitarios importantes (Falconer y Humpage, 1996). Además, se presenta un decremento en la profundidad promedio de la columna de agua, causada por la acumulación de sedimentos (Laws, 1993; Quian, 1999).

Por otra parte, el deterioro ambiental puede generar un hábitat propicio para el desarrollo de especies invasoras, con efectos negativos sobre la biodiversidad local y las tramas tróficas acuáticas (Poorter, 1999).

La aceleración antropogénica de la eutroficación se denomina eutroficación cultural (Laws, 1993; Lampert y Sommer, 1997). Los factores más importantes de la eutroficación cultural son: las aguas residuales, domésticas e industriales; las aguas sobrantes de riego en la agricultura, que han sido enriquecidas con abonos; el agua de escorrentía después de la tala, incendios o el uso de herbicidas, operaciones que movilizan una elevada proporción de los nutrientes contenidos en el suelo (Margalef, 1983; Becher *et al.*, 2000; Nijboer y Verdonschot, 2004). En los últimos años, el uso masivo de detergentes fosforados (polifosfatos) ha sido la causa de un rápido enriquecimiento en fósforo de muchos lagos y de graves problemas de eutroficación (Margalef, 1983; Mason, 1991; Harper, 1992; Figuerelo y Marino, 2001).

### **Causas de eutroficación.**

La eutroficación es la respuesta a un enriquecimiento con nutrientes, que pueden originarse por condiciones naturales o antropogénicas; esta última ocurre a un ritmo acelerado y se presenta en pocas décadas o años y es uno de los principales tipos de contaminación en los sistemas acuáticos del mundo (Vollenweider, 1981).

La forma acelerada de eutroficación es causada esencialmente por tres elementos interrelacionados y encadenados a amplios cambios demográficos:

- a) El aumento rápido de la población, con una fuerte tendencia a la urbanización; incrementándose así las descargas de desechos urbanos a los ríos, lagos, embalses y litorales (Forsberg, 1994; Turner *et al.*, 1999). Un factor tradicional es el uso de detergentes polifosfatados, a partir de la II Guerra Mundial (Vollenweider, 1981; Margalef, 1983). En la actualidad, esta prohibida la fabricación de detergentes con polifosfatos, y se están sustituyendo los compuestos fosforados por alquilsulfonatos.
- b) Una rápida industrialización relacionada al crecimiento poblacional y por consiguiente, un aumento de los desechos industriales de todo tipo (Forsberg, 1994; Turner *et al.*, 1999), incluso aquellos que contienen los nutrientes esenciales para el crecimiento de algas y plantas vasculares acuáticas (hidrofítas) (De Groot *et al.*, 1987).
- c) La intensificación de la agricultura y cambios en los métodos de producción por medio de monocultivos, incremento en la cantidad de fertilizantes químicos utilizados, concentración de ganado y descarga directa de desechos agrícolas a los ríos, entre otros (Forsberg, 1994; Turner *et al.*, 1999).

### **Efectos de la eutroficación.**

El proceso de eutroficación produce una gran variedad de efectos en un cuerpo de agua; entre los más importantes se encuentran los siguientes:

- El incremento de la producción de fitoplancton en más de un orden de magnitud (Uhlman, 1975; Margalef, 1983; Nijboer y Verdonschot, 2004), además de un desarrollo excesivo de algas filamentosas y plantas acuáticas flotantes (De Groot *et al.*, 1987; Janse y Van Puijenbroek, 1998).
- Una mayor coloración y turbidez del agua ocasionada por las algas planctónicas (Uhlman, 1975).
- Anoxia en el hipolimnion (Margalef, 1983; Nijboer y Verdonschot, 2004).
- Enriquecimiento del hipolimnion con ácido sulfhídrico, dióxido de carbono, manganeso y/o hierro disueltos (Uhlman, 1975; Nijboer y Verdonschot, 2004).
- Formación de metano en los sedimentos, como resultado de la deposición del fitoplancton. Esto acelera el regreso de compuestos de nitrógeno y

fósforo disueltos, que se encuentran retenidos en los sedimentos, a aguas abiertas (Margalef, 1983).

- Desaparición de macrofitas sumergidas (Veeningen, 1982; De Groot, *et al.*, 1987).
- Muerte de peces por falta de oxígeno a causa de envenenamiento con amoníaco (Veeningen, 1982).
- Incremento de la tasa de descomposición de detritus (Nijboer y Verdonschot, 2004).
- La depleción del oxígeno como resultado de la contaminación orgánica (Veeningen, 1982; Nijboer y Verdonschot, 2004).

Los problemas originados por la eutroficación y que afectan al hombre, son el difícil tratamiento del agua, resultando con sabor u olor desagradables. El agua puede ser perjudicial para la salud, además que disminuye el valor recreativo del lago. El aumento de la vegetación puede llegar a interrumpir el flujo de agua e impedir la navegación y es posible que desaparezcan especies interesantes desde el punto de vista biológico y comercial (Mason, 1991), como ajolotes, acociles y charales.

### **Clasificación de los lagos.**

Los ecosistemas acuáticos lénticos han sido foco de atención del ser humano, de tal forma que los ha clasificado con base en diversos criterios.

Una de estas clasificaciones fue fundamentada por su origen, ya que este puede influir en la calidad de sus aguas. Los procesos involucrados en la formación de los lagos han sido clasificados como constructivos, destructivos y obstructivos. Sin embargo, es conveniente agruparlos de acuerdo con la naturaleza general de los procesos que los forman. Así, se pueden clasificar en lagos de cuencas tectónicas, lagos asociados con actividad volcánica o con las franjas costeras; lagos formados por deslaves, por actividad glacial, por acción pluvial o por el viento; lagos formados por acumulación orgánica, lagos producidos por comportamientos complejos de grandes organismos, y lagos originados por impactos de meteoritos (Hutchinson, 1975).

Otro criterio de clasificación se basa en el tipo de estratificación que presentan a lo largo del año. Así, se distinguen seis tipos: amíctico, monomíctico frío, dimíctico, monomíctico cálido, oligomíctico y polimíctico (Wetzel, 2001).

Uno de los sistemas de clasificación más utilizados (Vallentine, 1978; Kevein *et al*, 1996; Lampert y Sommer, 1997) se basa en su estado trófico y productividad primaria. De esta manera se tienen los siguientes:

- Oligotróficos. Geológicamente son lagos jóvenes, profundos, con hipolimnion mayor que el epilimnion, baja productividad, escasa densidad de fitoplancton y el agua con alta transparencia.
- Mesotróficos. Están en un estado de transición entre oligotróficos y eutróficos.
- Eutróficos. Son lagos viejos, poco profundos, ricos en sólidos disueltos, mayor productividad primaria, poblaciones de plancton más densas y florecimientos algales muy comunes.
- Hipereutróficos. Son lagos que presentan una productividad extremadamente alta.
- Distrófico. Son sistemas (pantanos, humedales) de pH ácido y aguas amarillentas o cafés, los sólidos disueltos escasean pero abunda el humus.

### **Parámetros físicos, químicos y biológicos.**

El monitoreo de los parámetros físicos, químicos y biológicos de los sistemas acuáticos, es importante para implementar criterios de diferenciación y normatividad (Lanza de la, 1990). A continuación se mencionan algunos de estos parámetros:

#### **Luz y temperatura.**

La temperatura guarda una estrecha relación con la intensidad de luz y es difícil evaluarla como un factor separado de ella, debido a que la absorción de la energía solar y su disipación en forma de calor afectan profundamente la estratificación de las masas de agua (en donde las masas de agua de mayor temperatura se superponen a las más frías, formando capas o estratos) y consecuentemente influyen en la circulación estacional, lo anterior se refleja en cambios en las

propiedades físicas y químicas del agua como densidad, viscosidad, conductividad, solubilidad de gases (principalmente el oxígeno) y en la velocidad de las reacciones químicas y bioquímicas (Lind, 1985; Burgis y Morris, 1987).

La temperatura y la luz, son dos de los factores que determinan los procesos de fotosíntesis en los productores primarios, que dependen a su vez de la latitud y la regionalidad de algún cuerpo de agua en cuestión, refiriéndose esto último a procesos de circulación, renovación de masas de agua o de confinamiento, advección, mareas, etc. (Lanza de la, 1990).

Finalmente, se puede decir que la temperatura es un factor importante en la productividad de un sistema, ya que cuando la temperatura aumenta por lo general también lo hacen la producción de la materia, el crecimiento y el intercambio de nutrimentos; es decir, la temperatura determina en cierto grado las condiciones de alta o baja producción (Arrignon, 1984).

### **Transparencia y profundidad.**

El científico italiano, de apellido Secchi, ideó una evaluación aproximada de la transparencia del agua con respecto a la luz, que se basa en el punto en el cual deja de ser visible un disco blanco conforme se hunde en el agua. La transparencia del disco de Secchi es esencialmente función de la reflexión de la luz, y por tanto está influenciado por las características de absorción, tanto del agua como de la materia disuelta y particulada existente en ella (Wetzel, 1981). La transparencia registrada depende de las condiciones del día y la vista del observador (Lind, 1985).

La transparencia en un sistema acuático es fundamental. Los valores de este parámetro indican la presencia de materia orgánica, implicando una inadecuada operación en el tratamiento; además, se presentan partículas inorgánicas, principalmente en aguas subterráneas, lo que permite un crecimiento bacteriano. Tanto la transparencia como el color están determinados por la presencia de sólidos en suspensión y disueltos los cuales absorben la radiación solar, de modo que hay una disminución de la actividad fotosintética por la vegetación acuática. Del mismo modo la importancia de la profundidad radica en ser un parámetro esencial dentro de la morfometría de un lago y ejerce efectos en el comportamiento de la mayoría de los parámetros físicos, químicos y biológicos en

el sistema. Según la profundidad, podemos conocer su origen, así como el grado de eutroficación de un lago, ya que diversos autores relacionan a los lagos profundos con los lagos oligotróficos y a los lagos poco profundos con lagos eutróficos (Lampert y Sommer, 1997).

### **Potencial de hidrógeno (pH).**

El pH de una solución es una medida de la actividad de los iones hidrógeno. En muchas aguas naturales, el pH se encuentra en el intervalo de 4.0 a 9.0 unidades, y en la mayoría está en el intervalo de 6.0 a 8.0 unidades (Lind, 1985).

En los cuerpos de agua, la desviación del pH neutro (7.0), es el resultado de la hidrólisis de sales de bases fuertes y ácidos débiles o de bases débiles y ácidos fuertes (Wetzel, 1981). Sin embargo, gases disueltos como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  y  $\text{NH}_3$  también tienen un efecto significativo. La mayoría de aguas naturales tiene un pH alcalino a causa de la presencia de carbonatos y bicarbonatos (Lind, 1985; Lanza de la, 1990).

La importancia del pH en sistemas acuáticos se debe a que éste puede reflejar cambios en la actividad biológica y en la naturaleza química de las aguas, así como contaminación (Lind, 1985). El efecto más importante de los cambios de pH es incluso sobre la toxicidad de algunos compuestos que no definen su grado de disociación (por ejemplo amoníaco, ácido cianhídrico y ácido sulfhídrico). Algunos metales contenidos en los sedimentos se solubilizan por variaciones del pH y se convierten en compuestos tóxicos (Lanza de la, 1990).

### **Alcalinidad.**

La alcalinidad del agua es su capacidad para aceptar protones; en otras palabras, el término se refiere generalmente a la cantidad y tipo de compuestos que tienden a elevar el pH. La alcalinidad de muchas aguas depende primordialmente de carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), e hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ); los tres en conjunto suman la alcalinidad total (Lind, 1985). Aunque la alcalinidad de las aguas naturales es generalmente el resultado de bicarbonatos, ésta se expresa frecuentemente como  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  asumiendo que la alcalinidad está dada exclusivamente por este compuesto (Wetzel, 2001).

### **Conductividad.**

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, de su valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición (APHA, 1992). La medición de este parámetro es importante, ya que se puede hacer una estimación de la concentración total de la materia iónica disuelta en el agua, la cual es liberada y contribuye a la fertilización del agua (Lind, 1985).

### **Oxígeno disuelto.**

El oxígeno participa en muchas reacciones químicas y biológicas, y por esto es el elemento químico más estudiado en los ambientes acuáticos (Goldman y Horne, 1983).

La cantidad de oxígeno disuelto (OD) presente en los cuerpos de agua, resulta de:

- 1) Las actividades fotosintéticas y respiratorias de la biota; y
- 2) El gradiente de difusión en la interfase aire-agua (Lind, 1985).

La determinación del oxígeno disuelto es muy importante, ya que determina la existencia de condiciones aerobias o anaerobias en un medio particular (Romero, 1999). La disminución del oxígeno dentro de un sistema se debe principalmente al proceso de degradación de materia orgánica, reduciendo su capacidad de depuración. Cuando se ha consumido todo el oxígeno disuelto, la degradación se torna anaeróbica, desapareciendo la vida animal y apareciendo compuestos típicos de la putrefacción, generalmente mal olor, como el ácido sulfhídrico (Gilbert, 1991).

La concentración del oxígeno disuelto muestra variaciones estacionales, como resultado de las condiciones ambientales y biológicas. El límite mínimo, ecológicamente hablando, depende del medio (dulce acuícola, salobre o marino); en aguas dulces debe ser de 3.5 a 5.0 mg l<sup>-1</sup> (Lanza de la, 1990).

### **Dióxido de carbono.**

Su importancia radica en que constituye uno de los nutrimentos principales del metabolismo fotosintético del fitoplancton y macrofitas acuáticas. Dentro de un sistema acuático el nivel de concentración de CO<sub>2</sub> está determinado por

procesos como la fotosíntesis y la respiración, por lo cual sus valores varían durante el día en forma inversa al oxígeno. Ya que el CO<sub>2</sub> se utiliza para la fotosíntesis y el oxígeno se obtiene como producto fotosintético, se tiene que la concentración de CO<sub>2</sub> es menor al medio día y mayor a media noche donde solo se realiza el proceso de la respiración (Goldman, 1983; Gilbert, 1991).

### **Potencial redox (E<sub>h</sub>).**

Muchas transformaciones químicas y bioquímicas en el agua son reacciones redox o de óxido-reducción; esto es, reacciones en las cuales hay transferencia de electrones. El compuesto que dona el electrón es referido como el agente reductor y el que lo acepta como agente oxidante (Lampert y Sommer, 1997). Los electrones libres en una solución pueden ser capturados por un electrodo colocado en un sistema redox. El potencial desarrollado en el electrodo, corresponde a la capacidad de la solución para oxidarse o reducirse, el cual es el potencial redox (E<sub>h</sub>) de la solución (Goldman, 1983; Lampert y Sommer, 1997). El E<sub>h</sub> es expresado en volts y medido con un electrodo estándar de hidrógeno. La importancia de este parámetro radica en que tiene una fuerte influencia sobre la solubilidad de los elementos; los cambios temporales en el hipolimnion y en la interfase sedimento-agua son importantes en el ciclo de los nutrimentos en los lagos (Lampert y Sommer, 1997).

### **DBO y DQO.**

La determinación de oxígeno disuelto sirve como base para cuantificar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). La DBO es una prueba en la que se utilizan procedimientos estandarizados de laboratorio, para determinar los requerimientos relativos de oxígeno de las aguas residuales, efluentes y contaminadas (APHA, 1992). En la DBO se mide la cantidad de oxígeno utilizado por los microorganismos en la estabilización de la materia orgánica biodegradable, bajo condiciones aerobias, en un periodo de 5 días y a 20° C (Romero, 1999).

La población de microorganismos en un ambiente dado es proporcional a la cantidad de alimento orgánico biodegradable en el mismo. Si se introduce una cierta cantidad de materia biodegradable en el agua, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es proporcional. Este constituye uno de los parámetros más

importantes para medir el posible consumo de oxígeno provocado por una carga orgánica, o sea por determinada cantidad de desechos biodegradables. Al mismo tiempo, este dato permite evaluar el efecto genérico que esta carga de polución pudiera provocar sobre los ecosistemas acuáticos. De acuerdo con el concepto de demanda bioquímica de oxígeno, la materia biodegradable es materia químicamente reductora o consumidora de oxígeno.

Se han ideado otros métodos que sustituyen o complementan a la DBO para evaluar la fuerza de contaminación. En la mayor parte de ellos se considera que el contaminante biodegradable está constituido por material reductor y, por lo tanto, queda sujeta a la oxidación química; de manera que se oxida solamente la fracción biodegradable de la materia orgánica presente, que se oxidaría en 5 días por el método de la DBO.

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro analítico de contaminación que mide el material orgánico contenido en una muestra líquida mediante oxidación química. La determinación de la DQO es una medida de la cantidad de oxígeno consumido por la porción de materia orgánica existente en la muestra y que es oxidable por un agente químico (Romero, 1999).

Con el método de la DQO suelen oxidarse algunos compuestos que no son normalmente oxidados en el proceso biológico, y en consecuencia los valores de consumo de oxígeno por este método son, en general, superiores a los ensayos de DBO (Romero, 1999).

### **Nutrimentos.**

Ciertos elementos y compuestos limitan el crecimiento de las algas, pero lo único que realmente modifica su desarrollo es el exceso de nitrógeno y fósforo (De Groot *et al.*, 1987). En la mayor parte de los lagos templados, el elemento limitante suele ser el fósforo, porque la cantidad que se utiliza biológicamente no basta para satisfacer las necesidades de las algas, de modo que los aumentos en las concentraciones de fósforo incrementan la productividad. En lagos y reservorios mexicanos, frecuentemente se encuentra que el nitrógeno o la colimitación N-P son los nutrimentos limitantes (Hernández-Avilés *et al.*, 2001). Si el nitrógeno llega a imponer limitaciones y en el supuesto que el fósforo no,

algunas algas cianofíceas pueden fijar nitrógeno y crecer (Vollenweider *et al.*, 1980; Mason, 1991; Quian, 1999).

Los nutrimentos procedentes de ciudades se derivan de los desechos domésticos, residuos industriales y drenaje de lluvias (Forsberg, 1994; Turner *et al.*, 1999). Los detergentes que contienen fosfatos, aparecidos en los años cuarenta, constituyen una fuente muy importante de fósforo de origen doméstico (Margalef, 1983). Las industrias de alimentos y las que llevan a cabo procesos masivos de lavado producen emisiones con alto contenido de fósforo (Vollenweider, 1981).

Las fuentes rurales de nutrimentos incluyen los procesos agrícolas, explotación de bosques y población rural, siendo los procesos agrícolas la fuente más importante. Los nutrimentos salen de las granjas y demás instalaciones agrícolas por filtrado de agua a través del suelo, deficiencias en el retorno a la tierra de los excrementos del ganado, erosión de la superficie del suelo o paso de pequeñas partículas al drenaje subterráneo. La solubilidad de los nitratos provoca que la agricultura contribuya en gran medida al aporte de nitratos en el agua dulce, mientras que el aporte de fosfato al agua dulce se debe principalmente a la erosión (Harper, 1992).

### **Clorofila a.**

Una enumeración microscópica de las docenas de especies de algas, presentes en la columna de agua, de un lago es costosa. Además, en muchos lagos una gran porción de la biomasa algal no puede ser identificada por la mayoría de expertos (Quian, 1999). Sin embargo, medir la concentración de clorofila a es mucho más fácil y proporciona una estimación razonable de la biomasa algal (Forsberg y Ryding, 1980; Cloot y Ros, 1996).

Una de las características principales de las comunidades algales es la presencia de pigmentos fotosintéticos (clorofilas, carotenoides y biliproteínas). La clorofila a es un pigmento verde, el cual es el responsable de que las plantas sean capaces de convertir la luz solar en energía química (Marshall, 1991). Este pigmento es característico de los organismos fotosintéticos y está presente en todas las algas y cianobacterias (Wetzel, 2001). Para los lagos oligotróficos, la concentración media en verano de clorofila a en el epilimnion está comprendida entre 0.3-2.5 mg m<sup>-3</sup> (Vollenweider, 1981). El enriquecimiento afecta también al

grado de producción primaria. El índice diario medio de producción primaria es de 30-100 mg C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para los lagos oligotróficos, y de 300-3000 mg C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para los eutróficos, lo que equivale a índices anuales de 7-25 g C m<sup>-2</sup> y 75-700 g C m<sup>-2</sup> respectivamente (Mason, 1991).

### **Índices de Estado Trófico (IET).**

El uso de los IET es una tentativa de hacer evaluaciones de productividad biológica más fáciles de entender. Usando fórmulas matemáticas, los valores de IET se pueden calcular individualmente para cuatro parámetros: concentraciones totales del nitrógeno, concentraciones totales del fósforo, concentraciones totales de la clorofila y profundidad del disco de Secchi. Un solo valor de IET para un cuerpo de agua es calculado a veces combinando valores individuales seleccionados de IET.

El índice de estado trófico (IET) propuesto por Carlson (1977) toma en cuenta los valores de transparencia del cuerpo de agua, clorofila *a* y fósforo total. Este índice es una escala numérica que oscila entre 0 y 100 y se puede utilizar para indicar el estado trófico relativo de un cuerpo de agua. Los valores bajos de IET indican bajos niveles de productividad biológica, mientras que valores más altos de IET muestran niveles más altos.

Este índice mide el potencial de un lago para la productividad biológica y generalmente se relaciona con la cantidad de algas, de plantas acuáticas, de peces y de fauna de un cuerpo de agua. Los estados tróficos bajos (oligotróficos) son deseables para actividades recreativas, mientras que los altos estados tróficos (eutróficos e hipereutróficos) son preferibles para la pesca y la fauna que puede observarse. En un cierto plazo el aumento en el estado trófico total puede indicar un aumento de nutrimentos provenientes de la agricultura y la urbanización (eutroficación cultural) (Harper, 1992). Resulta particularmente interesante el desarrollo y evolución que han tenido tales formas de exponer el grado de eutroficación, desde tomar por separado a cada uno de los compuestos como lo muestran los índices de Carlson (1977), hasta los modelos complejos que involucran a una gran variedad de parámetros indicadores (Olvera, 1990).

## ANTECEDENTES

Del total de agua existente en la tierra (aproximadamente 1'385, 000,000 km<sup>3</sup>), el 97.3% es salada, el 2.08% se encuentra congelada en los polos y solo una pequeña parte esta disponible para nuestras necesidades. En México la distribución de este recurso no es equitativa y se concentra principalmente en el sur en las cuencas de los ríos Grijalva-Usumacinta, Papaloapan, Pánuco y Balsas (Jiménez, 2002).

Históricamente los lagos mexicanos han estado asociados al desarrollo de culturas prehispánicas importantes, hacia el año de 1254 a.C., en los alrededores de Santa Cruz Acapulxca se asentó la primera tribu de nahuatlacas que llegó al Valle de México, aquellos pobladores dedicados a la agricultura que bajo el liderazgo de Acatonalli se dispusieron de inmediato a intensificar el cultivo en tierras altas introduciendo un nuevo sistema de cultivo: Las Chinampas (DDF, 1996).

Una chinampa es una porción de tierra fértil construida por la agregación de vegetación acuática y lodo proveniente del mismo cuerpo de agua en el que se construye, fijada por ahuejotes (*Salix bonplandiana*) y varas para evitar su desmoronamiento, y se encuentra rodeada por canales de agua que se intercomunican entre sí (Fernández, 1986). El desarrollo de este sistema tuvo lugar en el Lago de Xochimilco que formaba parte del sistema lacustre de 2000 km<sup>2</sup>, formado por los lagos Zumpango y Xaltocan al norte, Texcoco al centro y Chalco y Xochimilco al sur, que en tiempo de lluvias formaban uno solo llamado el Lago de la Luna (Coe, 1964; Fernández, 1986). Desde entonces, el lugar es llamado Xochimilco (de las voces náhuatl "*Xochítl*", flor, "*Milli*", campo cultivado, y "*co*", lugar: "En el lugar de la sementera florida" y a sus habitantes Xochimilcas (Fernández, 1986; Pérez-Fons, 1993; DDF, 1996).

El desarrollo de las chinampas permitió la agricultura intensiva sustentada por la gran cantidad de materia orgánica, permitiendo la producción de maíz, chile, frijol, calabaza, flores y otros cultivos. Además de esto, obtenían de la zona especies acuáticas nativas que permitían satisfacer sus necesidades; estas actividades se

desarrollaron hasta mediados del siglo XVI cuando los lagos de Texcoco y Xochimilco proveían más de un millón de pescados al año (Fernández, 1986; DDF, 1996).

En 1909 Xochimilco aportaba el 70% de la producción agrícola del Distrito Federal, porcentaje que decreció en 1989 al 15%, como consecuencia del desvío de las aguas de los manantiales que alimentaban los canales (DDF, 1996).

Hoy en día Texcoco y Xochimilco son considerados como los últimos bastiones del sistema lacustre de la Cuenca de México, por lo cual en la actualidad existe un gran interés en estos lagos y muy particularmente en Xochimilco, pues este es considerado como un símbolo de la ciudad y ha sido declarado patrimonio cultural de la humanidad por la UNESCO desde 1987. Xochimilco es además un lugar de historia, de tradición y de agua y como tal, es una región que está sujeta a las condiciones por las que atraviesan las cuencas hidrológicas del país, como la insuficiencia, la sobreexplotación y la transferencia de agua de una región a otra (Pérez-Fons, 1993).

Desde la época de Moctezuma I y debido al crecimiento de la Ciudad de México, se han desarrollado obras hidráulicas para el abastecimiento de agua potable a la población y evitar las inundaciones en la Ciudad. Pero al paso de los años, el crecimiento de la mancha urbana, así como la sobreexplotación de los mantos acuíferos y la desecación de los manantiales que abastecían al lago de Xochimilco afectaron los sistemas acuáticos de la zona disminuyendo el volumen del líquido, con el consecuente deterioro ecológico de los mismos. Este desvío de agua de los manantiales de Xochimilco hacia el centro de la Ciudad de México comenzó a principios de este siglo, lo que provocó que para 1950, el sistema quedara casi seco, afectando las actividades productivas de las comunidades aledañas así como la fauna existente (Romero, 1993).

Para contrarrestar tales efectos las autoridades del Departamento del Distrito Federal deciden el tratamiento de las aguas negras de la Ciudad de México y su recanalización a la zona de Xochimilco. Para tal propósito instalan en 1958 la primera planta tratadora de agua llamada "Cerro de la Estrella" con capacidad de  $400 \text{ L seg}^{-1}$ , la cual fue ampliada para 1967 a  $1250 \text{ L seg}^{-1}$ ; desafortunadamente

las aguas salían de esta planta semitratadas y causaban graves disturbios ecológicos por su tratamiento secundario deficiente (Balanzario, 1976). La contaminación desmedida en los mantos disminuyó considerablemente la fauna lacustre, poniendo en riesgo la biodiversidad del ecosistema (Pérez-Fons, 1993).

Al crear conciencia de la importancia real del Lago de Xochimilco, y del Valle de México en general, se implementó un proyecto de recuperación de la Cuenca de México, que tiene como propósito construir reservas naturales alrededor de la capital formando un Cinturón ecológico Verde; las acciones llevadas a cabo en Xochimilco constituyen medio círculo de este cinturón y el resto lo conforman las reservas naturales de las delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Milpa Alta, Tlalpan y Tláhuac (Pérez-Fons, 1993; DDF, 1996).

Para la conservación de la zona de Xochimilco en 1989 se aprobó el Plan de Rescate Ecológico de Xochimilco, donde el Departamento del Distrito Federal por conducto de la Delegación Xochimilco implementó un plan que contemplaba cuatro aspectos:

- Rescate Agrícola
- Rescate Arqueológico y del Patrimonio Cultural
- Aspectos Sociales, Turismo y Deportes
- Rescate Hidráulico y Saneamiento Integral

Para concretar este último, se restableció paulatinamente el equilibrio ecológico del lago, ampliando las instalaciones de la planta de tratamiento "Cerro de la Estrella" y construyendo una planta tratadora más que lleva por nombre el lugar donde se instaló "San Luis Tlaxialtemalco", ambos complejos descargan a los canales agua tratada en nivel terciario (incolora, inodora). Al mismo tiempo se construyeron 200 km de drenaje en toda el área urbana para evitar que estos llegaran a los canales; también se crearon dos lagunas de regulación para descargar las aguas del "Río San Buenaventura", que en épocas de lluvias causaba serias inundaciones. Se planearon dos distritos de riego y se reforestó la zona con 400,000 ahuejotes (*Salix bonplandiana*). En el aspecto agrícola se expropiaron 800 hectáreas para conservación, una cuarta parte de ellas se destinó

para el cultivo de especies ornamentales. Se destinaron 165 hectáreas a la recreación demostrativa, zonas deportivas, mercados, estacionamientos, grandes áreas verdes, un lago recreativo de 54 hectáreas, embarcaderos, así como jardines botánicos y zoológicos con flora y fauna endémica de Xochimilco (DDF, 1997).

La creciente degradación de los sistemas acuáticos ha llevado a diversos autores a proponer límites en las concentraciones de compuestos que puedan alterar la vida acuática (Huerto, 1988). Sin embargo, la preocupación no radica solo en que se propongan límites en las concentraciones de tales sustancias, sino en mostrar el nivel en que se encuentre cada cuerpo de agua.

Olabode (2000) menciona en su trabajo la actividad negativa de utilizar aguas tratadas para el riego de hortalizas, ya que en algunos reportes de análisis del agua de los canales de Xochimilco elaborados por la DGOH, se observa que estas aguas contienen más de 10 000 coliformes por 100ml de bacterias patógenas.

Algunos trabajos como el de Vargas (2003) se refiere a las principales fuentes contaminantes de los canales de Xochimilco que son producidas por desechos orgánicos que se generan en clínicas, hospitales y laboratorios ubicados dentro de la jurisdicción de la delegación, desechos orgánicos productos de establos y porquerizas, desechos agrícolas producidos por los mercados de plantas, flores y hortalizas, alimentos, y desechos domésticos, producidos por los productores, comerciantes y habitantes de la delegación.

Los trabajos realizados en el Plan de Rescate Ecológico de Xochimilco en años recientes para rescatar la zona chinampera y las actividades productivas en la región, han dado como resultado el regreso de algunas especies de la fauna y flora más representativa, lo cual demuestra las posibilidades de regeneración y rescate ecológico integral (DDF, 1997).

La mayoría de los análisis son realizados en un solo punto de muestreo y se limitan a medir parámetros como temperatura, pH, oxígeno disuelto, bacterias patógenas y con base en esto determinan una alta contaminación del lago de Xochimilco y recomiendan estudios más profundos para el rescate de la zona (Ibáñez, 2001,).

Un estudio sobre el grado de eutroficación realizado en la pista de canotaje por Montoya (1997) señala que de acuerdo con las concentraciones de nutrimentos obtenidos la zona es eutrófica, pero si estos valores los analizamos con lo descrito por Carlson (1977) el lago es hipereutrófico. Por lo tanto es necesario aplicar técnicas que complementen los estudios y no sólo poner interés en los nutrimentos. En los últimos años, se ha hecho un esfuerzo considerable para desarrollar análisis empíricos y teóricos de eutroficación de lagos que pudieran ser fácilmente aplicables.

Debido a que muchos de los problemas de los lagos se han debido al fitoplancton, la mayoría de los esfuerzos hasta la fecha se han centrado en la eutroficación del lago por fitoplancton incorporando varias presuposiciones básicas en el análisis.

Los modelos simplificados de fitoplancton han probado ser útiles para una primera estimación de los efectos potenciales de una reducción en la carga de nutrientes (Salas y Martino, 1996). Shannon y Bresonik (1972) y Carlson (1977) han propuesto a consideración Índices de Estado Trófico (IET). Vollenweider propuso un modelo simplificado para medir la eutroficación (Castagnino, 1982), otro modelo fue propuesto por la Organización para Cooperación y Desarrollo Económico (OECD por sus siglas en inglés) (1982) y por último, se han propuesto modelos complejos como el de EPAECO (Olvera, 1987).

## PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

A principios de la década de los 60's, en muchos lagos del mundo se alteró rápidamente su estado trófico debido a la adición de nutrimentos originados de actividades humanas (aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas). Esta forma acelerada de eutroficación es causada esencialmente por elementos interrelacionados y encadenados a los amplios cambios demográficos como son: el incremento rápido de la población, lo que provoca un aumento en las descargas de desechos urbanos a ríos, lagos, embalses y litorales; la rápida industrialización relacionada al crecimiento poblacional; la intensificación de la agricultura y un consiguiente aumento en la utilización de fertilizantes químicos (Vollenweider, 1981).

En Xochimilco, el agua es uno de los recursos naturales mas importantes, ya que se utiliza para el riego de las tierras de cultivo, para la navegación y el turismo y sobre todo, constituye un refugio importante para la fauna silvestre acuática de la zona. Además, sus manantiales abastecen de agua potable a la Ciudad de México. Sin embargo, este recurso esta pésimamente manejado, ya que no se le da la importancia que merece al contaminarlo con aguas residuales urbanas, de la ciudad y de la misma zona.

La contaminación del agua que se presenta en ésta zona, repercute de manera notable en todas las actividades productivas. La presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos (principalmente metales pesados) ha provocado la disminución de las poblaciones de los organismos acuáticos como peces, acociles y ajolotes.

En los últimos años la contaminación del lago de Xochimilco ha sido más notoria, debido al incremento de asentamientos humanos y a la actividad agrícola, resultando en un aumento desmedido de las descargas domesticas, de fertilizantes y otros desechos agrícolas, además de que en este cuerpo de agua son vertidas aguas provenientes de las plantas de tratamiento "Cerro de la Estrella" y "San Luis Tlaxialtemalco".

Estas aguas, junto con los aportes domésticos y agrícolas de la zona, han provocado un aumento en las concentraciones de nutrimentos, principalmente fosfatos y nitratos; favoreciendo la aceleración del proceso de eutroficación en el lago.

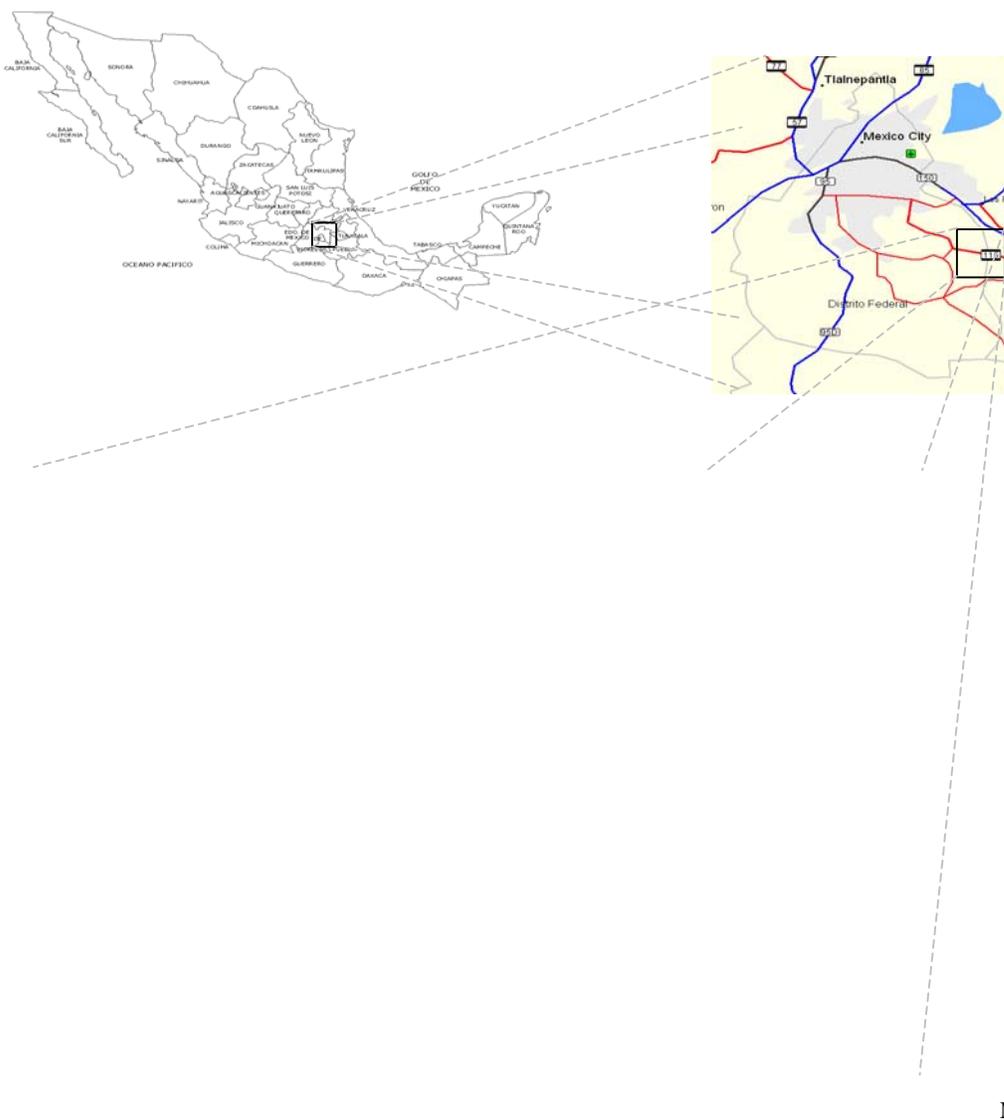
La eutroficación es la respuesta al enriquecimiento con nutrimentos (fósforo y nitrógeno principalmente), pudiendo resultar por condiciones naturales o ser originada por el hombre, esta última ocurre a un ritmo acelerado y se presenta en pocas décadas o años. La eutroficación natural tarda cientos de años en sucederse, mientras que la eutroficación artificial acontece en tan solo algunas décadas a consecuencia de la influencia que ejercen las actividades humanas sobre los cuerpos de agua (Olvera, 1987).

En el nivel mundial, la calidad de las aguas continentales ha preocupado progresivamente debido a la contaminación creciente de las aguas naturales; aunado a esto, la eutroficación de los embalses incrementa su producción en materia orgánica deteriorando la calidad. Además la demanda de agua para uso domestico crece paulatinamente teniendo que destinar nuevas reservas para este uso, lo cual provoca una extensión del problema (Olvera, 1990).

# ZONA DE ESTUDIO

## Ubicación.

Xochimilco es una de las 16 delegaciones del Distrito Federal y se localiza al sureste de la capital mexicana. El Lago pertenece a esta delegación y se localiza en los  $19^{\circ}09'$  y  $19^{\circ}19'$  de latitud norte y los  $98^{\circ}58'$  y  $99^{\circ}10'$  longitud oeste y una altitud de 2240 m (INEGI, 2001) (Figura 1).



**Figura 1.** Zona de estudio y ubicación de puntos de muestreo (Foto satelital Landsat, 2000).

### **Geología y Orografía.**

Geológicamente, 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). La zona lacustre se encuentra rodeada de sierras de origen volcánico como el volcán Tehutli con 2710 msnm, el Zempole con 2650 msnm, el cerro de Xochitapel con 2500 msnm y el cerro Tlacualleli con 2420 msnm (Aguirre y Estévez, 1992; Ezcurra, 1996).

### **Edafología.**

Los suelos, por su alto contenido de materia orgánica y humus han demostrado que son muy fértiles, aunque actualmente presentan elevadas concentraciones de sales, lo que representa una limitante muy severa para su uso y manejo (Aguirre y Estévez, 1992; Ensastigue *et al.*, 1995).

### **Hidrografía.**

El lago de Xochimilco se encuentra al sur del Valle de México. Tiene una superficie de aproximadamente 24 km<sup>2</sup> y su profundidad máxima es de 10 m, por lo regular no sobrepasa un metro. Aunque la delegación no tiene corrientes de agua relevantes, si presentan una importancia hidrológica, por las innumerables zanjas y algunos canales permanentes que limitan las chinampas y que sirven de comunicación entre las mismas. En esta zona se encuentran 10 canales y 7 lagunas importantes. Los canales son: Cuemanco, Apatlaco, Tlicuilli, Nacional, Texhuilo, Apampilco, Japón, La Noria, Amelalco y Atlilic. Las lagunas son: El Toro, La Virgen, Tlilac, Tlicuilli, Texhuilo, Caltongo y Xaltocan. Los principales afluentes son: el Canal Nacional que acarrea las aguas residuales de la Ciudad de México, el agua que proviene de la planta tratadora de aguas negras del Cerro de la Estrella por el Canal de Garay, así como por ríos temporales que descienden de las montañas cercanas, además de aportes pluviales y por agua de drenaje urbano de la zona. Los manantiales más importantes de agua potable son: San Luis, Santa Cruz, Nativitas y La Noria. El agua de estos manantiales está entubada y se utiliza para abastecer a la Ciudad de México. Los pueblos del sur

son abastecidos por el manantial de Monte Alegre (INEGI, 2001).

### **Clima.**

El clima de la zona es del tipo C (W<sub>2</sub>) (w) b (i') que corresponde a templado subhúmedo con lluvias en verano. La precipitación media anual es de 1100 mm para la sierra y de 700 mm para la planicie lacustre. La temperatura promedio es de 15° C, el mes más caluroso es mayo con 20° C y el más frío enero con 10° C (García, 1973; INEGI, 2001).

### **Vegetación.**

En la actualidad el análisis de determinación taxonómica arrojó un total de 107 especies de plantas, pertenecientes a 55 familias. Del total de especies, 59 son cultivadas y 48 silvestres (Salas, 1998). En la zona existen tres grupos de plantas ligadas al agua: Sumergidas (*Cabomba* sp y *Potamogeton* sp), flotantes (*Eichhornia crassipes* (Mart. y Zucc) Solms, *Lemna minor* L. y *Spirodela polyrhiza* L.); y emergentes (*Hydrocotyle ranunculoides* L., *Typha latifolia* L., *Juncos* spp. y *Cyperus* spp.). El ahuejote *Salix bonplandiana* Kunth es un árbol tradicionalmente empleado para fortalecer los bordes de las chinampas; otras especies utilizadas con el mismo fin son el ahuehuete (*Taxodium mucronatum* Ten.), el fresno. *Fraxinus uhdei* (Wensig) Lingelsh) y el eucalipto (*Eucalyptus* spp.) (Domínguez, 1987; Salas, 1998; Ramos-Bello *et al.*, 2001).

### **Fauna.**

La fauna en esta zona, es muy variada debido a que existen diferentes y numerosos microhábitats. Se encuentran representadas 70 géneros en 37 familias de invertebrados, así como 95 géneros en 31 familias de vertebrados.

En la columna de agua se encuentra una gran variedad de organismos, entre los que se tiene al ajolote (*Ambystoma mexicanum*), la carpa dorada (*Carassius auratus*), la carpa común (*Cyprinus carpio*), la carpa herbívora (*Ctenopharingodon idella*) y la rana (*Rana montezumae*) (Ávila, 2000).

## JUSTIFICACIÓN

La preocupación en torno de las aguas continentales y su continuo deterioro hace que su estudio presente grandes perspectivas de utilidad, ya que con el conocimiento generado se pueden diseñar las medidas adecuadas de control, aprovechamiento y administración de estos recursos (Margalef, 1983).

El Lago de Xochimilco es uno de los cuerpos de agua en el que se han realizado diversidad de trabajos, la mayoría enfocada a los análisis de parámetros físicos, químicos y algunos otros, de aspectos biológicos y ecológicos. En muchos de estos trabajos, se cataloga a este cuerpo de agua como eutroficado (Díaz y Domínguez, 2003). La relevancia de este trabajo radica conocer el estado trófico del sistema, aplicando un índice de estado trófico, además de poder establecer si el sistema presenta variaciones tróficas espaciales.

El lago en estudio es un recurso hídrico del cual depende parte de la economía local; además, la zona de estudio tiene un alto valor biológico, por su elevado grado de acumulación de endemismos (Entre los que se encuentran *Ambystoma mexicanum* y *Cambarellus montezumae* por su variedad de paisajes, los cuales han convertido a Xochimilco en una zona prioritaria de conservación (DDF, 1997), además de que es considerado como un símbolo de la ciudad y ha sido declarado patrimonio de la humanidad por la UNESCO desde 1987 (Pérez-Fons, 1993).

Por otra parte, ya que la eutroficación es uno de los problemas ecológicos más graves de nuestro país, todo conocimiento que se derive de las actividades dirigidas al estudio de los factores que la provocan es de suma importancia para encontrar métodos de detección y soluciones técnicas y prácticas poco costosas.

## **HIPÓTESIS**

El sistema estudiado es un cuerpo de agua cerrado, recibe las descargas de una planta de tratamiento y las actividades que en la región se practican son diversas. De acuerdo con esto, esperamos que la zona agrícola presente un nivel eutrófico, y las zonas urbana e industrial resulten hipertróficas.

## **OBJETIVO GENERAL**

Determinar el estado trófico en las zonas agrícola, industrial y urbana del lago de Xochimilco.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Evaluar los siguientes parámetros del sistema: profundidad, transparencia, temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, potencial de oxido reducción, dióxido de carbono, alcalinidad, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno; en la superficie y el fondo del lago.
- Estimar las concentraciones de clorofila a en el sistema.
- Evaluar los nutrientes (Nitrógeno amoniacal, nitratos y fósforo total) en superficie y fondo.
- Describir el comportamiento de los parámetros por medio de análisis estadísticos.
- Proponer alternativas de mejoramiento y conservación de la calidad del agua de la zona lacustre de Xochimilco.

## MÉTODOS

El procedimiento seguido para cumplir con los objetivos planteados se dividió en tres fases: a) campo, b) laboratorio, y c) gabinete.

### **Trabajo de campo.**

Se trabajó en la zona lacustre de Xochimilco, en la cual se tomaron muestras de agua durante los meses de abril a noviembre del año 2003.

### **Ciclo nictimeral.**

El análisis se realizó *in situ* en la zona industrial en un periodo de 24 horas registrando las concentraciones de oxígeno disuelto, pH y temperatura cada 3 horas.

### **Muestreo.**

Se efectuó una salida a campo, para el reconocimiento de la zona de estudio; durante esta salida, se establecieron un total de cuatro estaciones de muestreo: Cuemanco, Texhuilo, Apatlaco y La Asunción (Figura 1). Las estaciones se establecieron de acuerdo a las actividades que se llevan a cabo en la zona.

Así, la estación Cuemanco corresponde a la zona industrial, las estaciones Texhuilo y Apatlaco a la zona agrícola, y la estación La Asunción pertenece a la zona urbana (Anexo 1). La toma de muestras se realizó en el nivel superficial (a 0.3 m) y en el fondo de cada estación.

En la superficie, la muestra se tomó manualmente; mientras que para obtener la muestra del fondo, se utilizó una botella tipo Van Dorn horizontal de dos litros de capacidad. Después de la colecta de una muestra, ciertos componentes del agua cambian, por lo que fue necesario realizar algunos análisis en el lugar del muestreo (*in situ*) (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Parámetros determinados *in situ*.

PARÁMETRO	TÉCNICA
Temperatura	Con termómetro $\pm 1^\circ\text{C}$ <sup>1</sup>
Transparencia	Disco de Secchi <sup>2</sup>
Profundidad	Sondaleza <sup>2</sup>
pH	Método potenciométrico <sup>1</sup>
Oxígeno disuelto (O <sub>2</sub> )	Oxímetro digital YSI 52CE <sup>1</sup>
Conductividad	Conductímetro digital CONDUCTRONIC CL8 <sup>1</sup>
Potencial de óxido-reducción (E <sub>h</sub> ).	Voltímetro <sup>2</sup>

<sup>2</sup> (Rodier, 1990) <sup>1</sup> (APHA, 1992)

### Trabajo de laboratorio.

Cuando no fue posible realizar todas las determinaciones *in situ*, entonces las muestras fueron tratadas y conservadas para su análisis posterior en el laboratorio. En el cuadro 2 se resumen los parámetros y las técnicas empleadas en el laboratorio.

**Cuadro 2.** Evaluaciones realizadas en el laboratorio.

PARÁMETRO	TÉCNICA
Alcalinidad	Método de titulación <sup>1</sup>
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	Método volumétrico <sup>1</sup>
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	Prueba de la DBO <sub>5</sub> <sup>1</sup>
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Reflujo cerrado, Método colorimétrico <sup>1</sup>
Amonio (NH <sub>3</sub> )	Método de Azul de Indofenol <sup>1</sup>
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Método del ácido fenoldisulfónico <sup>1</sup>
Fósforo total	Método del fosfomolibdato <sup>1</sup>
Clorofila <i>a</i>	Método de Lorenzen, 1967

<sup>1</sup>(APHA, 1996)

### **Determinación de clorofila a (Lorenzen, 1967):**

Para determinar la concentración de clorofila *a* se utilizaron 100 ml de agua de cada muestra, los cuales se filtraron a través de filtros de 0.45 micras de amplitud de poro en un equipo de filtración millipore para concentrar los pigmentos; los filtros se colocaron dentro de tubos cónicos para centrífuga.

La extracción del pigmento se realizó vertiendo 10 ml de acetona al 90 % en los tubos de centrífuga que contenían el filtro, triturándolo hasta lograr su disolución total, enseguida se agitó para homogeneizar el extracto y se mantuvo en reposo en la oscuridad durante una hora. Los extractos se centrifugaron durante 15 minutos a 2500 rpm, se decantó el sobrenadante de acetona de color verde en celdas para su lectura en el espectrofotómetro. Para cada muestra se efectuaron lecturas a longitudes de onda de 665 nm y 750 nm, esta última longitud se consideró con el objeto de corregir la presencia de turbiedad en el extracto, restando sus valores a los obtenidos a 665 nm de las muestras correspondientes.

Para obtener la cantidad de pigmento por unidad de volumen de la muestra, se aplicó la siguiente ecuación:

$$\text{Clorofila } a \text{ (mg/m}^3\text{)} = \frac{A \times 2.43 (665^0 - 665^a) \times V}{V_f \times L}$$

Donde:

A = 11.0, que es el coeficiente de absorción de la clorofila *a*.

665<sup>0</sup> = absorbancia antes de la acidificación.

665<sup>a</sup> = absorbancia después de la acidificación.

V = volumen de acetona usado para la extracción.

V<sub>f</sub> = volumen de agua filtrada.

L = medida de la celda (cm.).

## Trabajo de gabinete.

### Determinación del estado trófico.

Índice del Estado Trófico (IET)

El IET de Carlson (1977) emplea como clave la biomasa algal expresada como Cl-a y utiliza el doble de su valor para dividir cada estado trófico a partir de un valor base, para lo cual hace uso de logaritmos y así representar por enteros los valores de DS (transparencia), P-total (fósforo total) y Cl-a (clorofila a).

Las ecuaciones propuestas son:

$$\text{IET (DS)} = 10 (6 - (\ln \text{DS} / \ln 2))$$

DS = Transparencia del disco de Secchi en números enteros (m).

$$\text{IET (Cl-a)} = 10 (6 - (2.04 - 0.68 \ln \text{Cl-a} / \ln 2))$$

Cl -a = Concentración de clorofila a (mg/m<sup>3</sup>).

$$\text{IET (P}_{\text{tot.}}) = 10 (6 - ((\ln 48 / \text{P}_{\text{tot.}}) / \ln 2))$$

P<sub>tot.</sub> = Concentración de fósforo total (mg/m<sup>3</sup>).

La escala completa del IET y sus parámetros asociados se muestran en el cuadro 3.

**Cuadro 3.** Escala del Índice de Estado Trófico y parámetros asociados.

<b>IET</b>	<b>Transparencia al disco de Secchi (cm.)</b>	<b>Fósforo superficial (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Clorofila superficial (mg/m<sup>3</sup>)</b>
0	6400	0.75	0.04
10	3200	1.5	0.12
20	1600	3	0.34
30	800	6	0.94
40	400	12	2.6
50	200	24	6.4
60	100	48	20
70	50	96	56
80	25	192	154
90	12	384	427
100	6.2	768	1183

El intervalo de valores del Índice de Estado Trófico oscila entre 0 y 100, donde cada 10 unidades representan el doble o la mitad de la transparencia y el fósforo total. Moore y Thorton (1988) sugieren una terminología clásica de estado trófico, incluyendo los valores de IET (cuadro 4).

**Cuadro 4.** Terminología de estado trófico aplicada a los IET.

<b>IET</b>	<b>Estado Trófico</b>
0-20	Ultraoligotrófico
20-40	Oligotrófico
40-50	Mesotrófico
50-70	Eutrófico
>70	Hipereutrófico

### **Análisis estadístico.**

Algunas técnicas estadísticas fueron aplicadas en el análisis de datos. Los supuestos que se deben considerar para desarrollar un análisis de varianza son fundamentalmente: la normalidad de las distribuciones, igualdad de varianzas (homocedasticidad), muestreo aleatorio y datos de tipo cuantitativo (Marques, 1991). Para determinar la normalidad y la homocedasticidad, se aplicaron las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y de Levene, respectivamente. Se elaboró un análisis de varianza (ANDEVA), para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre la profundidad, estación y meses de muestreo. En el caso de los datos no paramétricos, se aplicó una prueba de Kruskal Wallis. Los parámetros que presentaron diferencias significativas se analizaron mediante diagrama de cajas y bigotes. También se elaboró un análisis de correlación entre los trece parámetros analizados. Todas estas pruebas se realizaron empleando el paquete estadístico SPSS Versión 11.0 (Cervantes *et al.*, 2004).

Dada la complejidad de los procesos en los ambientes acuáticos, se efectuó un tratamiento estadístico multivariado de los datos obtenidos. Se elaboró un Análisis de Cluster (por el método del vecino más lejano) para encontrar la similitud entre sitios. Además se realizó un análisis de componentes principales (ACP) (Wenning y Erickson, 1994; Aruga *et al.*, 1993); empleando el paquete estadístico Statgraphics plus Versión 5.0. En los últimos veinte años, este método ha sido empleado en muchos campos relacionados con el estudio del medio ambiente, incluida la eutroficación del agua (Reisenhofer *et al.*, 1995; Vega *et al.*, 1998; De Ceballos *et al.*, 1998; Perona *et al.*, 1999).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los parámetros físicos, químicos y biológicos se analizaron mediante la pruebas de Kolmogorov-Smirnov y de Levene para determinar si cumplían con los supuestos de normalidad y la homocedasticidad respectivamente (Cervantes *et al.*, 2004). De esta forma, los resultados se agruparon en paramétricos (Cuadro 5) y no paramétricos (Cuadro 6).

**Cuadro 1.** Resultados del ANDEVA para los datos paramétricos.

	<b>Estación</b>	<b>Mes</b>	<b>Profundidad</b>
Temperatura	F = .250 p = .861	F = 37.51 p = .000 **	F = 4.38 p = .040 **
pH	F = 25.5 p = .000 **	F = 2.618 p = .021 **	F = 1.02 p = .316
Conductividad	F = 3.038 p = .036 **	F = 5.46 p = .000 **	F = 9.51 p = .003 **
Oxígeno	F = 23.149 p = .000 **	F = 2.544 p = .024	F = 6.25 p = .015 **
$E_h$	F = 1.149 p = .337	F = 6.829 p = .000 **	F = 3.064 p = .085
Alcalinidad	F = 105.198 p = .000 **	F = .907 p = .508	F = .163 p = .688
CO <sup>2</sup>	F = 19.834 p = .000 **	F = 3.676 p = .002 **	F = .816 p = .370
Nitratos	F = 1.629 p = .192	F = 2.905 p = .012 **	F = 6.624 p = .012 **
P <sub>tot</sub>	F = .332 p = .802	F = 16.433 p = .000 **	F = .821 p = .368
Clorofila a	F = .056 p = .982	F = 26.524 p = .000 **	F = .361 p = .550

\*\* Existen diferencias estadísticas significativas.

### **Parámetros físicos, químicos y biológicos.**

A continuación se presenta el análisis de los parámetros a lo largo de los meses, en las cuatro estaciones de muestreo.

#### **Profundidad y transparencia.**

Las profundidades registradas, durante los meses de muestreo, presentan variaciones similares en las estaciones Cuemanco, Texhuilo y Apatlaco. La profundidad mínima se registró en Texhuilo con 1.1 m en el mes de abril, mientras que la profundidad máxima se presentó en la estación Cuemanco con 1.7 m en los meses de septiembre y octubre. En la estación Asunción se registraron las mayores profundidades del sistema. La mínima se registró en el mes de junio, con 2.05 m, mientras que la máxima se presentó en el mes de agosto con 2.5 m (Figura 2).

La profundidad máxima se registró en la estación Asunción donde los valores sobrepasaron los dos metros, en esta zona se presentan asentamientos humanos, regulares e irregulares, los cuales vierten aguas residuales en forma constante al lago. Le sigue Cuemanco por el aporte de la planta de tratamiento del Cerro de la Estrella. La zona agrícola donde se encuentran las estaciones Texhuilo y Apatlaco sufre de la extracción constante de agua, que necesitan para sus cultivos y demás actividades; se entiende que esta demanda es alta y por tal se refleja en la profundidad de la zona.

La profundidad presenta un aumento durante la época de lluvias. En este caso, se observa un comportamiento similar al reportado por Díaz y Domínguez (2003), ya que durante la época de lluvia tiende a aumentar, y disminuir hacia el último mes de muestreo, teniendo en Asunción una profundidad de 2.3 m en el año de 2002.

La transparencia presentó un comportamiento semejante en las estaciones Texhuilo, Apatlaco y Asunción. La transparencia mínima se registró en los meses de abril y julio, en la estación Asunción, con 0.25 m. La transparencia máxima se registró en el mes de septiembre, en la estación Apatlaco con 0.6 m. En la estación Cuemanco, se registraron las transparencias más bajas del sistema. La mínima se registró en el mes de abril, con 0.10 m; mientras que la máxima se observó en el mes de octubre, con 0.35 m (Figura 2).

La estación que presentó la menor transparencia al disco de Secchi fue Cuemanco. Las descargas industriales vertidas a los cuerpos de agua interfieren en la cantidad de luz que incide en el agua (Wen, 1991); por lo tanto, se puede pensar que las aguas provenientes de la planta de tratamiento “Cerro de la Estrella” son las responsables de este comportamiento. Las aguas que reciben un tratamiento inadecuado son ricas en nutrientes (Laws, 1993), lo que promueve una mayor productividad primaria que se observa con un mayor florecimiento de comunidades algales. Esto ocasiona que la transparencia al disco Secchi sea menor.

La estación Asunción es representativa de la zona urbana del lugar; ésta estación se encuentra rodeada de una área donde se localizan en gran número asentamientos humanos así como drenajes y establos clandestinos, lo que influye para tener bajos valores de transparencia (Wen, 1991; Huang *et al.*, 2003).

Las estaciones de Texhuilo y Apatlaco tienen un comportamiento temporal parecido y presentan valores mayores de transparencia que las estaciones Cuemanco y Asunción. Texhuilo y Apatlaco son zonas de actividad agrícola donde se presenta la extracción de los lodos del sedimento, el cual es utilizado en las chinampas como abono (Aguirre y Estévez, 1992; Ramos-Bello *et al.*, 2001) (Anexo 2).

De manera temporal la transparencia presenta un incremento durante los meses de septiembre y octubre. Estos meses corresponden a la época de lluvias (García, 1973; INEGI, 2001), durante la cual se presenta una mayor dilución de los sólidos presentes en la columna de agua.

Los valores de transparencia son empleados como un indicador del estado trófico en los sistemas acuáticos. Así, Carlson (1977) menciona que a transparencias inferiores a 0.62 m les corresponde un índice de estado trófico de 100. Esto corresponde a un sistema hipereutrófico (Moore y Thorton, 1988; Harper, 1992). Por otra parte, Wetzel (2001) asevera que transparencias entre 0.08 y 7 m corresponden a un estado eutrófico y valores inferiores a 0.8 m corresponden a un estado hipereutrófico.

### **Parámetros físicos, químicos y biológicos.**

A continuación se presenta el análisis de los parámetros a lo largo de los meses, en las cuatro estaciones de muestreo.

#### **Profundidad y transparencia.**

Las profundidades registradas, durante los meses de muestreo, presentan variaciones similares en las estaciones Cuemanco, Texhuilo y Apatlaco. La profundidad mínima se registró en Texhuilo con 1.1 m en el mes de abril, mientras que la profundidad máxima se presentó en la estación Cuemanco con 1.7 m en los meses de septiembre y octubre. En la estación Asunción se registraron las mayores profundidades del sistema. La mínima se registró en el mes de junio, con 2.05 m, mientras que la máxima se presentó en el mes de agosto con 2.5 m (Figura 2).

La profundidad máxima se registró en la estación Asunción donde los valores sobrepasaron los dos metros, en esta zona se presentan asentamientos humanos, regulares e irregulares, los cuales vierten aguas residuales en forma constante al lago. Le sigue Cuemanco por el aporte de la planta de tratamiento del Cerro de la Estrella. La zona agrícola donde se encuentran las estaciones Texhuilo y Apatlaco sufre de la extracción constante de agua, que necesitan para sus cultivos y demás actividades; se entiende que esta demanda es alta y por tal se refleja en la profundidad de la zona.

La profundidad presenta un aumento durante la época de lluvias. En este caso, se observa un comportamiento similar al reportado por Díaz y Domínguez (2003), ya que durante la época de lluvia tiende a aumentar, y disminuir hacia el último mes de muestreo, teniendo en Asunción una profundidad de 2.3 m en el año de 2002.

La transparencia presentó un comportamiento semejante en las estaciones Texhuilo, Apatlaco y Asunción. La transparencia mínima se registró en los meses de abril y julio, en la estación Asunción, con 0.25 m. La transparencia máxima se registró en el mes de septiembre, en la estación Apatlaco con 0.6 m. En la estación Cuemanco, se registraron las transparencias más bajas del sistema. La mínima se registró en el mes de abril, con 0.10 m; mientras que la máxima se observó en el mes de octubre, con 0.35 m (Figura 2).

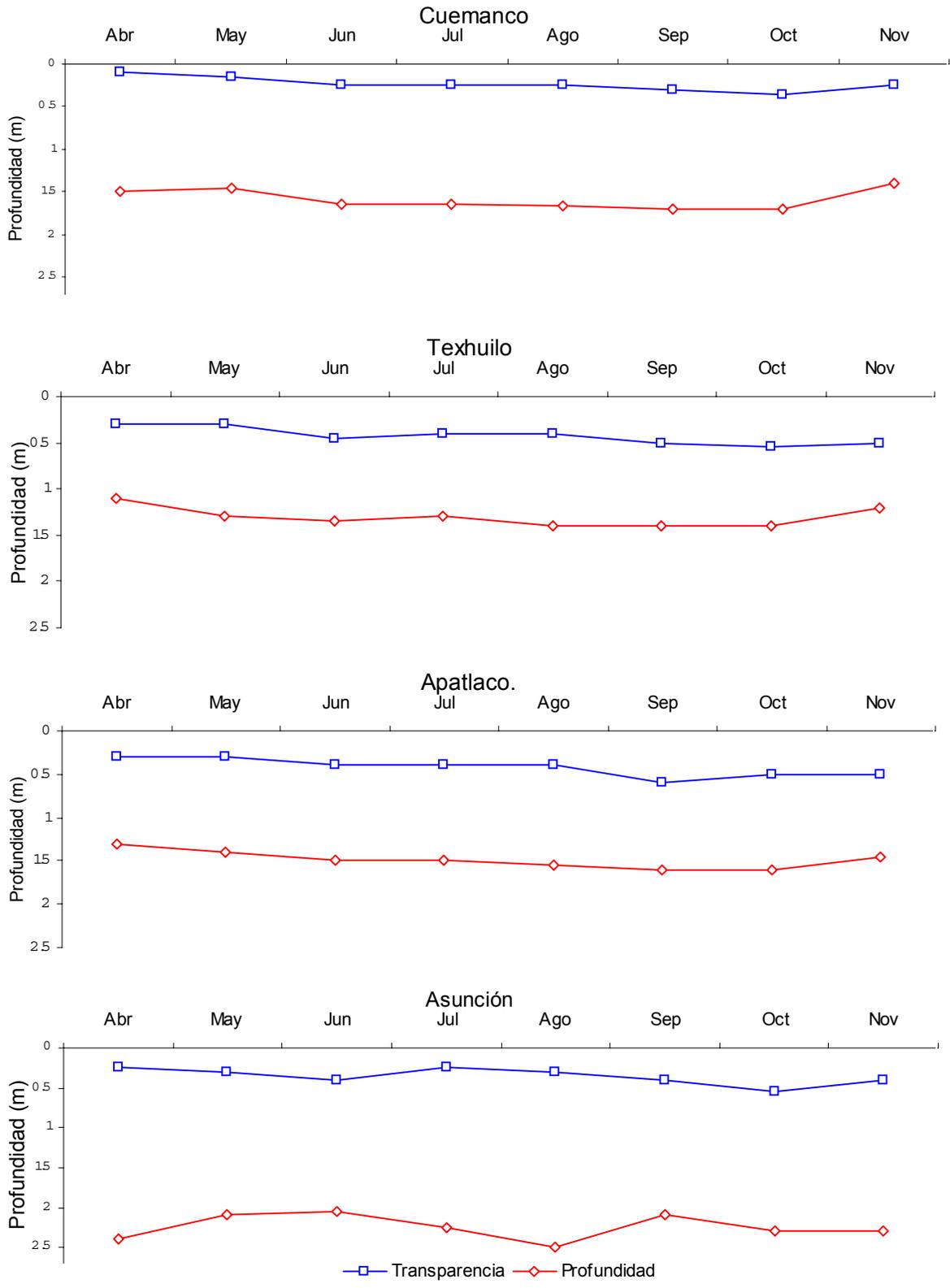
La estación que presentó la menor transparencia al disco de Secchi fue Cuemanco. Las descargas industriales vertidas a los cuerpos de agua interfieren en la cantidad de luz que incide en el agua (Wen, 1991); por lo tanto, se puede pensar que las aguas provenientes de la planta de tratamiento “Cerro de la Estrella” son las responsables de este comportamiento. Las aguas que reciben un tratamiento inadecuado son ricas en nutrientes (Laws, 1993), lo que promueve una mayor productividad primaria que se observa con un mayor florecimiento de comunidades algales. Esto ocasiona que la transparencia al disco Secchi sea menor.

La estación Asunción es representativa de la zona urbana del lugar; ésta estación se encuentra rodeada de una área donde se localizan en gran número asentamientos humanos así como drenajes y establos clandestinos, lo que influye para tener bajos valores de transparencia (Wen, 1991; Huang *et al.*, 2003).

Las estaciones de Texhuilo y Apatlaco tienen un comportamiento temporal parecido y presentan valores mayores de transparencia que las estaciones Cuemanco y Asunción. Texhuilo y Apatlaco son zonas de actividad agrícola donde se presenta la extracción de los lodos del sedimento, el cual es utilizado en las chinampas como abono (Aguirre y Estévez, 1992; Ramos-Bello *et al.*, 2001) (Anexo 2).

De manera temporal la transparencia presenta un incremento durante los meses de septiembre y octubre. Estos meses corresponden a la época de lluvias (García, 1973; INEGI, 2001), durante la cual se presenta una mayor dilución de los sólidos presentes en la columna de agua.

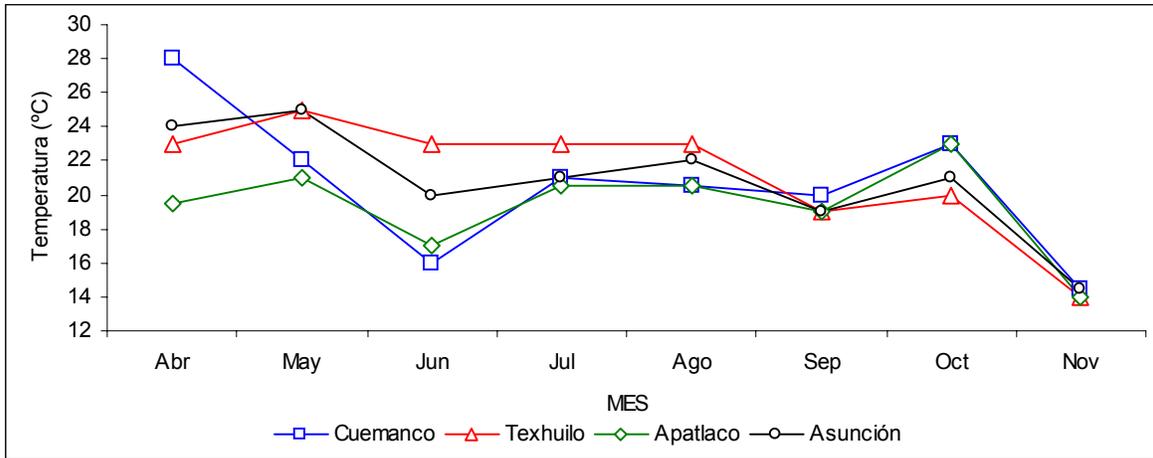
Los valores de transparencia son empleados como un indicador del estado trófico en los sistemas acuáticos. Así, Carlson (1977) menciona que a transparencias inferiores a 0.62 m les corresponde un índice de estado trófico de 100. Esto corresponde a un sistema hipereutrófico (Moore y Thorton, 1988; Harper, 1992). Por otra parte, Wetzel (2001) asevera que transparencias entre 0.08 y 7 m corresponden a un estado eutrófico y valores inferiores a 0.8 m corresponden a un estado hipereutrófico.



**Figura 2.** Variación temporal de la profundidad (◊) y la transparencia (◻) en las cuatro estaciones de muestreo.

## Temperatura.

La temperatura ambiente mostró un comportamiento homogéneo durante los meses de muestreo. La temperatura mínima se registró en las estaciones Texhuilo y Apatlaco durante el mes de noviembre, con 14° C; mientras que la temperatura máxima se registró en Cuemanco con 28° C en el mes de abril (Figura 3).

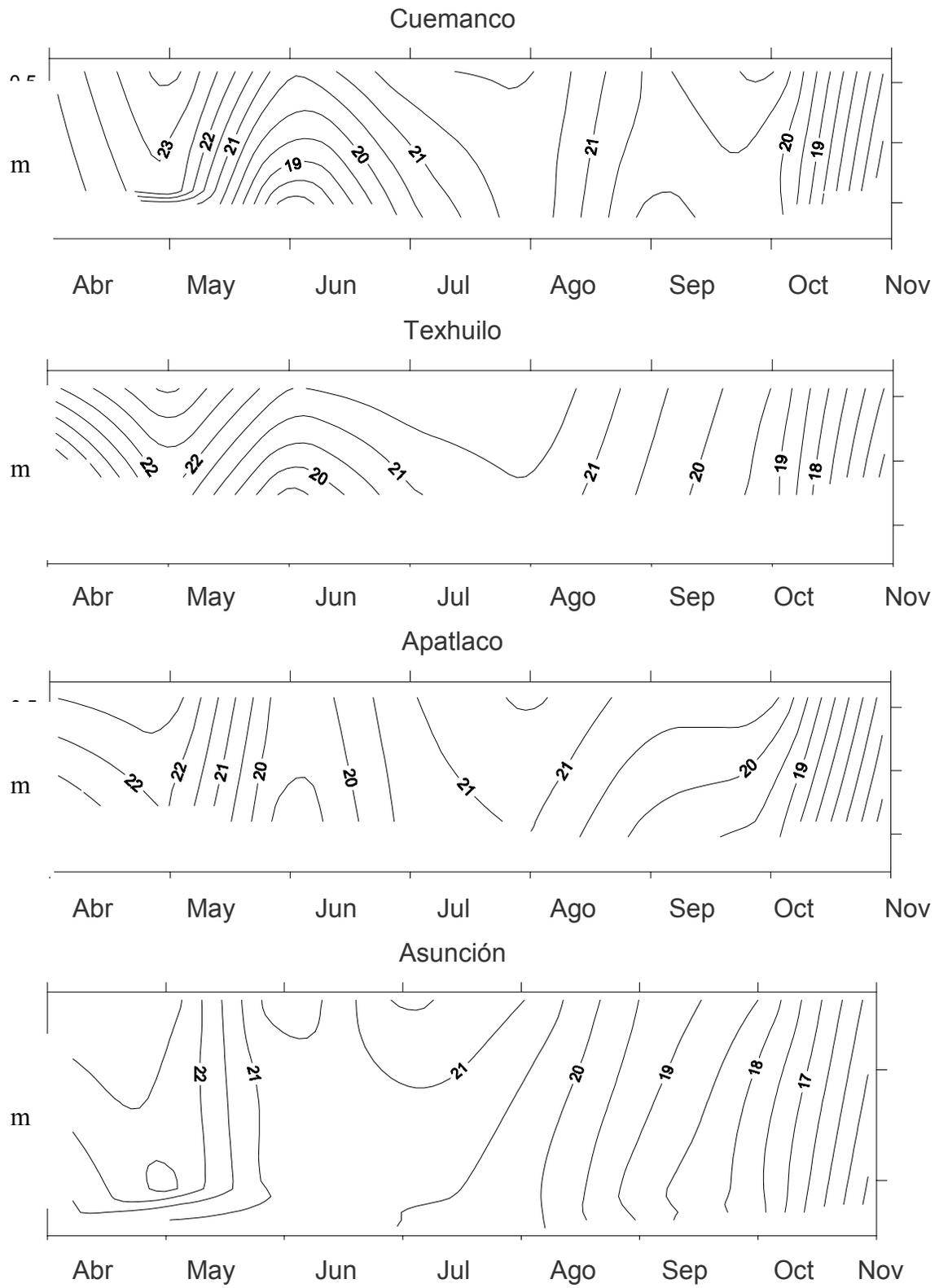


**Figura 3.** Variación temporal de la temperatura ambiente, en las cuatro estaciones de muestreo.

La temperatura del agua superficial fue similar en las cuatro estaciones de muestreo. La temperatura mínima se registró durante el mes de noviembre con 15.7° C en la estación Asunción. La temperatura máxima correspondió a la estación Texhuilo, durante el mes de mayo con 24° C (Figura 4).

La temperatura en el fondo del sistema, también se comportó de manera similar en las cuatro estaciones de muestreo. La mínima fue de 14.6° C en el mes de noviembre en la estación Asunción; mientras que la máxima se registró en la estación Cuemanco durante el mes de mayo con 23° C (Figura 4).

La importancia de la determinación de este parámetro radica en la influencia sobre ciertos parámetros físicos, químicos y biológicos del lago como son: disminución de la solubilidad de algunos gases, acelera reacciones químicas y puede acelerar o disminuir el metabolismo de los organismos, lo que afecta en la producción del sistema (Margalef, 1983).



**Figura 4.** Variación temporal de la temperatura en las cuatro estaciones de muestreo.

Los valores de este parámetro se mantuvieron en el intervalo de 14.6 a 24° C dentro del cuerpo de agua. La temperatura ambiente se comportó similar a las temperaturas registradas en la superficie del cuerpo de agua, solo en el mes de abril la temperatura aumentó hasta los 28° C en la estación Cuemanco. La temperatura del agua se modifica menos rápido que la del aire (Burgis y Morris, 1987). El comportamiento presentado por la temperatura cambia según el mes del año en que se realizaron los muestreos; las más elevadas se registraron en los meses de abril y mayo mientras que las más bajas se presentaron durante el mes de noviembre.

Esto concuerda con lo reportado por García (1973) e INEGI (2001) para la temperatura ambiental en la zona de Xochimilco. Entre los valores de superficie y fondo del agua se encontró una diferencia en el gradiente térmico, que oscila de 1 a 3° C entre los dos niveles durante todo el periodo de muestreo.

En el lago existe mucha materia flotante orgánica e inorgánica y una proliferación muy marcada de fitoplancton, esto no permite el buen paso de la luz hacia el fondo dejando claro que la temperatura es más alta en la superficie que al fondo del agua (Wetzel, 1981).

Los valores de temperatura registrados se encuentran dentro de los límites que se reportan para embalses naturales y artificiales para uso en riego agrícola en la NOM-001-ECOL-1996.

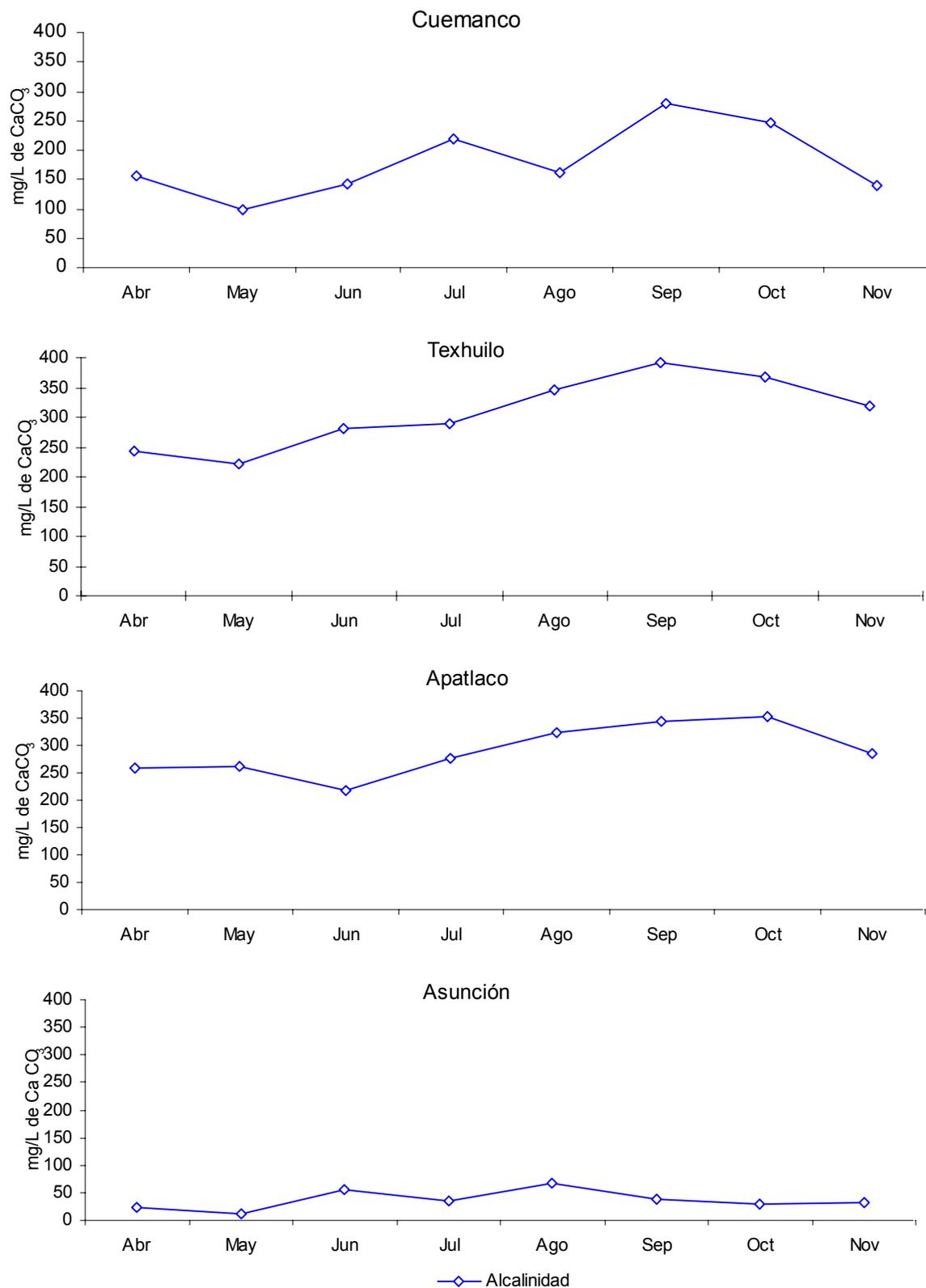
### **Alcalinidad total.**

En la figura 5 se aprecia que las estaciones Texhuilo y Apatlaco tienen un comportamiento similar y presentan los valores de alcalinidad más altos del sistema. El valor máximo se registró en la estación Texhuilo, con  $392 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ , en el mes de septiembre, mientras que el valor mínimo, se obtuvo durante el mes junio, con  $217.5 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ , en la estación Apatlaco.

En las estaciones Cuemanco y Asunción se detectó una mayor variabilidad de este parámetro, a través del tiempo. La concentración máxima registrada en la estación Cuemanco fue de  $280 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  en el mes de septiembre; mientras que el valor mínimo fue de  $98 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  en el mes de mayo. La estación Asunción mostró los valores mínimos de alcalinidad total en el sistema, observándose el valor máximo en el mes de agosto, con  $64.41 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  y el valor mínimo en el mes de mayo, con  $10.48 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  (Figura 5).

Las concentraciones de alcalinidad total tienen una relación directa sobre la productividad del sistema. Ésta se ve modificada por la cantidad y clase de compuestos presentes, que en conjunto modifican el pH. Al aumentar la alcalinidad se presenta un aumento en la disponibilidad del fósforo y otros nutrimentos y bajo estas condiciones, los bicarbonatos pueden ser empleados como una fuente principal en los procesos de fotosíntesis. La alcalinidad del agua depende primordialmente de su contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos. Además, el sistema de equilibrio  $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{=}$ , es el principal mecanismo de tamponamiento de las aguas dulces (Wetzel, 2001).

Aguilera y Noriega (1988) mencionan que una alcalinidad aproximada de  $75 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  se considera adecuada y propicia para enriquecer la productividad de un sistema acuático. De la misma forma señalan que valores superiores a  $175 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  resultan perjudiciales para los peces ya que se dañan sus branquias, a causa de formaciones calcáreas que se producen.



**Figura 5.** Variación temporal de la alcalinidad ( $\diamond$ ), en las cuatro estaciones de muestreo.

### **Potencial de Hidrógeno (pH).**

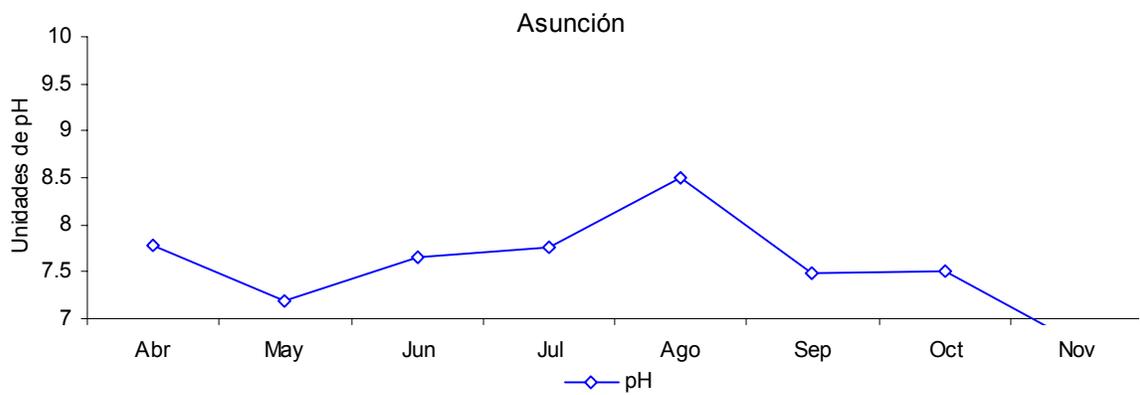
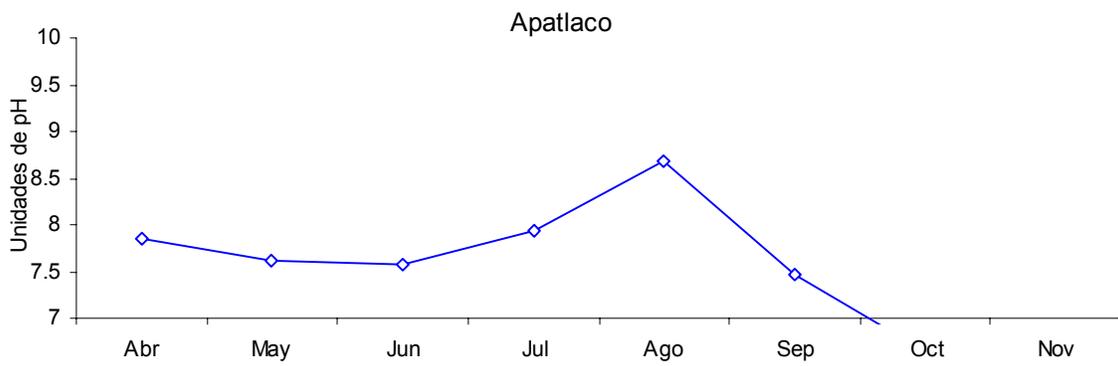
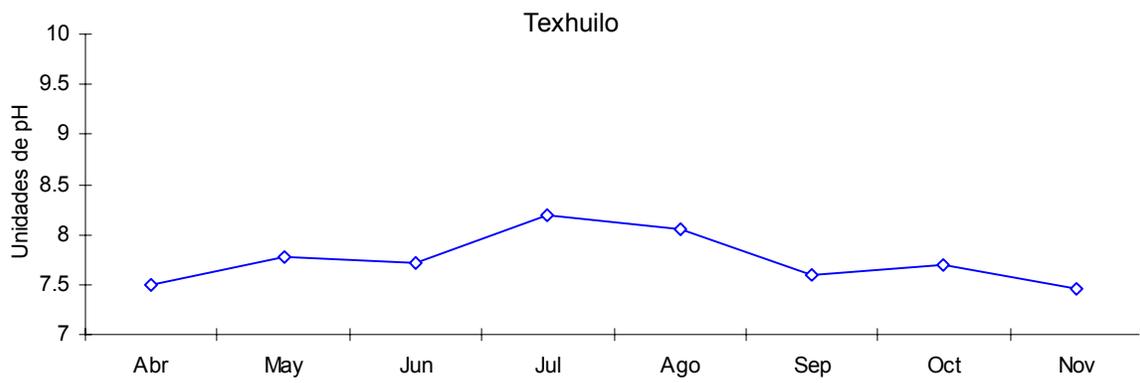
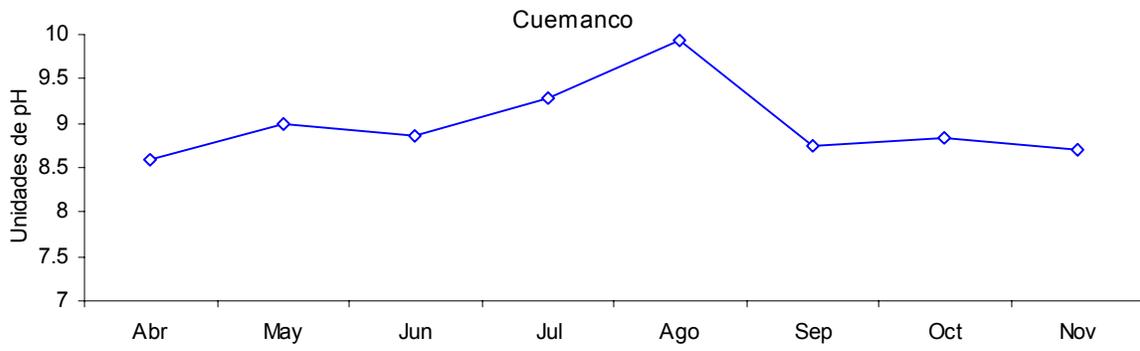
En la figura 6 se muestra el comportamiento de este parámetro en las cuatro estaciones de manera temporal. Las estaciones Apatlaco y Asunción muestran un comportamiento similar, con un valor de pH máximo de 8.69 unidades en el mes de agosto y un valor mínimo de 6.63 unidades en el mes de octubre. En la estación Cuemanco se registró una tendencia semejante a las de Apatlaco y Asunción, con valores máximos (9.92 unidades) y mínimo (8.59 unidades) superiores a los registrados en estas estaciones. En la estación Texhuilo se detectaron las menores variaciones de este parámetro, a través de los meses de muestreo; con un valor máximo de 8.18 unidades, en el mes de julio y un valor mínimo de 7.46 unidades en el mes de noviembre.

En la figura 6 se observa el comportamiento temporal de este parámetro. En ésta, se observa un incremento en los valores de pH durante los meses de julio y agosto, que corresponde al periodo de lluvias. Durante la época de lluvias se presenta un lavado del suelo circundante al cuerpo de agua, este lavado provoca el arrastre de compuestos carbonatados, lo que incrementa los valores de pH hacia la basicidad (Ramos-Bello *et al.*, 2001).

Los valores de pH, en el sistema, tienden a un comportamiento de neutro a básico. Ésta basicidad es resultado de la hidrólisis de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos de calcio (Lind, 1985), los cuales se encuentran en concentraciones elevadas, indicadas por los valores de alcalinidad total en este sistema.

Los valores de pH, en el sistema, tienden a un comportamiento de neutro a básico. Ésta basicidad es resultado de la hidrólisis de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos de calcio (Lind, 1985), los cuales se encuentran en concentraciones elevadas, indicadas por los valores de alcalinidad total en este sistema.

El pH en nuestro estudio se encuentra entre las 7 y 9 unidades, de acuerdo con Reid y Wood (1976) en este intervalo se muestra la mayor concentración de bicarbonatos y una disminución de CO<sub>2</sub>, además de un aumento en los valores de alcalinidad total. Durante un ciclo nictimeral el pH tiene un comportamiento semejante con la temperatura, durante el día aumenta para disminuir en la noche.



**Figura 6.** Variación temporal del pH ( $\diamond$ ), en las cuatro estaciones de muestreo.

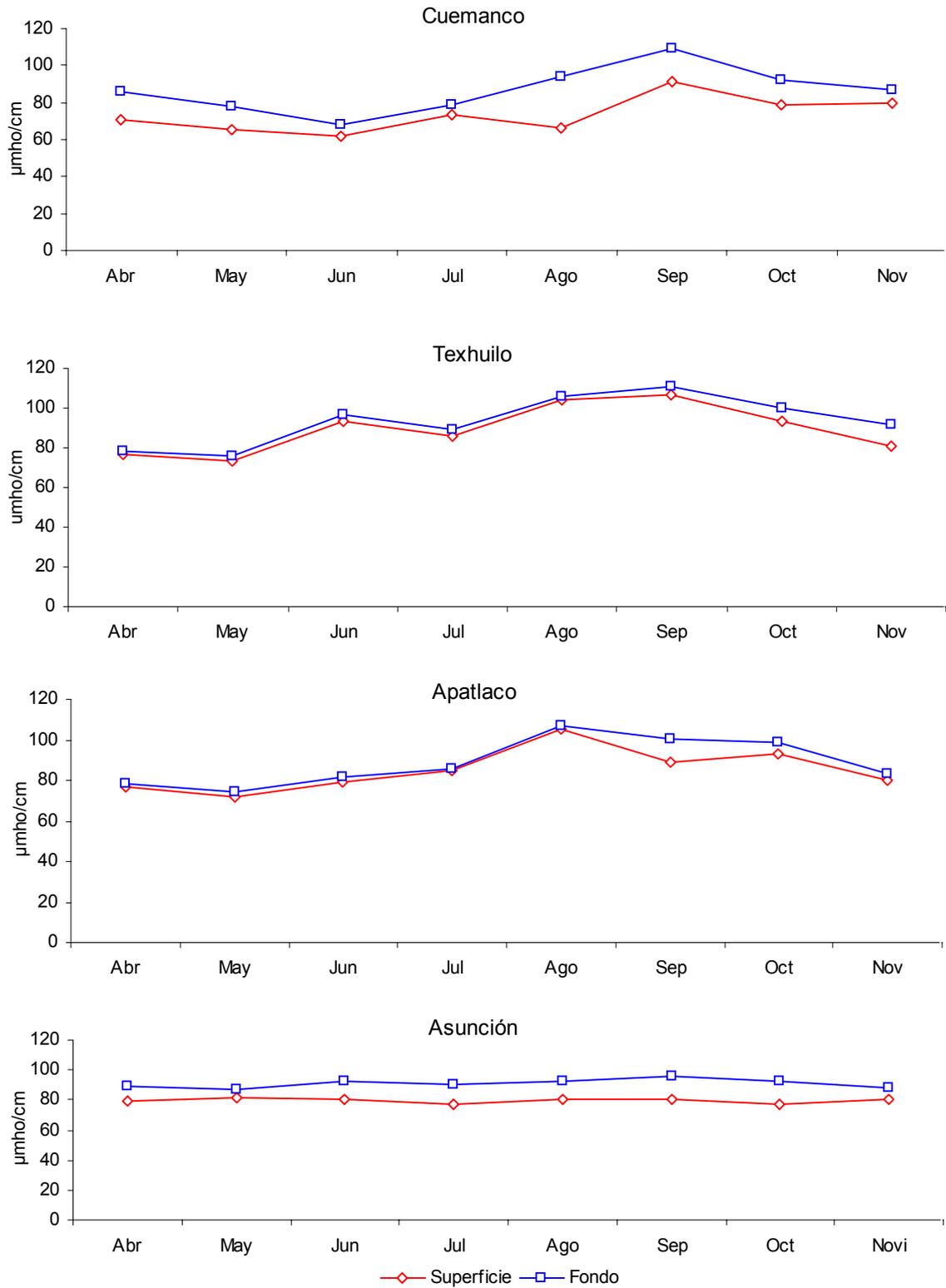
El pH también guarda una estrecha relación con el CO<sub>2</sub>, compuesto relacionado con la fotosíntesis presente en el sistema. De esta manera en los meses de mayor intensidad luminosa y mayor productividad fotosintética se presenta una menor concentración de CO<sub>2</sub>, al aumentar la respiración del fitoplancton y el metabolismo de los microorganismos, por lo cual en estos meses el pH presenta una mayor concentración de iones H<sup>+</sup> (Snoeyink y Jenkins, 1987). Por el contrario el pH se observó con elevados niveles de iones OH<sup>-</sup> en los meses restantes, en los que se observan valores superiores a 8 unidades.

### **Conductividad.**

La conductividad es definida como una medida de la resistencia de una solución a la corriente eléctrica y está determinada por el contenido de sales iónicas (APHA, 1992). Éste parámetro depende en gran parte de la cantidad de sólidos disueltos, de forma que cuanto mayor sea el contenido de sólidos mayor será la conductividad eléctrica (Ramos-Bello *et al.*, 2001).

En general, la conductividad en los cuerpos de agua dulce varía entre 50 y 1500 µmhos cm<sup>-1</sup> (Boyd, 1979) y en nuestro país oscila entre 20 y 10000 µmhos cm<sup>-1</sup> (Arredondo-Figueroa y Ponce-Palafox, 1986).

En la figura 7 se observa que las estaciones Texhuilo y Apatlaco se comportan de manera similar para éste parámetro. Los mayores valores de éste parámetro se presentaron en la estación Texhuilo, con valores ligeramente superiores en el fondo (76 - 111 µmhos cm<sup>-1</sup>) que en la superficie (73 - 107 µmhos cm<sup>-1</sup>). En la estación Cuemanco, la conductividad del agua en nivel superficial tuvo un valor máximo de 91 µmhos cm<sup>-1</sup> en el mes de septiembre, mientras que el valor mínimo se registro en el mes de junio con 62 µmhos cm<sup>-1</sup>. En el fondo, se mostró un comportamiento similar al exhibido en las estaciones Texhuilo y Apatlaco, con un valor máximo de 109 µmhos cm<sup>-1</sup> y un mínimo de 68 µmhos cm<sup>-1</sup>, en los mismos meses que en la superficie.



**Figura 7.** Variación temporal de la conductividad en superficie (◇) y fondo (□), de las cuatro estaciones de muestreo.

La estación Asunción mostró la menor variabilidad de éste parámetro a través de los meses de muestreo. A nivel superficial, se registraron valores máximos de 81  $\mu\text{mhos/cm}$  en el mes de mayo y valores mínimos de 77  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$  en los meses de julio y octubre. En el fondo, el valor máximo se registro en el mes de septiembre con 96  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$ , y el valor mínimo fue de 87  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$  en el mes de mayo (Figura 7).

En la figura 10 se observa un comportamiento similar durante los primeros cuatro meses de muestreo. En los meses de agosto y septiembre se presenta un incremento en los valores de conductividad.

Estos dos meses corresponden a la temporada de lluvias, por lo que se infiere que el lavado que se hace del suelo circundante al cuerpo de agua, acarrea una gran cantidad de sólidos, materia orgánica e inorgánica y esto provoca un aumento en los valores de conductividad (Ramos-Bello *et al.*, 2001).

Los valores máximos de conductividad eléctrica se registraron en el fondo de las estaciones Texhuilo y Apatlaco, las cuales corresponden a la zona agrícola. Esto se puede deber al empleo de fertilizantes en las chinampas (Ramos-Bello *et al.*, 2001) y a la gran cantidad de materia inorgánica en forma de partículas suspendidas las cuales forman compuestos iónicos a lo largo de la columna de agua (Snoeyink y Jenkins, 1987). Los resultados obtenidos muestran que la conductividad eléctrica del lago es muy baja, afectando así las concentraciones de iones en el agua.

### **Oxígeno disuelto (O<sub>2</sub>).**

Las concentraciones de oxígeno se comportaron de manera diferente en las cuatro estaciones de muestreo. Esto se hace patente, en la figura 8, en la cual se observa que en la estación Cuemanco se presentaron los valores más elevados en la concentración de oxígeno disuelto; mientras que las menores concentraciones de éste gas se registraron en la Asunción. En Cuemanco se registró un valor máximo de 17 mg de O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> en el mes de junio en nivel superficial, en el fondo se registró un valor máximo de 13.2 mg de O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> en julio. Las estaciones Texhuilo y Apatlaco muestran un comportamiento parecido, en los dos niveles en los que se realizó el muestreo. En Asunción se registró un máximo de 6.5 mg de O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> en el mes de abril en superficie y en el fondo se observan valores máximos de 3.4 mg de O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (Figura 8).

Durante el primer mes de muestreo (abril) se presentan elevadas concentraciones del gas y van disminuyendo hacia los últimos meses particularmente en noviembre. Las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua presentaron un comportamiento similar durante los meses de muestreo, la mayor concentración del gas se localizó en la superficie con respecto al fondo. Esto se debe a la presencia de sustancias que en su conjunto se denominan residuos con requerimiento de oxígeno. Se trata de compuestos que se degradan o descomponen fácilmente debido a la actividad bacteriana; el oxígeno disuelto disponible es consumido por la actividad bacteriana, por lo que ocurre un rápido agotamiento de este gas (Stoker y Seager; 1981).

La concentración del oxígeno disuelto proporciona información importante acerca de las relaciones biológicas y bioquímicas que ocurren en el agua. Al ser un gas utilizado para la respiración de los organismos, además de ser un componente necesario para la realización de procesos de oxido-reducción de algunos iones como nitratos-amonio, ferroso-férrico y sulfatos-sulfitos, también se ha observado que las altas concentraciones son tóxicas para la biota acuática (Stoker y Seager; 1981).

Los productores primarios juegan un papel importante en el balance de oxígeno en un cuerpo de agua (Nijboer y Verdonschot, 2004). Un incremento en la

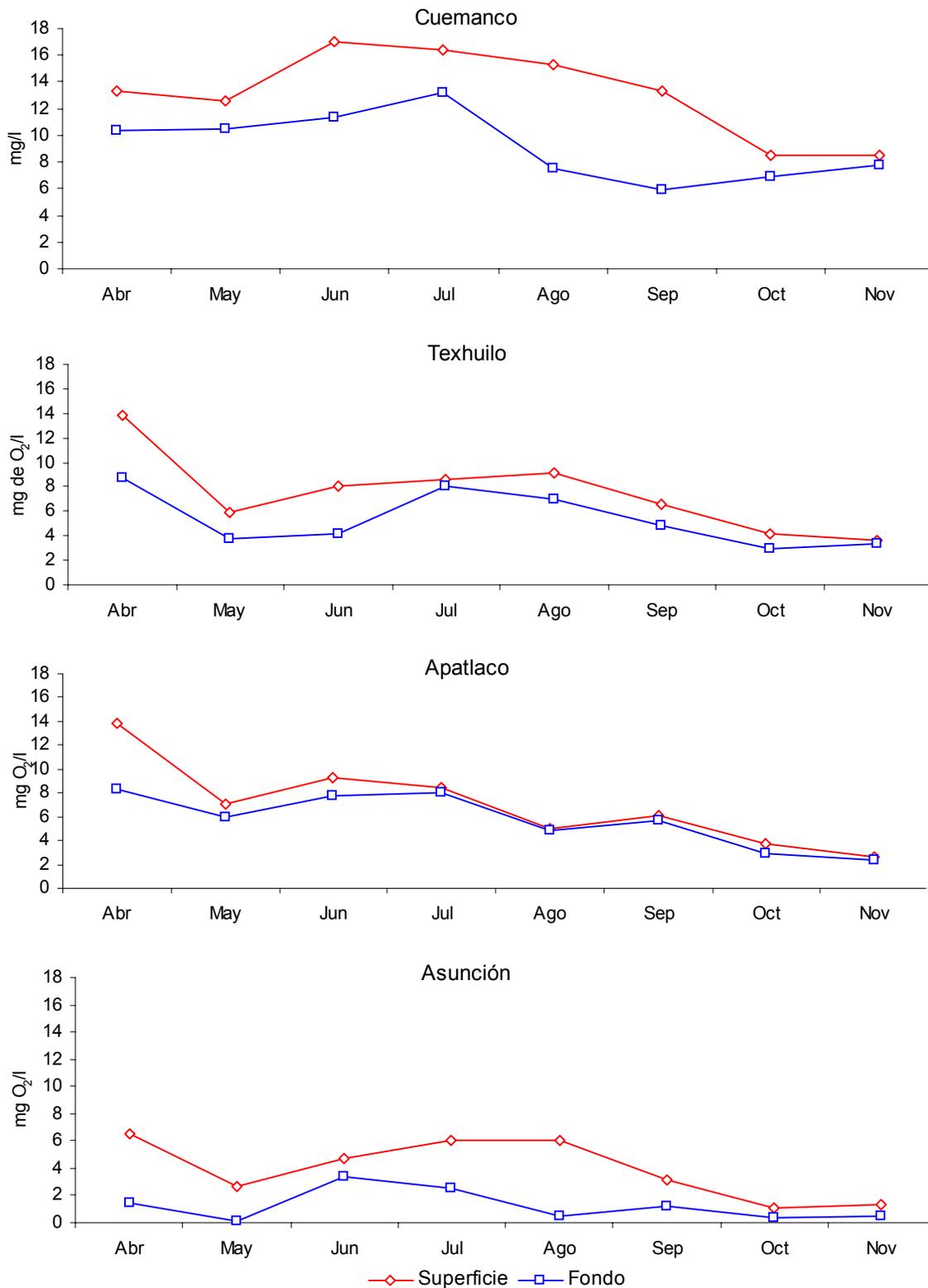
productividad causa un incremento del oxígeno utilizable, mientras que una alta tasa de descomposición puede causar el agotamiento del oxígeno (Hajda y Novotny, 1996). En la zona industrial (Cuemanco) se registró la mayor concentración de oxígeno. Esto se debe principalmente a que en el lugar se descargan aguas de la planta de tratamiento “Cerro de la Estrella”, que contienen una gran cantidad de nutrientes, los cuales aprovechan las algas para su desarrollo, provocando con esto una mayor cantidad de oxígeno liberado al sistema dependiendo de las condiciones ambientales y de la época.

Un efecto combinado del incremento de la productividad de las tasas de descomposición, resulta en contenidos extremadamente bajos de oxígeno. La disminución de oxígeno puede ser resultado de procesos de consumo de oxígeno, por efecto de las bacterias (Nijboer y Verdonshot, 2004) y también por un decremento en la biomasa algal (Garnier *et al.*, 1999; Schöl *et al.*, 1999).

En la zona urbana (La Asunción) existe la menor concentración de este gas debido a la gran cantidad de descargas domésticas ricas en materia orgánica, esto provoca que el oxígeno sea abatido por efecto de la descomposición de materia orgánica y la respiración de los organismos.

La disminución del oxígeno disuelto en la superficie es una medida de la descomposición de la materia orgánica en aguas profundas y en los sedimentos y representa una medida indirecta de la producción biológica en el lago (Wetzel, 2001), en nuestro estudio se muestra en el Ciclo Nictimeral un análisis de 24 horas del oxígeno para conocer su comportamiento.

De acuerdo con Reid y Wood (1976) el cálculo para el por ciento de saturación en las zonas son: industrial de 130% debido a la alta producción de oxígeno dada por los organismos fotosintéticos que superan el proceso respiratorio de los productores y consumidores, agrícola 75% que aunque se da el proceso respiratorio es superado por el proceso fotosintético, y urbana de 30% donde el proceso respiratorio y de degradación de materia orgánica supera al proceso fotosintético.



**Figura 8.** Variación temporal del oxígeno disuelto en superficie (◇) y fondo (□), en las cuatro estaciones de muestreo.

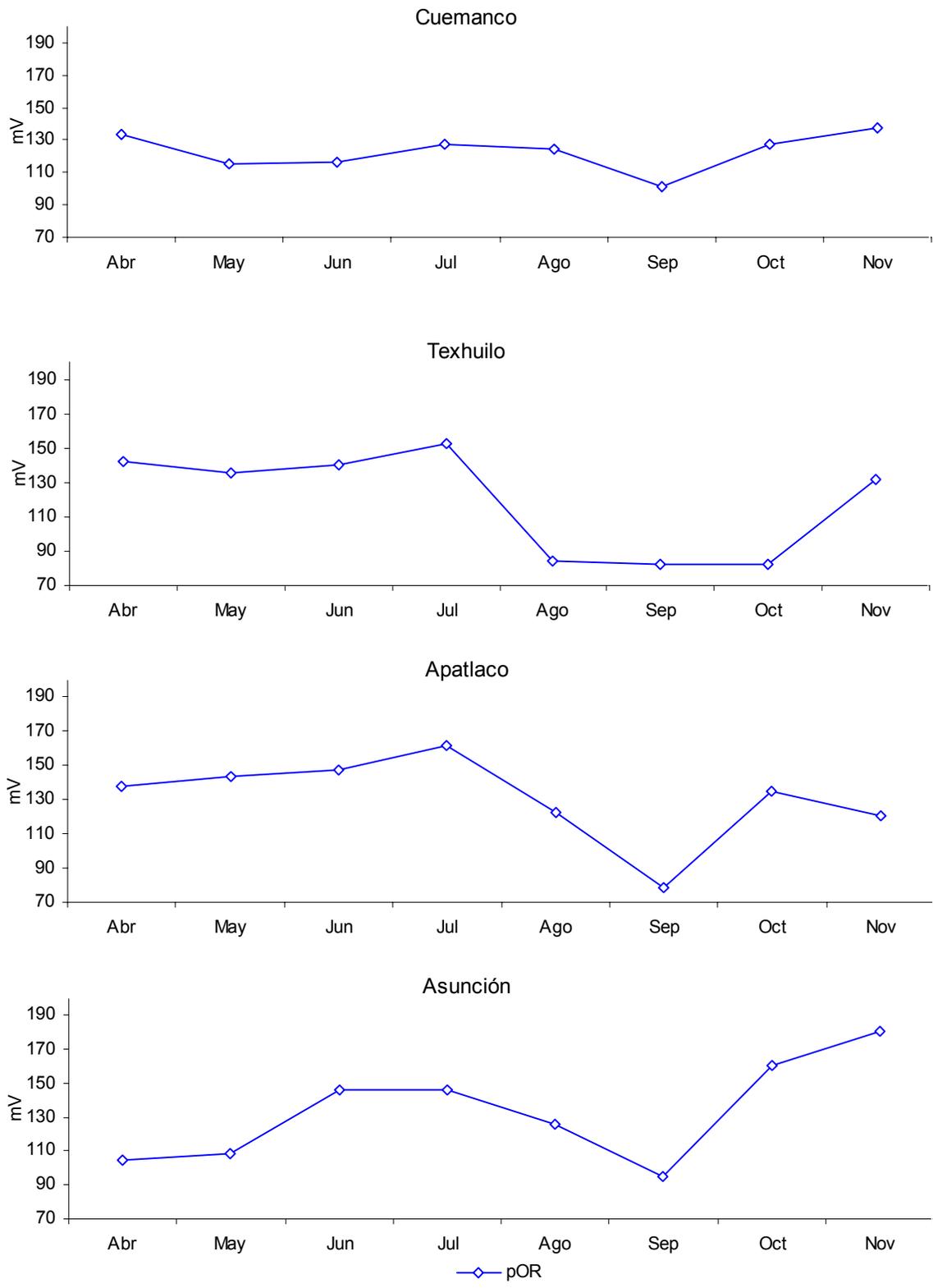
### **Potencial Redox ( $E_h$ ).**

El potencial redox del sistema se comportó de manera oxidativa en las cuatro estaciones de muestreo ya que no se presentaron valores negativos (Reid y Wood, 1976). De manera general, el  $E_h$  muestra un comportamiento homogéneo de los meses de abril a julio, disminuyendo los valores hacia septiembre, para volver a aumentar hacia noviembre predominando los procesos de oxidación (Figura 9).

El valor más elevado (180.5 mV) se registró en la estación Asunción, en el mes de noviembre; mientras que el valor más bajo (79 mV) se presentó en la estación Apatlaco, en septiembre. El potencial redox es modificado significativamente por las alteraciones de los iones  $H^+$  y se ve reflejado en los valores de pH (Wetzel, 2001). En la estación Asunción el  $E_h$  no presenta un comportamiento homogéneo; en ésta zona (urbana) se registra poca variabilidad en los valores de pH siendo de entre 7 y 8.5 unidades, esta zona presenta los valores oxidativos más elevados de las cuatro estaciones.

La concentración de oxígeno disuelto interviene en el potencial de oxidación-reducción, por lo tanto las elevadas concentraciones de  $O_2$  presentes en este sistema provocan un aumento de  $E_h$ , además Reid y Wood (1976) mencionan que en condiciones ideales de temperatura ( $25^\circ C$ ), pH (7 unidades) y concentraciones aproximadas de oxígeno de  $1\text{ mg L}^{-1}$  el potencial redox es de +500 mV y conforme varíen las condiciones cambiará hacia valores negativos siendo entonces un ambiente reductor.

A causa de una liberación de fosfatos acumulados en los sedimentos las concentraciones de potencial redox se incrementan (Ryding y Rast, 1994; Parinet *et al.*, 2004), esto mismo se manifiesta en las estaciones en donde las concentraciones de este nutriente son ligeramente más elevadas en el fondo que en la superficie.



**Figura 9.** Variación temporal del potencial redox ( $\diamond$ ), en las cuatro estaciones de muestreo.

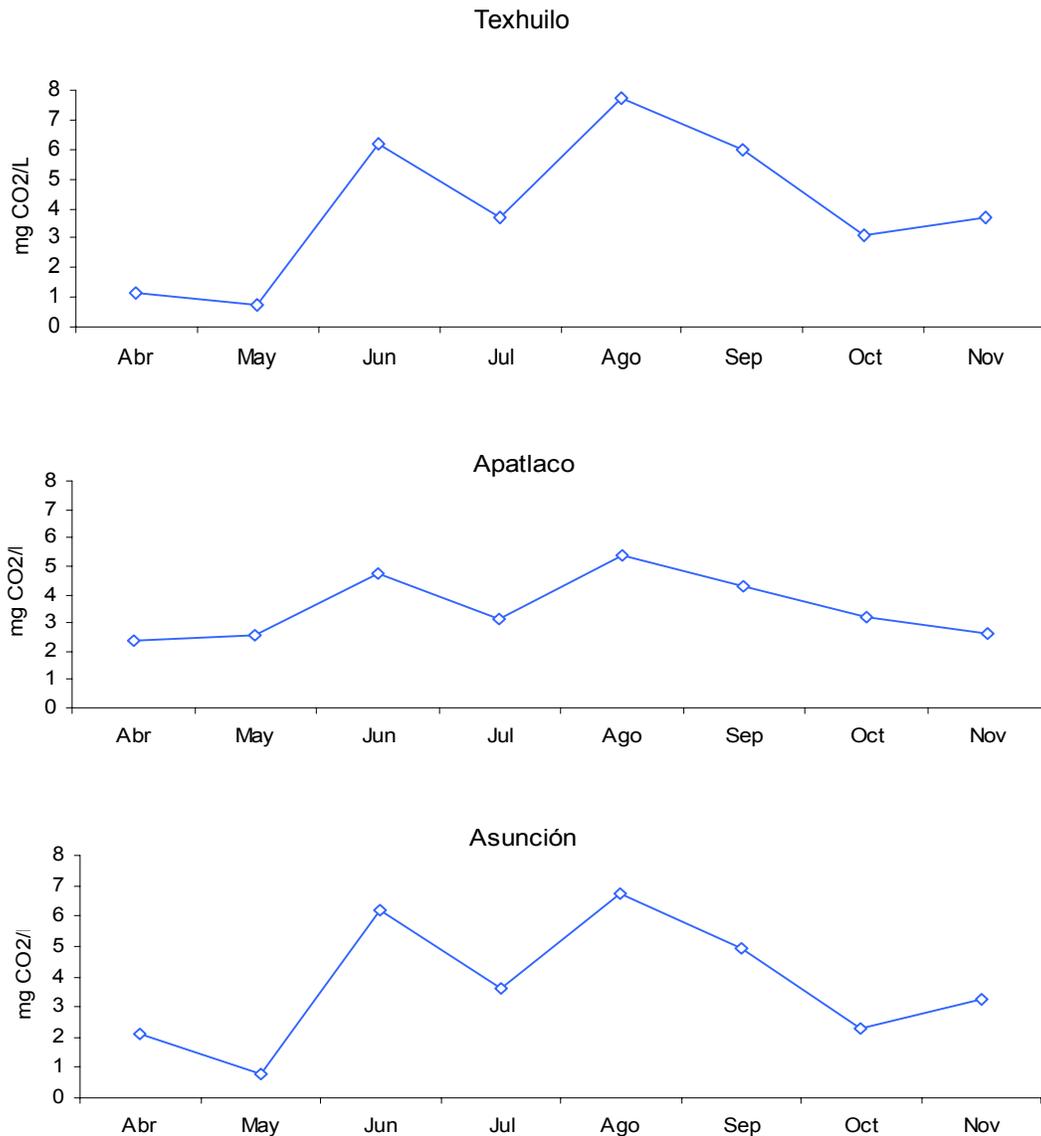
### **Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).**

Las concentraciones más altas de este gas se registraron durante el mes de agosto y las menores durante abril y mayo. Esto se hace patente en la figura 10, en la que se observa que en Cuemanco no se registraron concentraciones de este gas. Las estaciones Texhuilo y Asunción muestran un comportamiento similar, con concentraciones máximas (77.45 mg de CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>) en el mes de agosto, y mínimas (7.48 mg de CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>) en mayo. La estación Apatlaco mostró concentraciones máximas de 54.01 mg de CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> en agosto, y mínimas de 23.47 mg de CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> en abril.

El comportamiento del CO<sub>2</sub> guarda una estrecha relación con el oxígeno, en un sentido inverso (Snoeyink y Jenkins, 1987). Esta es una razón para que en Cuemanco estuviera ausente este gas, ya que la zona presenta elevadas concentraciones de oxígeno disuelto durante los meses de muestreo.

La concentración del CO<sub>2</sub> esta determinada por procesos como la fotosíntesis y la hora del día en que se realiza el muestreo, por lo que las muestras tomadas a medio día presentan menor concentración de este gas, ya que el mismo se utiliza para la fotosíntesis (Pesson, 1979; Metcalf, 1981). En Cuemanco, se observó la mayor cantidad de comunidades algales del sistema. Estas comunidades consumen el CO<sub>2</sub> del medio, agotándolo y produciendo una mayor cantidad de oxígeno.

Aunque en el análisis estadístico no se presentaron diferencias significativas las concentraciones más elevadas de CO<sub>2</sub> se presentan en el fondo, debido a que en este nivel no se llevan a cabo procesos fotosintéticos, y por el contrario, se presenta una mayor respiración lo cual abate las concentraciones de oxígeno y aumenta las de CO<sub>2</sub>. Los valores que se obtuvieron de transparencia, indican que la luz sólo alcanza a penetrar en el nivel de superficie, por ello los procesos respiratorios se incrementan en relación con la superficie (Burgis y Morris, 1987).



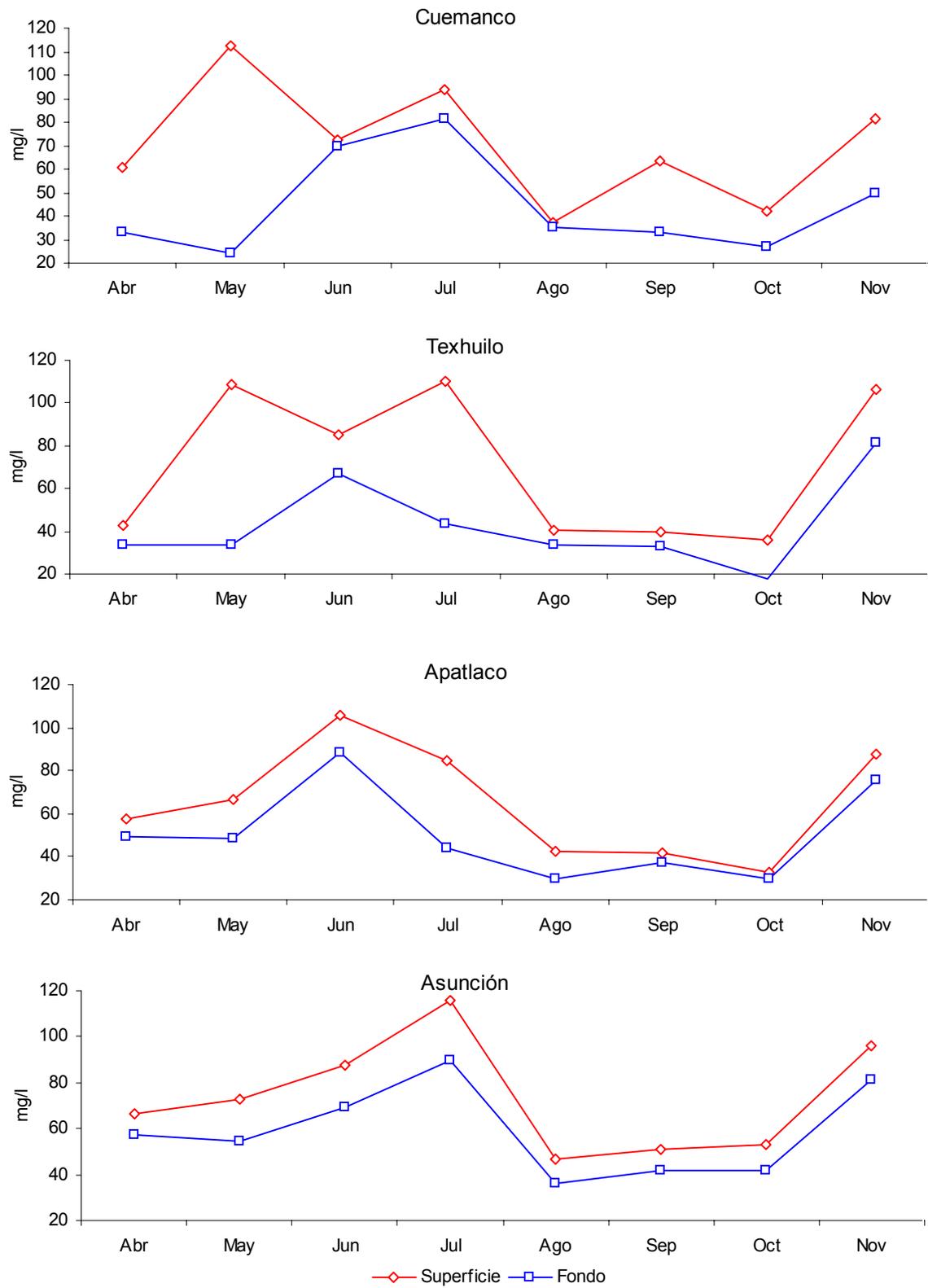
**Figura 10.** Variación temporal del dióxido de carbono en superficie y fondo (◊), de las cuatro estaciones de muestreo.

**Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).**

La DBO mostró un comportamiento homogéneo en las cuatro estaciones de muestreo. En la figura 11 se observa que este parámetro se comporta de manera similar durante el periodo de muestreo; en las cuatro estaciones de muestreo se presenta un aumento de la DBO durante los meses de mayo, junio y julio y

disminuye drásticamente durante los meses de agosto, septiembre y octubre. Las concentraciones de este parámetro fluctúan entre los 33 mg de  $O_2 L^{-1}$  y los 115.5 mg de  $O_2 L^{-1}$  en superficie y en el fondo los valores son más bajos con 30 mg de  $O_2 L^{-1}$  a 90 mg de  $O_2 L^{-1}$  siendo los meses de mayo a julio donde podemos encontrar la mayor influencia de materia orgánica biodegradable, esto de acuerdo con Stanley *et al.* (2002) quienes mencionan que los valores en un análisis de DBO están ligados a la materia orgánica flotante, por esto, la cantidad tendrá valores más significativos en la superficie del agua que en el fondo. La zona agrícola presenta elevadas concentraciones de este parámetro por lo que se pueden justificar las elevadas concentraciones de DBO debido a la gran cantidad de desperdicios que son arrojados por la gente del lugar, cuando se presenta el levantamiento de las cosechas. Si se introduce una cierta cantidad de materia biodegradable en el agua, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es proporcional. Éste constituye uno de los parámetros más importantes para medir el posible consumo de oxígeno provocado por una carga orgánica, o sea por determinada cantidad de desechos biodegradables (Romero, 1999). La estación Asunción presenta asentamientos urbanos y muestra las concentraciones más elevadas de DBO con promedios de 75.17 y 59.92 mg de  $O_2 L^{-1}$  en superficie y fondo, respectivamente. El aporte de materia orgánica del área se debe a los asentamientos humanos, drenajes vertidos de forma directa al lago y establos clandestinos (Anexo 3). La demanda bioquímica de oxígeno estima el oxígeno gastado en la descomposición biológica actual de una muestra residual y es, efectivamente una simulación de laboratorio del proceso microbiano de autopurificación (Lanza de la, 1994). Con esta afirmación podemos discutir la poca autopurificación que tiene el sistema, ya que las concentraciones de DBO resultan elevadas en el lago.

Los valores máximos en cada estación rebasan los 75 mg de  $O_2 L^{-1}$  establecidos en la NOM-001-ECOL-1996 para embalses naturales y artificiales para uso en riego agrícola.

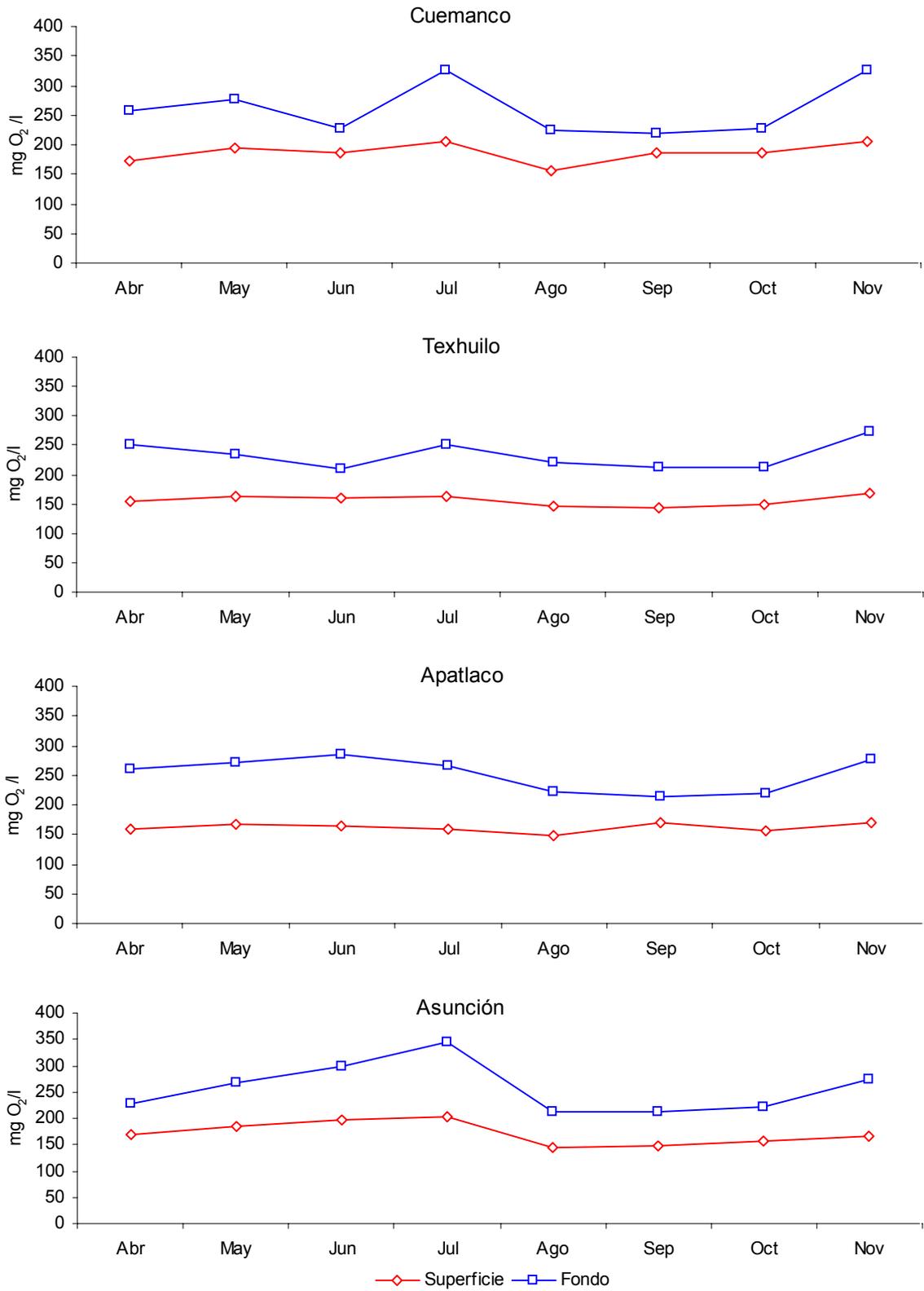


**Figura 11.** Variación temporal de DBO en superficie (◇) y Fondo (□), en las cuatro estaciones de muestreo.

### **Demanda Química de Oxígeno (DQO).**

En la figura 12 se muestra un comportamiento homogéneo de este parámetro, en donde se observa que existe una diferencia muy marcada entre las concentraciones de la superficie y del fondo; siendo las del fondo las más elevadas. Las concentraciones de DQO oscilan entre los 143.69 y 204.71 mg de  $O_2 L^{-1}$  en superficie. En el fondo son más elevadas y fluctúan entre los 209.2 y 345.74 mg de  $O_2 L^{-1}$ , teniendo un comportamiento muy homogéneo por estaciones y alcanzando los valores más elevados en julio y noviembre.

Los comportamientos de estos valores son semejantes a lo mencionado por Stanley *et al.* (2002), el cual menciona que el aumento en los valores de DQO es mayor en el fondo y es propiciado por los sedimentos debido a la acumulación y descomposición de materia orgánica. Las concentraciones más elevadas en el fondo se presentaron en las estaciones de Cuemanco con un promedio 262.501 mg de  $O_2 L^{-1}$  y Asunción con un promedio de 261.81 mg de  $O_2 L^{-1}$ , estos son sitios con las problemáticas de las descargas de agua residuales tratadas, y las descargas domésticas respectivamente. En la zona agrícola los valores son homogéneos a lo largo del tiempo y la característica que tiene el lugar por los fertilizantes vertidos al lago no resulta importante para elevar las concentraciones respecto a las otras zonas donde el aporte de agua residual resulta significativo. Quian (1999) menciona que uno de los grandes problemas en los sistemas acuáticos y que provoca estos elevados niveles en las concentraciones de DBO y DQO es la gran cantidad de materia orgánica e inorgánica no biodegradable, hay una mayor influencia de este tipo de contaminantes sobre los que podrían ser biodegradables por los microorganismos en el lago. Esto se presenta no solo en las dos estaciones donde se registran las concentraciones más elevadas sino en todo el lago. Por su parte, Romero (1999) menciona que en el método de la DQO suelen oxidarse algunos compuestos que no son normalmente oxidados en el proceso biológico y en consecuencia los valores de consumo de oxígeno por este método son en general, superiores a los ensayos de DBO. Esto concuerda con los valores obtenidos donde la DQO es más alta en las concentraciones con respecto a la DBO.



**Figura 12.** Variación temporal de la DQO en superficie (◇) y Fondo (□) de las cuatro estaciones de muestreo.

### **Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ).**

Las concentraciones en superficie máximas se presentaron en Asunción de 9.812 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en el mes de junio y las mínimas en Cuemanco con 0.00318 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en noviembre. En el fondo, los nitratos presentaron un máximo en Asunción de 14.023 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en el mes de mayo y mínimas en Cuemanco con 0.026 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en noviembre. En la zona agrícola las concentraciones resultaron parecidas en fondo y superficie.

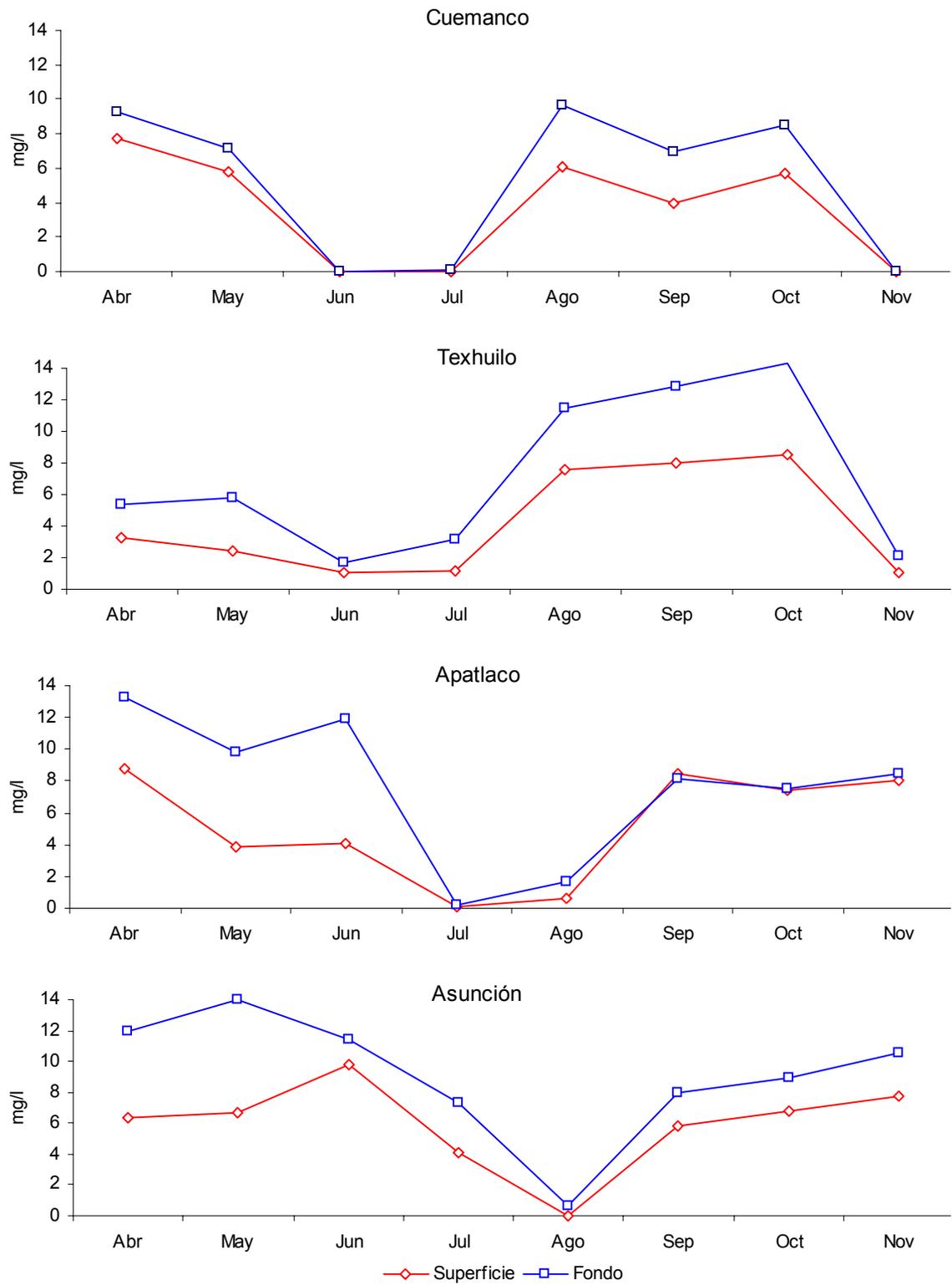
Los nutrimentos que más influyen en el proceso de eutroficación son los nitratos y los fosfatos. Estos, son sustancias solubles en agua, que las plantas necesitan para su desarrollo; pero si se encuentran en concentraciones excesivas, inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos provocando la eutroficación de los sistemas acuáticos (Wetzel, 2001).

La zona agrícola presenta altos valores de nitratos, principalmente por las labores agrícolas de la región (Räike *et al.*, 2002; Becher *et al.*, 2000), en Texhuilo sobrepasan los 14 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  y en Apatlaco los 13 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$ . El comportamiento de los valores durante los meses es muy diferente en cada estación, ya que cada zona es diferente en cuanto a la manera en que reciben el aporte de nutrimentos en el agua (Figura 13).

Mason (2000) indica que en temporadas de lluvias los sistemas acuáticos reciben aportes con alto contenido de materia orgánica, ocasionado por la depuración de los excrementos del ganado, el filtrado del agua a través del suelo y la erosión que se presenta en las tierras de cultivo.

Estas acciones se suman a la actividad principal en esta región, la agricultura donde los habitantes del lugar arrojan los fertilizantes, desechos orgánicos y otros residuos ricos en nutrimentos hacia el lago, provocando el incremento de nitratos en estos puntos de muestreo. Cloern (2001) señala que la producción y uso de fertilizantes acelera las concentraciones de nutrimentos.

En la estación Asunción, se registraron concentraciones elevadas de este nutrimento, con un promedio de 5.71 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en superficie y 8.73 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en fondo y su valor máximo se registró en mayo.



**Figura 13.** Variación temporal de nitratos en superficie (◇) y Fondo (□), en las cuatro estaciones de muestreo.

Wen (1991) menciona que el aporte de descargas de agua de tipo domestico son la principal causa de concentraciones elevadas de nitratos.

En el caso particular de esta zona, esto se debe a que en el lugar, la gente tiene establos clandestinos, mascotas y arrojan sólidos de varios tipos al agua. La cantidad de desechos humanos es desmedida, así como la cantidad de asentamientos en la región. Huang *et al.* (2003) refieren que las descargas industriales son una fuente importante de nutrimentos en el agua. En la estación Cuemanco, se vierten aguas que reciben un tratamiento previo, por lo que la cantidad de este nutrimento es menor, presentando concentraciones promedio de 3.69 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en superficie y de 5.14 mg de  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en fondo.

Las concentraciones de este nutrimento a lo largo del tiempo, muestran un comportamiento parecido en las estaciones, aumentando en épocas de secas y disminuyendo en los meses de lluvia (Figura 13). Los valores de nitratos más altos se concentran en el fondo del agua. Están en el intervalo de los 0.00318 a los 9.812 mg  $\text{L}^{-1}$  en la superficie y de los 0.026 a 14.325 mg  $\text{L}^{-1}$  en el fondo; esto se puede debe a la precipitación de los nutrimentos y la materia orgánica dependiendo de las condiciones ambientales y de la variación de los factores relacionados con el agua (Arheimer y Liden, 2000; Becher *et al.*, 2000).

Las aguas superficiales reciben cantidades excesivas de nutrimentos (nitrógeno y fósforo), por los vertidos urbanos e industriales y el arrastre de abonos agrícolas. Este exceso de nutrimentos provoca un crecimiento desmedido de algas y otras plantas acuáticas que al morir se depositan en el fondo y superficie (Vollenweider, 1968; Behrendt, 1999; Conley, 1999).

#### **Amonio ( $\text{NH}_4^+$ ).**

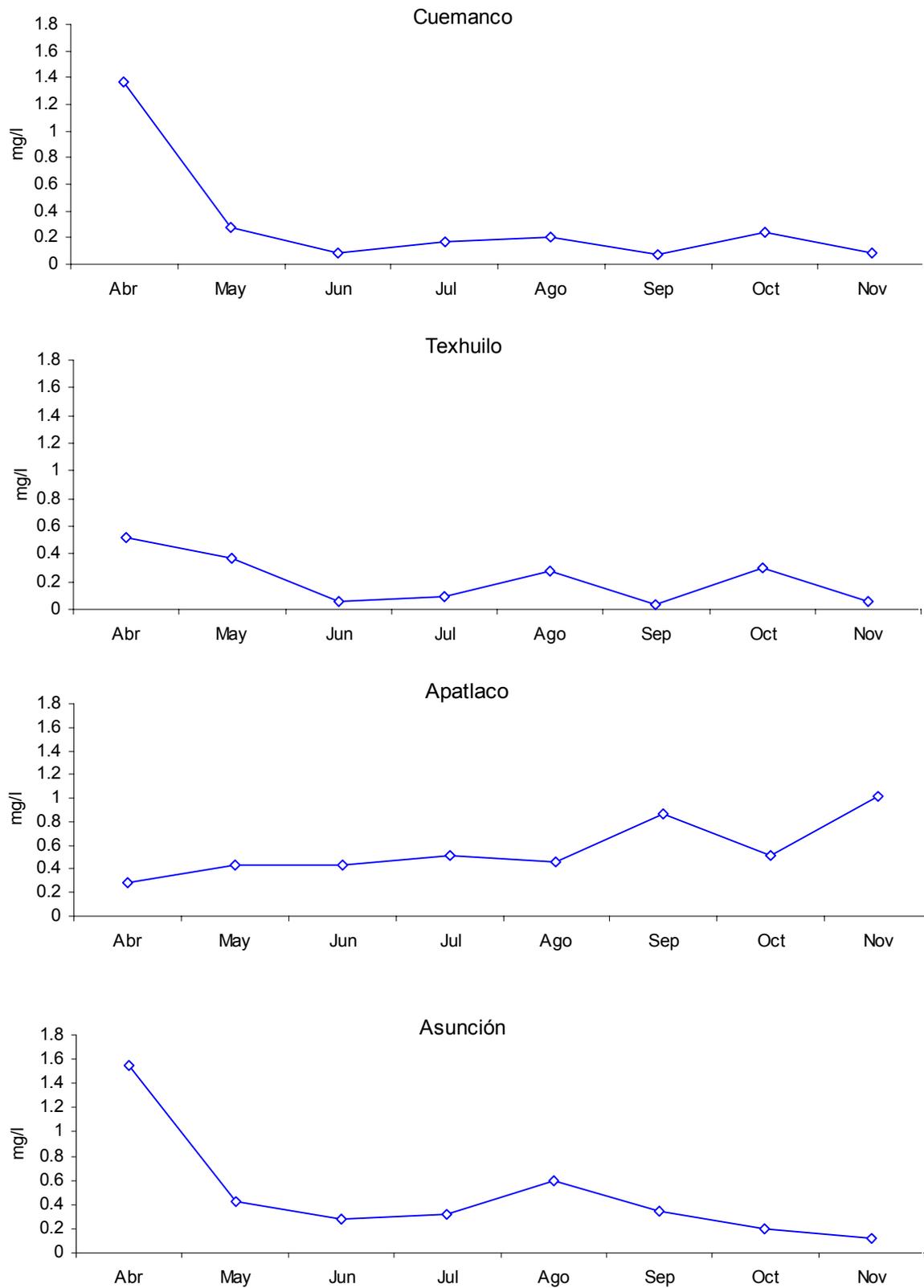
Las concentraciones de este parámetro tienen un comportamiento homogéneo en las cuatro estaciones de muestreo; el máximo se presentó en Asunción con 1.54 mg de  $\text{NH}_4 \text{ L}^{-1}$  en abril y el mínimo en Texhuilo con 0.028 mg de  $\text{NH}_4 \text{ L}^{-1}$  en septiembre. En la figura 14 se observa que en algunas estaciones el primer mes marca el valor más elevado de amonio, pero de manera general con el transcurso del tiempo los valores más bajos se presentan en época de secas y los más elevados en época de lluvias (Arheimer, 2000).

Al igual que en los nitratos, la estación Asunción presenta elevadas concentraciones de amonio con promedio de  $0.54 \text{ mg de NH}_4 \text{ L}^{-1}$ .

Esta zona presenta un continuo aporte de materia orgánica proveniente de las descargas domésticas, de sus establos clandestinos y una escasa circulación de las aguas hacia otras partes del lago. Como lo menciona Wen (1991) las descargas domésticas junto con el agua de residuo de industrias son elementos importantes en el incremento de nutrientes en un cuerpo de agua, el lago en estudio presenta estas características negativas y por lo tanto se tienen altas concentraciones de nutrimentos.

En Cuemanco, la concentración promedio de amonio fue de  $0.312 \text{ mg de NH}_4 \text{ L}^{-1}$ , un poco menor con respecto a Asunción, pero representa el mismo riesgo para el lago. Cuando las descargas provenientes de una planta de tratamiento no tienen una depuración correcta que debería tener el agua vertida a un lago natural, la cantidad de algas y plantas acuáticas es alta (Mainstone, 2002). Las estaciones de Texhuilo y Apatlaco muestran promedios de  $0.2249 \text{ mg de NH}_4 \text{ L}^{-1}$  y  $0.3981 \text{ mg de NH}_4 \text{ L}^{-1}$ , respectivamente. Vagstad (2001) hace hincapié en señalar altas concentraciones de amonio dentro de los cuerpos de agua en donde de manera simultánea se practique la agricultura y sean vertidos fertilizantes.

Margalef (1983) menciona que las elevadas concentraciones registradas de amonio se deben a la degradación de la materia orgánica abundante en un sistema; si se considera que la concentración relativa de amonio y nitrito es alta, donde la descomposición de la materia orgánica es más activa, esto es, cerca del fondo. Esto concuerda con los resultados de nuestro estudio ya que los valores más altos están en el fondo. Las concentraciones de amonio muestran valores importantes en las dos estaciones de la zona agrícola. El incremento en las concentraciones de amonio, resultan cuando existe un aporte importante de fertilizantes y abonos orgánicos a un cuerpo de agua. De acuerdo con Cloern (2001) su comportamiento a lo largo de los meses es similar con los valores más altos en septiembre y noviembre.



**Figura 14.** Variación temporal del amonio (◇), en las cuatro estaciones de muestreo.

El amoníaco es muy perjudicial para la vida de los peces, aunque no para usos agrícolas del agua. Los nitritos y nitratos constituyen el segundo y tercer estado de oxidación, a los que se llega por la acción de las bacterias aerobias Nitrosomas y Nitrobacter. Son menos tóxicos que el amonio, pero sigue estando presente el peligro por eutrofización (Goldman, 1983).

### **Fósforo total ( $P_{Tot}$ ).**

Las concentraciones de  $P_{Tot}$ , se comportan de manera homogénea a través del tiempo (Figura 15) presentando concentraciones bajas en la época de secas, principalmente abril y mayo e incrementándose durante el periodo de lluvias, primordialmente septiembre. Las concentraciones más altas se presentaron en Apatlaco de 1016 mg de  $P_{Tot}$   $m^{-3}$  en el mes de septiembre y las bajas en Texhuilo de 215 mg de  $P_{Tot}$   $m^{-3}$  en abril.

El fósforo es uno de los nutrimentos esenciales que se encuentra en forma disuelta (90%) y en forma particulada. La variación estacional del fósforo esta íntimamente ligada a procesos biológicos y geoquímicos. En las zonas tropicales, las variaciones estacionales son mucho menos que las zonas templadas. En sistemas estuarinos donde la introducción de polifosfatos por medio de la acción de los ríos produce constantes florecimientos fitoplanctónicos, conduce a un agotamiento de oxígeno disuelto por el exceso de materia orgánica, llevando al sistema a la eutrofización. Por lo tanto, la concentración de materia orgánica que pueda formarse en la zona fotosintética esta en relación directa con la concentración de fósforo en el agua (Contreras; 1994).

Las concentraciones de  $P_{Tot}$  oscilaron entre los 215.5 y los 1016 mg  $m^{-3}$  dentro del sistema. Cooper *et al.*, (2002) mencionan que las concentraciones más elevadas de fósforo se encuentran en los sedimentos y en las partes más profundas del cuerpo de agua pero en este caso, el análisis estadístico realizado no muestra diferencias significativas entre superficie y fondo del agua.

La concentración de los nutrimentos más importantes y limitantes (fósforo y nitrógeno) influyen primordialmente sobre los productores primarios y su

concentración determina la distribución o abundancia de diferentes especies (Margalef, 1983).

En el caso de este nutrimento la zona agrícola contiene la mayor concentración, primeramente está Apatlaco con un promedio de  $582.6 \text{ mg m}^{-3}$  y en seguida Texhuilo con  $557.3 \text{ mg m}^{-3}$ . Estas concentraciones son resultado de la actividad agrícola realizada en la zona por el uso de fertilizantes y abonos agrícolas principalmente. Debido a que el fósforo es un nutriente para las plantas, resulta un ingrediente importante para los fertilizantes (Quian, 1999).

El fósforo es absorbido con más facilidad por las partículas del suelo y es arrastrado por la erosión o disuelto por las aguas de escurrimiento superficial (Vollenweider *et al.*, 1980), esto resulta en una explicación para la presencia de fósforo en la zona.

En regiones aledañas a la estación Asunción, se encuentran una gran concentración de asentamientos humanos, los cuales vierten de manera no controlada sus residuos al cuerpo de agua. Las aguas domesticas residuales contienen fuertes concentraciones de fósforo, principalmente por el uso de detergentes polifosfatados (Arheimer y Liden, 2000). Es por esta causa que se explican las concentraciones elevadas de este nutrimento en la zona.

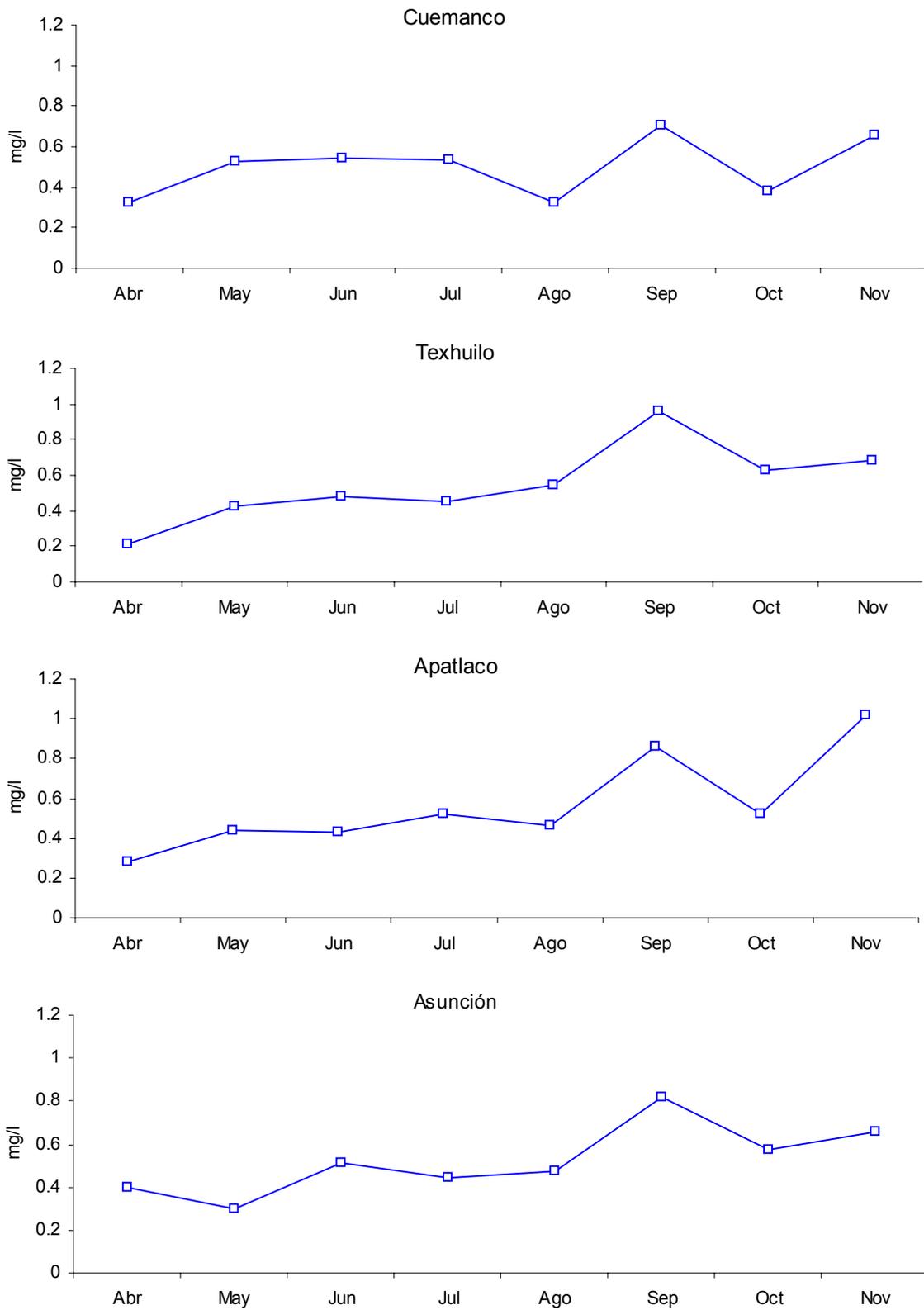
Las aguas provenientes de plantas de tratamiento pueden contener concentraciones elevadas de fósforo (Huang *et al.*, 2003; Parinet *et al.*, 2004). En la estación Cuemanco, que es donde se vierten las aguas procedentes de la planta de tratamiento "Cerro de la Estrella", no se presentan concentraciones elevadas de este nutrimento. Esto se puede deber a que el fósforo disponible es consumido por la biomasa algal (Parinet *et al.*, 2004).

El fósforo es un componente que incrementa el crecimiento de plantas acuáticas y su incremento provoca la eutroficación en lagos templados; bajas concentraciones se encuentran en lagos de tipo mesotrófico y altas concentraciones en lagos de tipo hipereutrófico (Parinet *et al.*, 2004). Esta aseveración se relaciona con las altas concentraciones del nutrimento y nos puede indicar el grado trófico que tiene el lago de Xochimilco.

Los valores registrados de  $P_{tot}$ , no rebasan el límite máximo permisible ( $20 \text{ mg l}^{-1}$ ) decretado en la NOM-001-ECOL-1996 para embalses naturales y artificiales de uso en riego agrícola.

Wetzel (2001) asevera que concentraciones entre  $16$  y  $386 \text{ mg m}^{-3}$  de fósforo total corresponden a un sistema eutroficado; mientras que concentraciones superiores, se encuentran en sistemas hipereutroficados.

Los resultados en las concentraciones de amonio, nitrato y fosfatos con respecto a otros trabajos resultan similares (Alva, 1996). Otro trabajo que mide estos parámetros muestra una marcada diferencia ya que sus resultados fueron muy elevados (Díaz y Domínguez, 2003).



**Figura 15.** Variación temporal de  $P_{Tot}$  ( $\square$ ), en las cuatro estaciones de muestreo.

### **Clorofila a (Cl-a).**

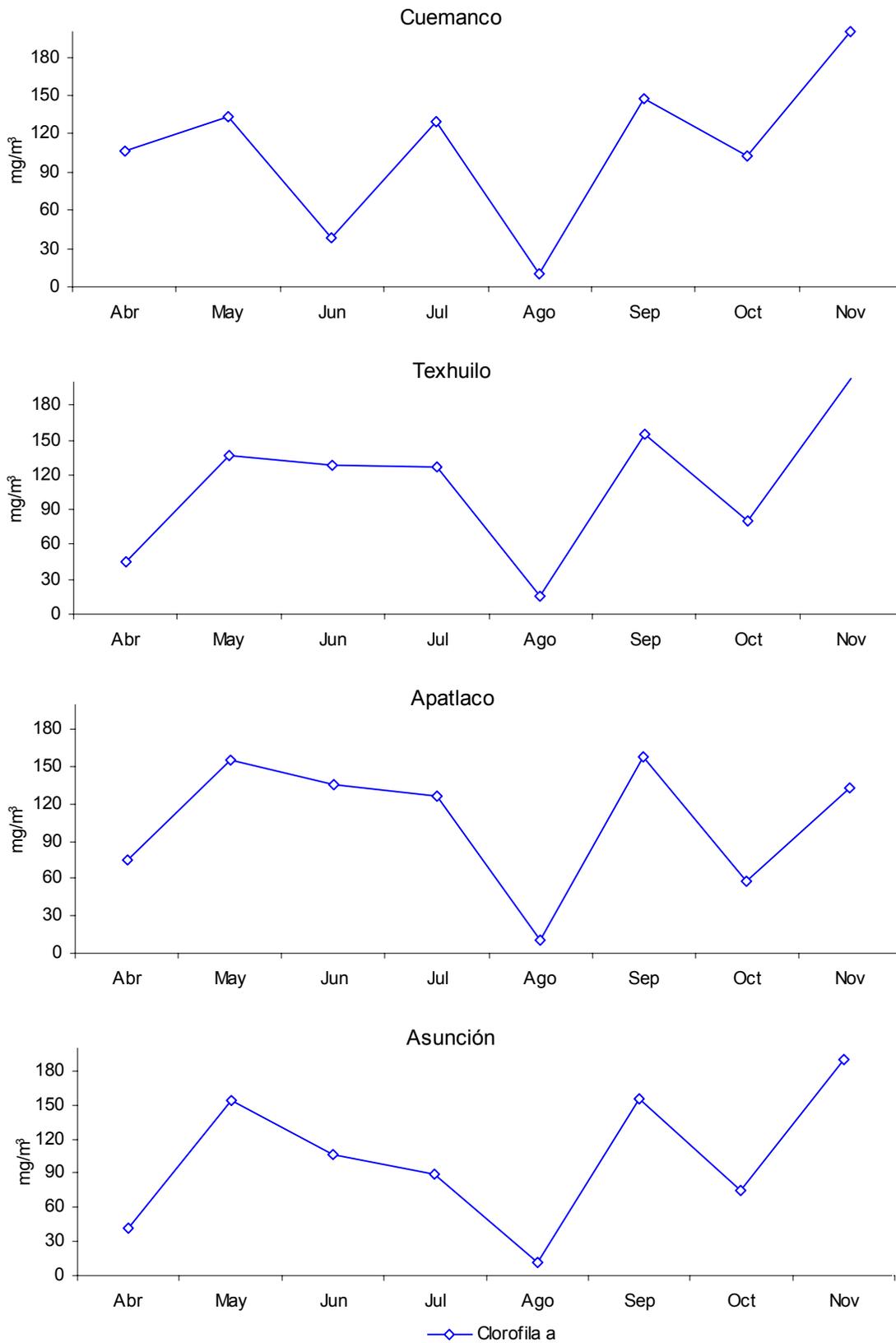
Las concentraciones de Clorofila a, se comportaron de manera similar en las cuatro estaciones de muestreo (Figura 16) registrando valores máximos de 203.013 mg de Cl-a m<sup>-3</sup>, y mínimos de 10.478 mg de Cl-a m<sup>-3</sup>.

La diferencia tan drástica entre las concentraciones de clorofila a, se debe principalmente a los meses en que se muestreó. Mientras en algunos meses (agosto) se registraron concentraciones bajas de este pigmento, en otros meses (mayo y noviembre) se registraron las concentraciones más elevadas. Las concentraciones de este pigmento durante los meses de muestreo, descienden en las épocas de lluvia y aumentan hacia los últimos meses de muestreo. Los valores promedio en las estaciones van de los 101.9765 mg m<sup>-3</sup> a los 110.9739 mg m<sup>-3</sup> de clorofila a dentro del agua, estos valores resultan altos en comparación con algunos trabajos sobre eutroficación donde se analiza a la clorofila a (Huang *et al.*, 2003; Njiboer y Verdonschot, 2004).

Häse *et al.* (1998) mencionan que el aumento o disminución de la temperatura es un factor importante que interfiere en el resultado de las concentraciones de clorofila a, en este caso la temperatura no resulta fundamental ya que durante todo el muestreo este parámetro es homogéneo, cabe señalar que la temperatura es en general templada resultando adecuada para el crecimiento planctónico.

Por su parte, Anneville y Pelletier (2000) aseveran que el exceso de luz puede resultar dañino para las concentraciones de clorofila a. La luz es considerada como el principal factor limitante de la fotosíntesis y un aumento de intensidad luminosa puede llegar a una inhibición de la fotosíntesis. La zona agrícola presenta la mayor transparencia en el muestreo con promedios de 0.42 m en Texhuilo y 0.43 m para Apatlaco; ésta intensidad luminosa que presenta el área no resulta perjudicial para la clorofila a ya que Texhuilo alberga altas concentraciones de clorofila a con un valor máximo de 203.0135 mg m<sup>-3</sup> en el mes de noviembre.

La clorofila a es un pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que producen oxígeno (como producto secundario) y está presente en todas las algas; por lo general constituye entre el 0.5 y 2% del peso seco de las algas (Wetzel, 2001).



**Figura 16.** Variación temporal de clorofila *a* ( $\diamond$ ), en las cuatro estaciones de muestreo.

Durante el muestreo Cuemanco presenta los valores máximos de oxígeno disuelto y por lo tanto debería presentar altas concentraciones de clorofila; sin embargo, su promedio es de  $107.88 \text{ mg m}^{-3}$  resultando menor en concentración a las estaciones de la zona agrícola.

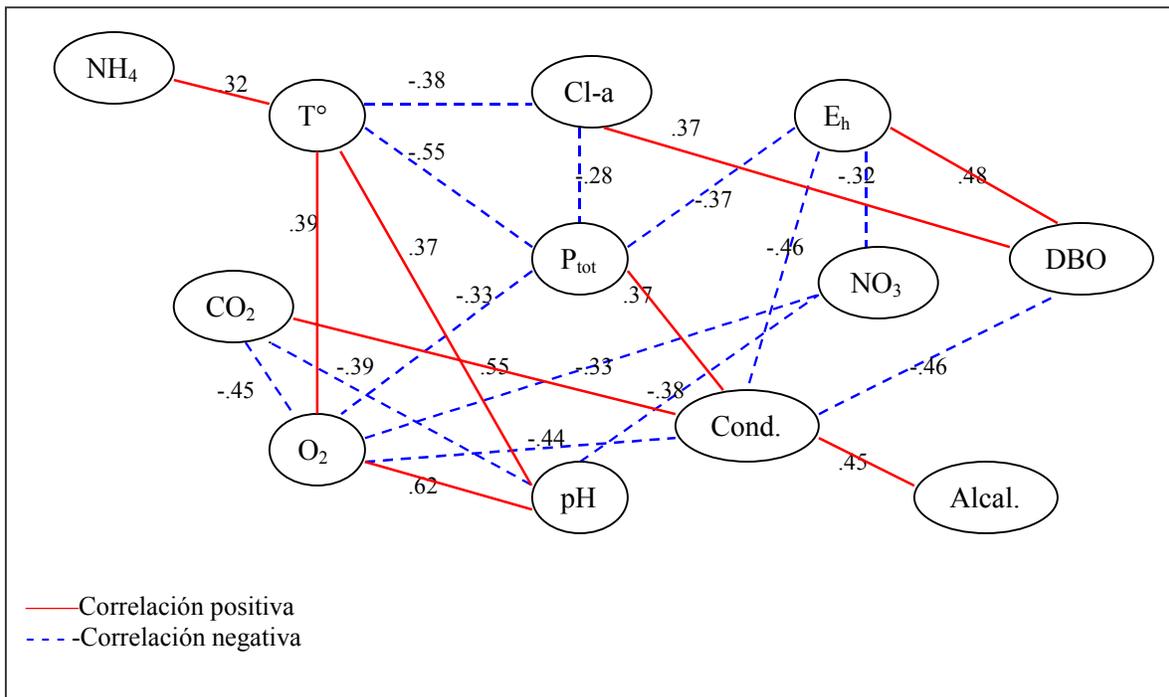
La estación Asunción presenta bajas concentraciones de clorofila *a* con un promedio de  $102.6102 \text{ mg m}^{-3}$ .

Räike *et al.* (2003) se refieren al fósforo como un factor relacionado con la clorofila *a*, por ser un nutrimento importante en el desarrollo de las algas y demás plantas acuáticas. A lo largo de los muestreos las concentraciones de estos dos parámetros resultan altas, pero no necesariamente donde se presenta la máxima concentración de un parámetro ocurre lo mismo con el otro.

Las concentraciones de clorofila-*a* son buenos estimadores del estado trófico de un lago. Así, Carlson (1977) asevera que concentraciones superiores a  $154 \text{ mg m}^{-3}$  corresponden a valores de IET superiores a 80. Moore y Thorton (1988), además de Harper (1992) consideran que un IET superior a 70 corresponde a un sistema hipereutrófico. Wetzel (2001) considera como hipereutróficos a los sistemas que presentan concentraciones de clorofila-*a* superiores a los  $100 \text{ mg m}^{-3}$ .

### Correlaciones entre parámetros.

Del análisis de correlación (figura 17) se observa que la conductividad eléctrica y el oxígeno disuelto son los parámetros que presentan una mayor correlación con otros parámetros. La conductividad se relaciona positivamente con la alcalinidad, el CO<sub>2</sub> y el fósforo total. La conductividad de los bicarbonatos es proporcional a las concentraciones de otros iones como el Ca y Mg (Wetzel, 2001) por lo que a un incremento de éstos, también se incrementan los valores de conductividad. El equilibrio de la reacción carbonato-bicarbonato-dióxido de carbono es el principal responsable de la capacidad de amortiguamiento de un lago (Lampert y Soomer, 1997).



**Figura 17.** Correlación entre parámetros físicos, químicos y biológicos ( $p < 0.05$ ).

Por otra parte, la conductividad muestra correlaciones negativas con las concentraciones de oxígeno disuelto y con los valores de potencial redox. Esto nos puede indicar que las reacciones de óxido-reducción que se llevan a cabo en el sistema, modifican la conductividad eléctrica del mismo.

Durante el periodo de estudio se presentó una relación positiva entre el oxígeno

disuelto, la temperatura y el pH. Además, se dan relaciones negativas del oxígeno disuelto con el CO<sub>2</sub>, la conductividad y los nutrientes y entre el pH, los nitratos y el CO<sub>2</sub>. La solubilidad del oxígeno es afectada de manera no lineal por la temperatura, y se incrementa considerablemente en aguas frías (Lampert y Soomer, 1997; Wetzel, 2001). La relación negativa que se da entre el oxígeno y el CO<sub>2</sub> se puede explicar, ya que el oxígeno está inversamente relacionado con el CO<sub>2</sub>. En particular, durante el día se presenta una mayor producción que respiración (Contreras, 1994), por lo que las concentraciones de oxígeno disuelto son mayores a las de dióxido de carbono.

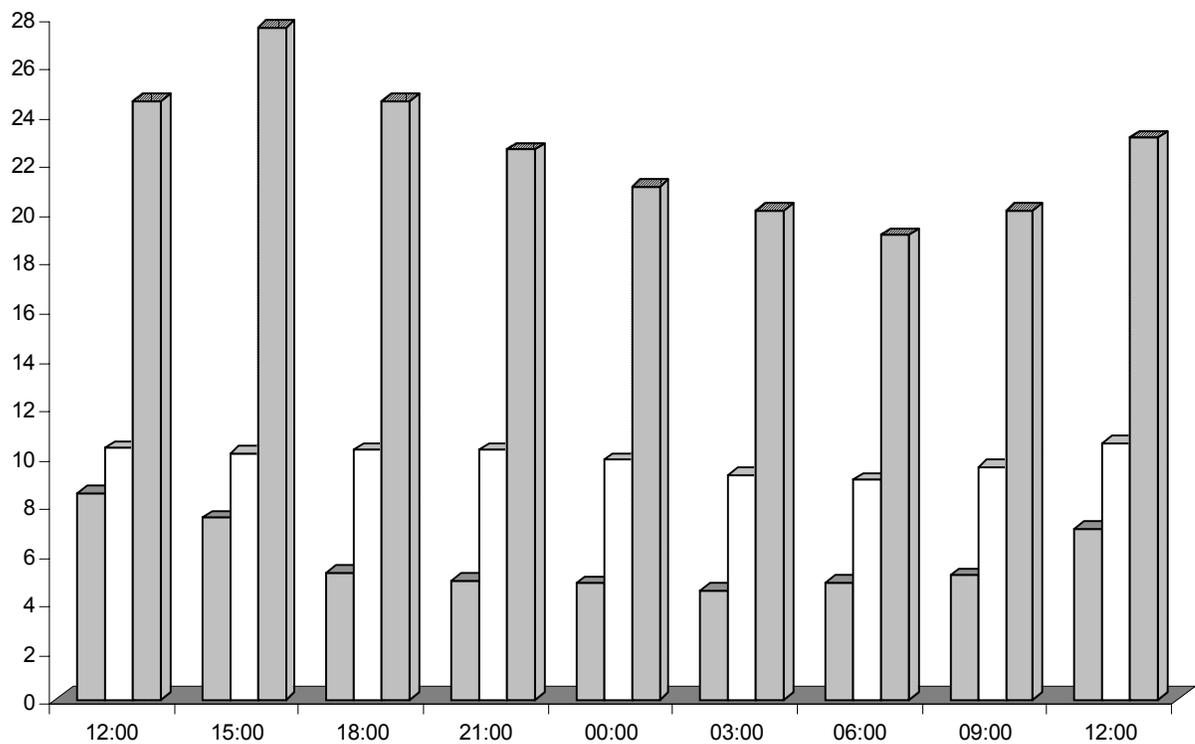
Por otra parte, los procesos que afectan los valores del pH son la fotosíntesis, la respiración y la asimilación de nitrógeno. Los efectos de la fotosíntesis y la respiración sobre el pH dependen en gran medida de las concentraciones de CO<sub>2</sub> y oxígeno (Lampert y Soomer, 1997), por lo que se explican estas correlaciones.

La relación negativa que se presenta entre la temperatura y las concentraciones de fósforo total podría indicar que la mineralización del fósforo y del NH<sub>4</sub><sup>+</sup> estaría favorecida por bajas y altas temperaturas, respectivamente (Herrera-Silveira, 1994). Además, la temperatura tiene una relación negativa con la clorofila a. Las concentraciones de clorofila a sirven para estimar la cantidad de las comunidades algales. Estas comunidades son sensibles a los cambios de temperatura y aporte de nutrientes (Wetzel, 2001), lo que puede afectar de manera negativa el florecimiento de estos organismos. El fósforo juega un papel importante en el desarrollo de comunidades algales y en muchos casos es considerado como un factor limitante de los procesos de eutroficación en lagos templados (Vollenweider, 1980).

El potencial redox presenta relaciones negativas con las concentraciones de nutrientes y una relación positiva con la DBO. En condiciones muy oxidantes (400-500 mV), las concentraciones de fósforo son muy bajas (Wetzel, 2001). De acuerdo con Parinet, *et al.* (2004) en ambientes con E<sub>h</sub> < 200 mV se libera el fósforo mineralizado que se acumula en los sedimentos, en nuestro estudio sucede este caso donde las concentraciones de fósforo son altas y el E<sub>h</sub> máximo fue de 180.5 mV.

### Ciclo nictimeral.

Se analizó la variación a lo largo de un día completo de las concentraciones de oxígeno en superficie y fondo de la zona industrial. En la figura 16 se muestra la variación de la concentración de oxígeno disuelto en superficie. El primer valor es de  $8.45 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  al mediodía y resulta el más alto durante el ciclo y el más bajo de  $4.49 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  a las 3:00 a.m., las concentraciones van aumentando hasta los  $7.01 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  a las 12:00 p.m. Margalef (1983) explica que alrededor del medio día se presenta una mayor cantidad del gas liberado, las concentraciones van descendiendo por la tarde cuando se da el consumo de oxígeno por las algas y bacterias hasta tener el valor más bajo por la noche que es cuando ocurre el proceso de respiración y el  $\text{O}_2$  sufre una disminución frente al  $\text{CO}_2$ , por último los valores del gas aumentan hasta los restablecerse así el proceso fotosintético.

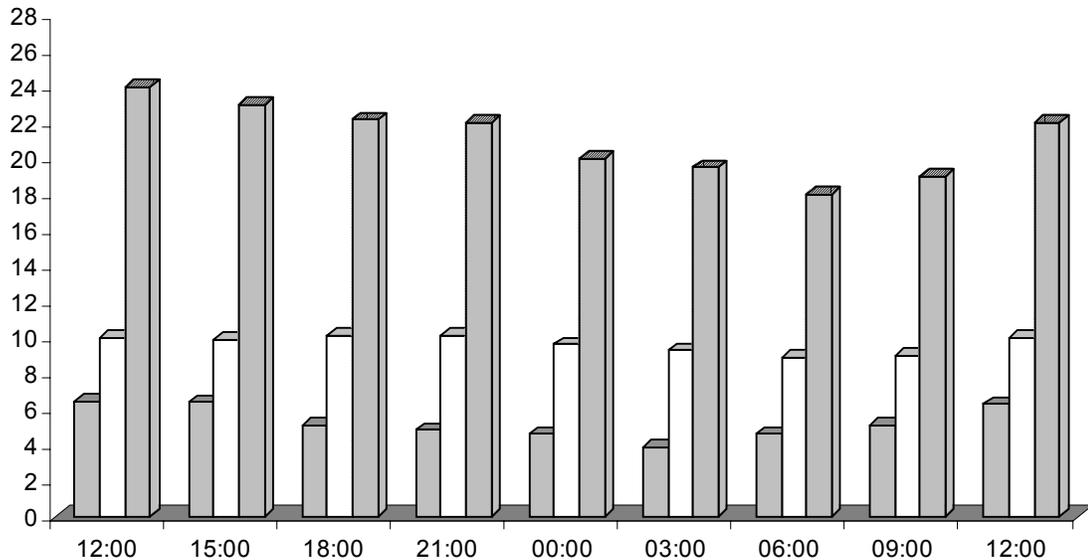


**Figura 16.** Variaciones de temperatura (■ en °C), oxígeno (□ en mg L), pH (H) y fondo.

Wetzel (2001) menciona que la disminución de oxígeno disuelto en fondo del agua ocurre por la descomposición de materia orgánica y los sedimentos.

En el fondo del lago las concentraciones tienen un comportamiento similar al de la superficie (Figura 17), aunque las concentraciones son ligeramente más bajas.

El valor más alto ocurre alrededor del mediodía con  $6.43 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  y un mínimo de  $3.88 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  a las 3:00 a.m., cabe señalar que por debajo de los  $3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  son letales para la supervivencia de algunos organismos (Valentyne, 1978).



**Figura 17.** Variaciones de temperatura (■ en °C), oxígeno (□ en mg L), pH (■) y fondo.

Las muestras tomadas alrededor del medio día presentan mayor concentración de oxígeno, ya que este es liberado por la fotosíntesis (Pesson, 1979; Metcalf, 1981) y la temperatura del agua influye sobre la solubilidad del oxígeno (Margalef, 1983).

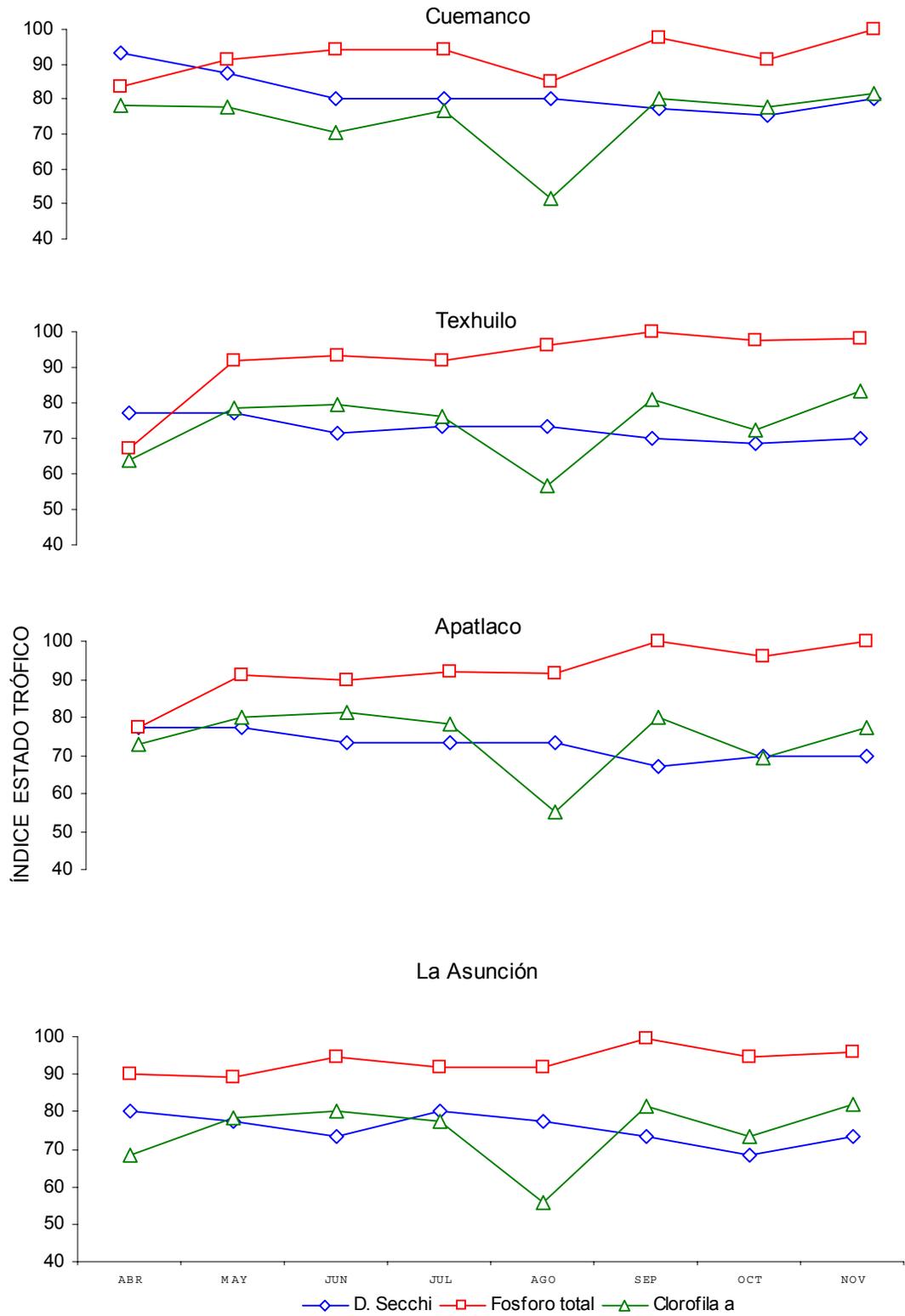
La temperatura y el pH presentan el mismo comportamiento, esto se debe a que cuando aumenta el proceso de respiratorio los valores de pH disminuyen junto con la temperatura (Snoeyink y Jenkins, 1987).

El oxígeno es un gas disuelto libremente en aguas dulces, producto del proceso de fotosíntesis de las plantas acuáticas o de la difusión de la atmósfera (APHA; 1992). Las concentraciones registradas tienen un comportamiento normal de un lago tropical de acuerdo con Vollenweider (1968), con la mayor concentración en el día, una disminución por la noche y vuelve el aumento del gas hacia el día.

### **Índice de Estado Trófico (IET).**

Como todos los fenómenos ecosistémicos, el estado trófico de los sistemas acuáticos resulta de la interacción de factores externos y de diversos procesos internos que involucran el agua, la biota y los sedimentos (Carpenter y Pace, 1997). El estado trófico varió en función del parámetro utilizado para su determinación (transparencia al disco de Secchi, concentraciones de fósforo total y clorofila a) (Figura.20) Así, el intervalo comprendido entre las 67.3 y 93.2 unidades para el  $IET_{DS}$ , lo ubican en la categoría de hipereutrófico, en la nomenclatura propuesta por Harper (1992). Mientras que los valores de  $IET_{DS}$  que oscilan entre las 60 y 69 unidades son catalogados como eutróficos; y los  $IET_{DS}$  superiores a las 70 unidades son considerados como hipereutróficos en la nomenclatura propuesta por Moore y Thorton (1988). Carlson (1977) observó que los valores de IET no deben ser promediados; la consideración de las diferencias en valores individuales de IET en un cuerpo de agua trae la conjunción y una mejor comprensión de su productividad biológica. Esto se refiere a los datos obtenidos donde en algunos meses, el IET de un parámetro es bajo con respecto a los otros dos, siendo el caso en este estudio. Por lo tanto es necesario obtener los tres índices: disco de Secchi, clorofila a y fósforo total, para tener una mejor interpretación al momento de clasificar los datos en el IET.

Si los tres valores de IET no son similares el uno al otro, es probable que las algas puedan ser ligeras o las concentraciones de nitrógeno sean altas en vez del fósforo como nutriente limitante, también puede ocurrir que el disco de Secchi es afectado por las partículas de erosión del lago en lugar y por las algas, entre otros fenómenos. Los indicadores inminentes de una hipereutroficación son evidentes en un lago: poca transparencia, aumento de algas y macrófitas, espumas en la superficie, dominación brusca de los peces, etc. (Moore y Thorton, 1988). De acuerdo con lo mencionado fue necesario medir los tres IET para cada parámetro; de esta forma, la información sobre el estado trófico del lago se vuelve más confiable, ya que en algunos meses los valores se reducen y tenemos que el lago se comporta como eutrófico.



**Figura 20.** Variación temporal de los índices de estado trófico calculados para la transparencia al disco de Secchi (□), fósforo total (□) y clorofila a (□) en las cuatro estaciones de muestreo.

El desarrollo de la comunidad fitoplanctónica puede sostenerse no sólo por el ingreso de material alóctono, sino también por el reciclado de la materia orgánica. Los sistemas hipereutróficos mantienen dicha condición por el reciclado de la materia orgánica y los nutrientes, mientras que en los sistemas meso u oligotróficos el control externo es más importante (Uhlman, 1998).

Una aproximación alternativa para la clasificación de lagos fue desarrollado por Carlson (1977) y se basa sobre el calculo de un índice cuyo rango es de 0-100. La teoría de este índice se considera sobre algunas relaciones estadísticas entre la concentración de fósforo, clorofila y transparencia. El Índice de Estado Trófico de un lago puede ser calculado separadamente para los tres parámetros o para uno o dos únicamente. Un índice menor de 20 corresponde a ultra-oligotrófico, 30-40 es oligotrófico, 45-50 mesotrófico, 53-60 eutrófico, y mayor a 70 será hipereutrófico (Harper, 1992).

De acuerdo con los valores de IET el lago se encuentra en un estado hipereutrófico de sus aguas. Cabe decir que algunos valores del índice descienden principalmente en el mes de agosto ubicando al lago como eutrófico, esta afirmación resulta cierta únicamente para ese mes, ya que en éste los parámetros medidos presentan un descenso en sus valores y por lo tanto en el resultado del IET. La medición del Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) sitúa de manera general al lago como hipereutrófico, esto es observable por el crecimiento vegetal, el deterioro de la calidad del agua y las elevadas concentraciones de nutrientes en el agua.

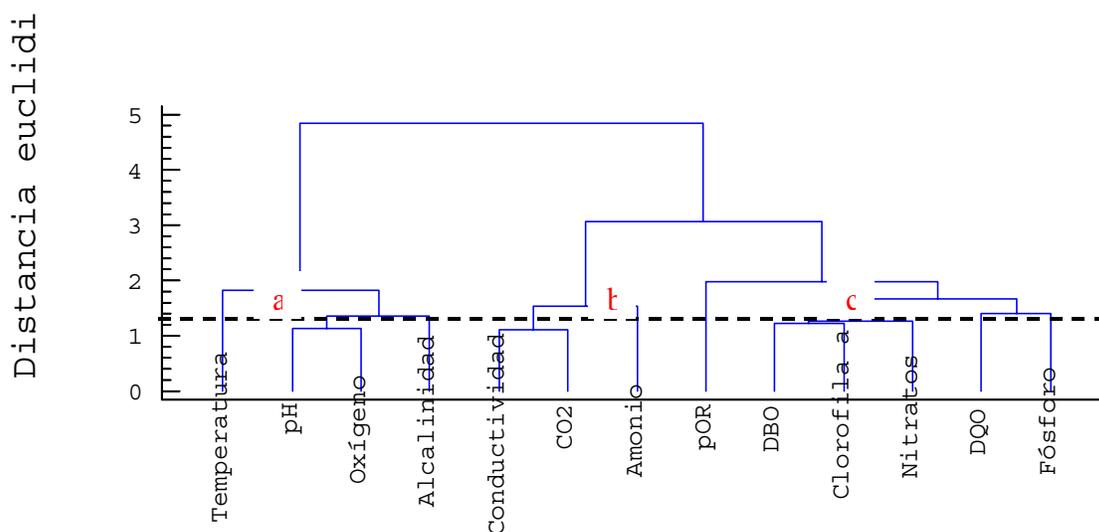
### Interpretación de los datos, empleando análisis estadísticos multivariados.

A causa de que el efecto de retroalimentación depende de las características de cada lago, los comentarios sobre los valores intrínsecos de los datos, en ocasiones, no son suficientes para hacer una evaluación correcta del estado trófico de estos lagos (Parinet *et al.*, 2004).

Los niveles tróficos de los lagos pueden ser evaluados por otros criterios, los cuales informan de manera indirecta las relaciones entre los parámetros analizados. Además de los métodos tradicionales, la aplicación de técnicas estadísticas multivariadas (Análisis de cluster y componentes principales) pueden servir para describir el estado trófico de un sistema acuático (De Ceballos *et al.*, 1998; Medina-Gómez y Herrera-Silveira, 2003; De Bartolomeo *et al.*, 2004; Parinet *et al.*, 2004; Singh *et al.*, 2004).

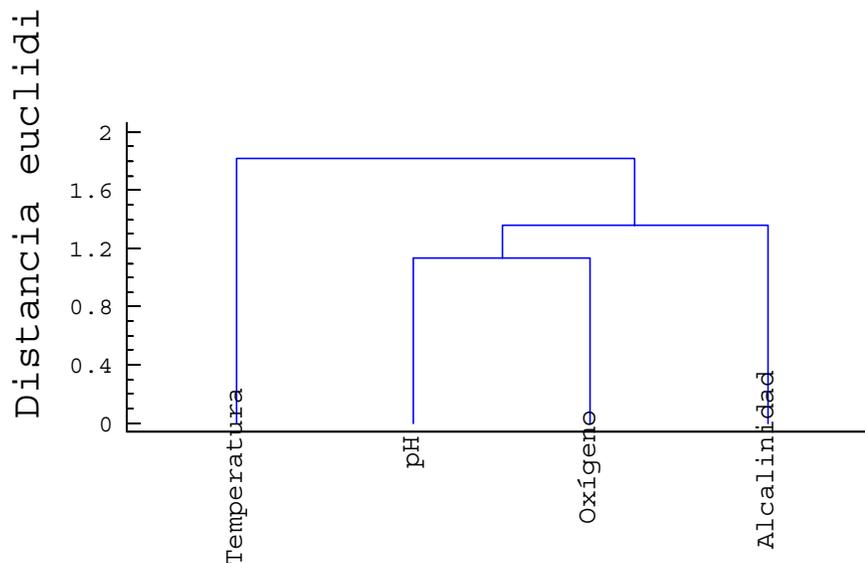
### Estructura e interrelación de los parámetros físicos, químicos y biológicos.

La estructura fue definida por un análisis de cluster, el cual reveló en gran medida las interrelaciones y el grado de asociación de las variables analizadas. De esta forma, el dendograma originado mostró dos cúmulos pequeños (a, b) y uno grande (c). Este último representó el 46 % de las variables (Figura 21).



**Figura 21.** Dendograma general de los parámetros físicos, químicos y biológicos.

En forma general, el dendograma describe las relaciones más importantes que se presentan entre los diversos parámetros físicos, químicos y biológicos del sistema. De esta manera, en el cúmulo a, se observa la relación existente entre el pH y el oxígeno disuelto. Esto se explica ya que los procesos de respiración, en los que se involucra el oxígeno, afectan los valores de pH (Lampert y Sommer, 1997). A su vez, estos dos parámetros están vinculados a la alcalinidad del lago. La alcalinidad se refiere generalmente a la cantidad y tipo de compuestos que tienden a elevar el pH a la neutralidad, y el sistema de equilibrio carbonato-bicarbonato-dióxido de carbono es el principal responsable de esta capacidad de tamponamiento en los lagos (Lind, 1985; Lampert y Sommer, 1997). De la misma forma, estos tres parámetros están influenciados en gran medida por la temperatura. Esta, juega un papel importante en la solubilidad de gases (principalmente el oxígeno) (Lind, 1985; Burgis y Morris, 1987) (Figura 22).

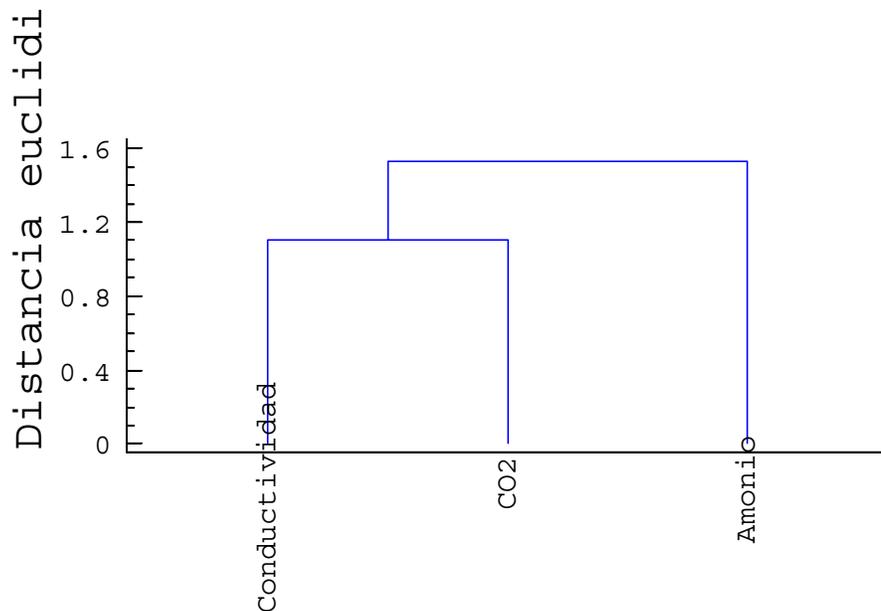


**Figura 22.** Cúmulo a.

En la figura 23, se representa el cúmulo b, en el cual se observa una relación entre el dióxido de carbono y la conductividad. El CO<sub>2</sub> se encuentra involucrado en el sistema de tamponamiento de los cuerpos de agua, con el equilibrio: carbonato-bicarbonato-dióxido de carbono (Lampert y Sommer, 1997).

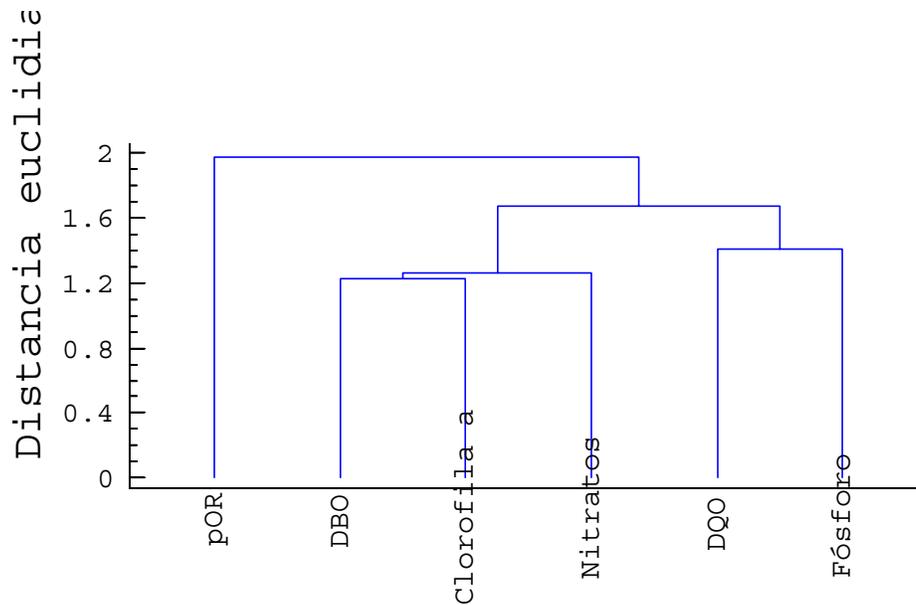
Además, la conductividad es modificada sustancialmente por los iones  $\text{HCO}_3^-$  y pueden ser tan importantes como el  $\text{Ca}^{++}$  y el  $\text{Mg}^{++}$  (Wetzel, 2001).

A la vez, la relación que se da entre estos dos parámetros y las concentraciones de los iones amonio, pueden indicar que el amonio, al sufrir procesos de nitrificación y transformarse a nitritos, generan una mayor conductividad eléctrica.



**Figura 23.** Cúmulo b.

En el cúmulo c (Figura 24) se observa una relación más estrecha entre las concentraciones de clorofila a y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Esto es comprensible ya que con la DBO se mide la cantidad de oxígeno utilizado por las bacterias en la estabilización de la materia orgánica biodegradable, bajo condiciones aerobias (Romero, 1999) y la concentración de clorofila a es un estimador razonable de la biomasa algal en los sistemas acuáticos (Forsberg y Ryding, 1980; Cloot y Ros, 1996). A estos dos parámetros, se encuentran vinculadas las concentraciones de nitratos, que son uno de los nutrientes esenciales para el desarrollo de especies vegetales, aunque algunas algas cianofíceas pueden fijar nitrógeno del ambiente y crecer (Vollenweider *et al.*, 1980; Mason, 1991; Quian, 1999).



**Figura 24.** Cúmulo c.

Por otra parte, se observa un vínculo entre la demanda química de oxígeno (DQO) y las concentraciones de fósforo. Los compuestos de fósforo son constituyentes de la materia orgánica (Margalef, 1983). Estos dos parámetros están ligados al vínculo establecido entre los nitratos, la DBO y la clorofila *a*. Lo se puede explicar ya que tanto los nitratos, como los fosfatos, constituyen parte de la materia orgánica y la determinación de la DQO es una medida de la cantidad de oxígeno consumido por la porción de materia orgánica existente en la muestra. Con el método de la DQO suelen oxidarse algunos compuestos que normalmente no son oxidados en el proceso biológico y en consecuencia los valores de consumo de oxígeno por este método son en general, superiores a los obtenidos con el ensayos de la DBO (Romero, 1999).

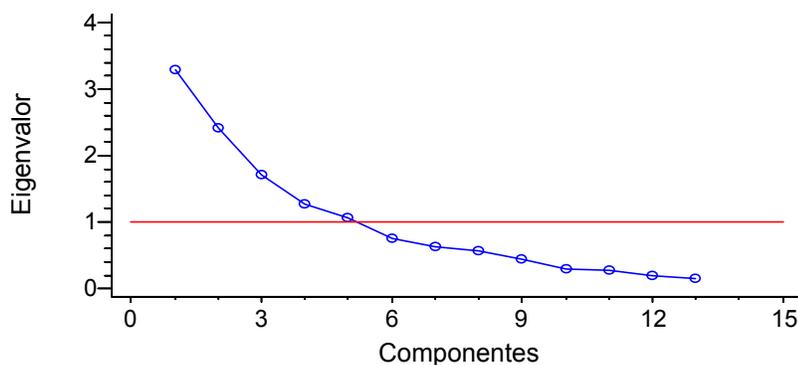
### Componentes principales para los parámetros físicos, químicos y biológicos.

El análisis de componentes principales (ACP) fue aplicado a trece variables originales (temperatura, alcalinidad, pH, conductividad, oxígeno disuelto, potencial redox, CO<sub>2</sub>, DBO, DQO, nitratos, amonio, fósforo total y clorofila a). Este análisis mostró que los eigenvalores de los cinco componentes principales (CP) representan el 74.79% de la varianza total de las observaciones (Cuadro 7).

**Cuadro 7.** Componentes principales de los parámetros físicos, químicos y biológicos.

CP	Eigenvalor	% de varianza	% de varianza acumulada
1	3.28	25.3	25.3
2	2.41	18.55	43.85
3	1.70	13.1	56.96
4	1.26	9.71	66.67
5	1.05	8.11	74.79

En la figura 25 se observa el gráfico de dispersión para las trece variables originales. Este gráfico fue empleado para identificar el número de CP's que se utilizarán, a fin de comprender la estructura fundamental de los datos (Vega *et al.*, 1998). El mayor porcentaje de varianza, entre los datos, se encuentra representado en los cinco primeros CP, que a su vez tienen eigenvalores iguales o mayores a 1.



**Figura 25.** Dispersión de los CP de los parámetros físicos, químicos y biológicos.

La serie completa de datos del ACP, se presenta en el cuadro 8. En donde el primer CP contabiliza el 25.3% de la varianza, y el mayor peso está conferido por la conductividad, el oxígeno disuelto y el fósforo total. El CP<sub>2</sub> cuenta con el 18.5% de la varianza total, y está definido por la DBO, la clorofila a y el potencial redox. El tercer CP representa el 13.1% de la varianza, la cual es conferida principalmente por el amonio, los nitratos y la alcalinidad. El CP<sub>4</sub> tiene el 9.7% de la varianza total, y está definida por la DQO, la alcalinidad, el potencial redox, los nitratos y la DBO. Por último, el quinto CP cuenta con el 8.1 de la varianza total, la cual es conferida por la DQO, la clorofila a y el amonio.

**Cuadro 8.** Variables que dan el peso a los CP.

	Componente 1	Componente 2	Componente 3	Componente 4	Componente 5
Temperatura	0.276025	-0.386652	0.115671	0.157104	0.138171
pH	0.334291	-0.2318	-0.322598	-0.21523	-0.186078
Conductividad	<b>-0.424543</b>	-0.250407	-0.128089	0.0771145	-0.188259
Oxígeno	<b>0.395625</b>	-0.156132	-0.323495	-0.130102	0.154124
E <sub>h</sub>	0.227763	<b>0.401834</b>	0.0880344	<b>0.291255</b>	-0.317884
Alcalinidad	-0.191605	-0.236475	<b>-0.453171</b>	0.0948382	0.173442
CO <sub>2</sub>	-0.343684	-0.0630441	0.0421542	<b>0.508568</b>	-0.154726
DBO	0.173569	<b>0.460845</b>	-0.0312531	0.233229	0.16069
DQO	-0.0859467	0.137693	0.123632	<b>0.596982</b>	<b>0.463998</b>
Nitratos	-0.235117	-0.161989	<b>0.465706</b>	-0.2524	0.136657
Amonio	0.141837	-0.181756	<b>0.474329</b>	0.000076802	<b>0.420852</b>
P <sub>total</sub>	<b>-0.381452</b>	0.149514	-0.268845	-0.172638	0.298649
Clorofila <i>a</i>	-0.100901	<b>0.418755</b>	-0.127258	-0.222178	<b>0.453781</b>

El análisis de los datos muestra que las variables están vinculadas a los aportes alóctonos, causados por las actividades agrícolas y urbanas. Los valores positivos en las variables de los componentes denotan entradas importantes al sistema, mientras que valores negativos indican entradas bajas.

El componente 1 está asociado principalmente con los bajos valores de conductividad, este parámetro es una medida de la componente edáfica los sistemas acuáticos y resulta una determinante de la productividad, por esto en su

robustez se relaciona con el oxígeno disuelto y el  $\text{CO}_2$ , además de que se pueden conocer el total de sólidos disueltos al multiplicar los valores de conductividad por un factor de 0.65 (Torres y García, 1995). Mediante la conductividad y la profundidad media se puede obtener el índice morfoedáfico (IME) propuesto por Ryder (1965) y conocer el potencial pesquero del lago, siendo esta característica medición un atributo de la conductividad como el componente de mayor peso. En el caso del segundo componente, se observa que la robustez está dada principalmente por las elevadas concentraciones de DBO y clorofila *a*, las cuales se ven influenciadas por los valores de  $E_h$ , DBO representa las elevadas concentraciones de materia orgánica en el sistema. El tercer componente confiere su robustez principalmente a las concentraciones de amonio y nitratos, lo cual nos indica la importancia en la descarga de compuestos nitrogenados en el sistema. En el componente 4, la robustez está conferida por las elevadas concentraciones de DQO y  $\text{CO}_2$  e indicando los aportes elevados de materia orgánica, los cuales agotan las concentraciones de oxígeno disuelto e incrementan los niveles de  $\text{CO}_2$ . En el caso del quinto componente, se observa que los aportes de materia orgánica están constituidos principalmente por elementos nitrogenados y clorofilas. En general, los aportes de materia orgánica al sistema, inciden de manera importante en el comportamiento de la zona lacustre de Xochimilco.

## CONCLUSIONES

- El aporte de aguas provenientes de plantas de tratamiento, de zonas urbanas y de la actividad agrícola representan una contaminación directa al lago, resultando en el deterioro del sistema acuático.
- Algunos parámetros físicos y químicos muestran la mala calidad de las aguas de este sistema e indican que su contaminación puede aumentar hasta el deterioro irreversible del lago (Anexo 4).
- Las concentraciones de fósforo total, nitratos y amonio son elevadas; debido a esta carga de nutrientes se deduce que la eutroficación del lago se encuentra en un estado avanzado (Anexo 5).
- La calidad del agua respecto a la NOM-001-ECOL-1996 rebasa los límites máximos permisibles para embalses naturales y artificiales de uso en riego agrícola.
- La intensa fluctuación de algunos de los parámetros evaluados en el lago, durante el periodo de lluvias, sugieren que este es un periodo de gran variabilidad, por lo que en trabajos posteriores se deberá tener mayor atención en esta época del año.
- Los IET's calculados a partir de las concentraciones de fósforo total y clorofila a, además de las transparencias al disco de Secchi, presentan a este sistema como hipereutrófico.
- De acuerdo con nuestro trabajo el estado del lago resulta hipereutrófico en las cuatro estaciones de muestreo. Por lo tanto las dos estaciones de la zona agrícola no resultaron eutróficas como se había planteado en la hipótesis.
- El uso de análisis multivariados, en este estudio, permitió una aproximación más congruente a la complejidad del ecosistema y en ellos se incluyeron diferentes parámetros físicos, químicos y biológicos y se definió su contribución relativa a la heterogeneidad del sistema lacustre de Xochimilco.

## RECOMENDACIONES

- Retomar las técnicas de agricultura que se practicaban en la zona donde no era tan indispensable el uso de fertilizantes químicos.
- Crear un sistema de drenajes dirigidos hacia las plantas de tratamiento, principalmente en la zona urbana, para que las aguas de desecho no sean arrojadas directamente al lago.
- Implementar un programa de limpieza más eficiente, para remover los organismos vegetales y demás objetos flotantes del lago, ya que dan una mala imagen al lugar y resultan nocivos para la salud; además de provocar graves disturbios ecológicos en la zona.
- Desarrollar programas a fin de crear conciencia a los pobladores del lugar, así como a los visitantes, de no arrojar desechos al cuerpo de agua ni a las chinampas.
- Realizar monitoreos puntuales en las plantas de tratamiento que abastecen al lago, para conocer la calidad del agua y confirmar así su responsabilidad como agente contaminante.
- Elaborar un programa conjunto con las autoridades locales, para establecer estrategias específicas para la recuperación de la zona y la calidad del agua.
- Continuar realizando monitoreos permanentes del sistema, los cuales permiten, conocer la evolución de la contaminación del sistema.
- Reconocer la importancia de esta zona prioritaria para la preservación y conservación del equilibrio ecológico y no permitir que se pierda este patrimonio de la humanidad, declarado por la UNESCO desde 1987.

## ANEXOS.

### ANEXO 1. Estaciones de muestreo.



**Ilustración 1.** Salida de la laguna de regulación (Estación Cuemanco).



**Ilustración 2.** Laguna de Texhuilo (Estación Texhuilo).



**Ilustración 3.** Estación Apatlaco.



**Ilustración 4.** Barrio la Asunción.

## ANEXO 2. Extracción de sedimentos.



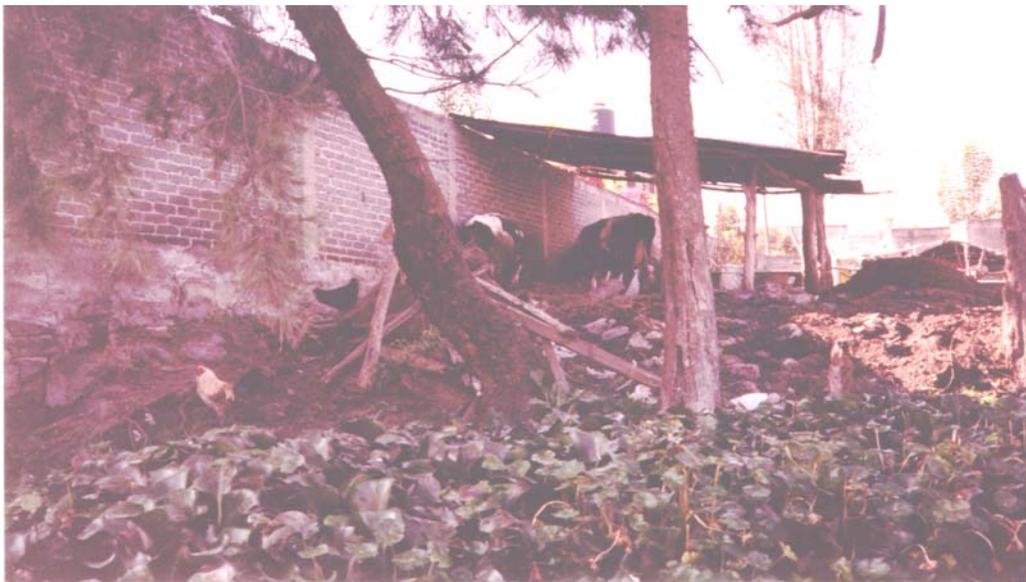
**Ilustración 5.** Extracción de sedimento en los canales.

La extracción de sedimentos, es una práctica cotidiana en los canales de Xochimilco. Estos sedimentos son empleados por la gente del lugar como abono, en las chinampas, ya que son ricos en nutrimentos como fósforo y nitrógeno.

### **ANEXO 3. Causales del aporte de materia orgánica.**



**Ilustración 6.** Asentamientos humanos irregulares.



**Ilustración 7.** Establos clandestinos.



**Ilustración 8.** Vertido clandestino de aguas domésticas.

#### ANEXO 4. Consecuencias de la mala calidad del agua.



**Ilustración 9.** Mortandad de peces.

A causa del abatimiento del oxígeno, en algunas zonas de este cuerpo de agua, se registra una mayor mortandad de peces.

## ANEXO 5. Efectos del incremento de nutrientes.



**Ilustración 10.** Incremento de la biomasa algal y macrofitas acuáticas.



**Ilustración 11.** Incremento de la biomasa algal y macrofitas acuáticas.

En las ilustraciones 10 y 11 se observa un incremento en la biomasa algal y se presenta un aumento de macrofitas acuáticas, como consecuencia del incremento de nutrientes.

## REFERENCIAS.

Aguilera, H. P. y C. P. Noriega. 1988. La tilapia y su cultivo. Secretaria de Pesca. Fondepesca, Sepesca. México. 59 p.

Aguirre, M. L. y J. Estévez. 1992. Estudio Edafológico del Parque Natural de Xochimilco. Departamento de Suelos y Aguas del Parque Ecológico de Xochimilco. México. 175 p.

Alva, M. A. F. 1996. La calidad del agua en la pista de remo y canotaje Virgilio Uribe, México, D. F. con base en el contenido de nutrimentos y factores físicos. Servicio Social. Biología. UAM-Xochimilco. 35 p.

Anneville O. y Pelletier J. P. 2000. Recovery of Lake Geneva from eutrophication: quantitative response of phytoplankton. Arch Hydrobiol. 148:607-624.

APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos Normalizados. Para el análisis de aguas potables y residuales. 17ª ed. Ed. Días de Santos, Madrid.

Arheimer, B. y R. Liden. 2000. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments-influence of spatial and temporal variables. J. Hydrol. 227: 140-159.

Arredondo-Figueroa, J. L. y J. T. Ponce-Palafox. 1986. Aporte al conocimiento limnológico de un embalse temporal tropical por medio de la aplicación de modelos multivariados. Anales del Instituto Ciencias del Mar y Limnología. 13 (2): 47-56.

Arrignon, J. 1984. Ecología y Piscicultura de Aguas Dulces. Mundi-Prensa. Madrid. 390 p.

Aruga, R. G. Negro y G. Ostacoli. 1993. Multivariate data analysis applied to the investigation of river pollution. Fresenius J. Anal. Chem. 346, 968-975.

Ávila, R. B. E. 2000. Composición actual de la ictiofauna del lago de Xochimilco. Tesis licenciatura. Biología. ENEP- Iztacala. UNAM. México. 73p.

Balanzario, Z. J. R. 1976. Contaminación de las aguas de los canales de Xochimilco. Tesis Licenciatura. Licenciado en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM. México. 76p.

Becher, K. D., D. J. Schnoebelen y K. K. B. Akers. 2000. Nutrients discharged to the Mississippi River from Eastern Iowa watersheds 1996-1997. J. Am. Water Resour. Assoc. 36 (1): 161-173.

- Behrendt, H. y D. Opitz. 1999. retention of nutrients in river systems. Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hidrobiologia*. 410: 111-122.
- Billington, N. 1991. A comparisons of three methods of measuring phytoplankton biomass on availy and seasonal basis. *Hydrobiologia*, 226: 1-15.
- Boyd, C. E. 1979. Water quality in warmwater fish ponds. Auburn University. Alabama. 359 p.
- Burgis, M. J. y P. Morris. 1987. The natural history of lakes. Cambridge University Press. Cambridge, Great Britain. 218 p.
- Carlson, R.E. March 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. and Oceanogr.* 22: 361-369.
- Carpenter, S. R. y Pace, M. 1997. Distrophy and Eutrophy in lake ecosystems: Implications of Flactuating inputs. *Oikos* 78: 3-14.
- Castagnino, W. A. 1982. Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales. Informe técnico OMS/OPS7CEPIS. Lima, Perú. 27 p.
- Cervantes, S. A., G. P. Rivera y L. J. M. De la Paz. 2004. Estadística práctica para el análisis de datos. SPSS. Una herramienta para el análisis estadístico de datos. Serie: Comunicaciones en Estadística y Cómputo Científico. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM. México, D. F. 77 p.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*. 210: 223-253.
- Cloot, A. J. y Ros C. 1996. Modelling a relationship between phosphorus, pH, calcium and chlorophyll-a concentration. *Water SA*. 22 (1), 49-55.
- Coe, M. D. 1964. The chinampas of Mexico. *Scientific American*. 211 (1): pp.90-98.
- Cole, G.A. 1979. Texbookof limnology. The C.V. mosby company, St. Louis, 426p.
- Conley, D. J. 1999. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*. 410: 87-96.
- Cooper, D. M., W. A. House, B. Reynolds, S. Hughes, L. May and B. Gannon. 2002. The phosphorus budget of the Thame catchment, Oxfordshire: 2. Model. *Sci. Total Environ.* 282/283: 435-457.

Cooperative Lakes Monitoring Program. 2000. Annual summary report. Michigan's Citizen Volunteer. Lakes Monitoring Program. A partnership for Michigan's lakes. Michigan State University. Michigan. 16 p.

Contreras, E. F. 1994. Manual de técnicas hidrobiológicas. Ed. Trillas. México, D. F. 141 p.

Darley, W. M. 1987. Biología de las algas. Enfoque fisiológico. México, Limusa.

DDF. 1992. Compendio DCGOH. México D.F.: Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. Secretaría General de Obras Públicas.

DDF. 1996. Xochimilco 1955-1996. Monografía. Gobierno de la Ciudad de México.

DDF. 1997. Xochimilco, Programa Delegacional de Desarrollo Urbano. Registro de los Planes y Programas de Desarrollo Urbano. Delegación Xochimilco. México. 193 p.

De Bartolomeo, A., L. Poletti, G. Sanchini, B. Sebastiani y G. Morozzi. 2004. Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. *Chemosphere*. 55: 1323-1329.

De Ceballos, B. S. O., A. Konig, J. F. De Olivera. 1998. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fase diagnosis of environmental degradation. *Water Res.* 32 (11), 3477-3483.

De Groot, W. T., F. M. W. De Jong M. M. H. E. Van der Berg. 1987. Population dynamics of duckweed cover in polder ditches. *Arch. Hydrobiol.* 109 (4), 601-618.

Lanza de la, E, G. 1990. Algunos conceptos sobre hidrología y calidad del agua. Pp. 181-198. En: *La acuicultura en México: De los conceptos a la producción* (Lanza de la, E. G. y Arredondo, F. J. L., compiladores). UNAM. México, D. F. 315 p.

Díaz, R. G. y R. A. Domínguez. 2003. Calidad del agua en el proceso de eutrofización en el lago de Xochimilco considerando parámetros físicos y químicos. *Servicio Social. Biología.* F. E. S. Zaragoza. UNAM. México. 33 p.

Domínguez, R. I. 1987. Contaminación de Suelos y Aguas en la Cuenca Grande de Xochimilco. Tesis licenciatura, UAM Xochimilco. 43 p.

Ensastigue, L. J.; G. C. Alvizo y J. L. Aguirre. 1995. La Calidad del Agua del Parque Ecológico de Xochimilco, un estudio de la variación estacional. *Memorias del Segundo Seminario Internacional de Investigadores de Xochimilco.* PPEX AC. México. D.F. 281 p.

Ezcurra, E. 1996. De las chinampas a la megalópolis. El medio ambiente en la cuenca de México. Fondo de cultura Económica. México. (Libro electrónico disponible en línea: <http://omega.ilce.edu.mx:3000/sites/ciencia/volumen2/ciencia3/091/htm/chinampa.htm>). Consultado el 29 de septiembre del 2004.

Falconer, I. y A. Humpage. 1996. Tumour promotion by cyanobacterial toxins. *Phycologia* 35(6-Suppl.): 74-79.

Fernández, A. M. A. 1986. El sistema chinampero como una alternativa para el cultivo de peces. Tesis Licenciatura. Biología. ENEP-Iztacala. UNAM. México. 49p.

Figuerelo, J. E. y D. M. Marino. 2001. Química física del medio ambiente. Ed. Reverté. México. 335 p.

Forsberg, C. 1994. The large-escale flux of nutrients from land to water and the eutrophication of lakes and marine waters. *Marine Pollution Bulletin*. 29: 409-413.

Forsberg, C. y S. O. Ryding. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol*. 89: 189-207

García, M. E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. (Para adaptarlo a las condiciones de la República México). 2ª. ed. México D. F. 246 p.

Garnier, J., G. Billen and L. Palfner. 1999. Understanding the oxygen budget and related ecological processes in the river Mosel: the Riverstrahler approach. *Hydrobiologia*. 410: 151-166.

Gilbert, B. 1991. Acuicultura. Vol. I. Ed. Omega, S.A. Barcelona.

Gleick, P. H. 1993. An introduction to global fres water issues. Pp. 3-12. In: Gleick, P. H. (ed.). *Water in crisis. A guide to the world's fresh water resources*. Oxford University Press. New York.

Goldman, C. R. y A. J. Horne. 1983. *Limnology*. McGraw-Hill Book Company. New York. 464 p.

Hajda, P. y V. Novotny. 1996. Modelling impact of urban and upstream non point sources on eutrophication of the Milwaukee river. *Water. Sci. Technol*. 33 (4), 153-158.

Harper, D. 1992. Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. Ed. Chapman & Hall. London. Great Britain. 327 p.

Harris, G. P. 1984. Phytoplankton productivity and growth measurements: past, present and future. *J. Plankton Res.* 6(2): 219-237.

Hernández-Avilés, J. S., F. Bernal-Brooks, G. Velarde, D. Ortiz, O. T. Lind and L. Dávalos-Lind. 2001. The algal growth potencial and algae growth-limiting nutrients for 30 of Mexico's lakes and reservoirs. *Verh. Internat. Vercin. Limnol.* 27: 3583-3588.

Herrera-Silveira, J. 1994. Correlaciones de parámetros hidrobiológicos de la laguna de Celestún, Yucatán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.* (Disponible en línea: <http://biblioweb.dgsca.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1994-1-2/articulo437.html>) (Consultado el 26 de abril del 2004).

Häse, C., U. Gaedke, A. Seifried, B. Beese, and M. M. Tilzer. 1998. Phytoplankton response to re-oligotrophication in large and deep Lake Constance: Photosynthetic rates and chlorophyll concentrations. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol.* 53: 159-178.

Huang, H. P., L. M. Huang y W. Z. Yue. 2003. The characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China. *Marine Pollution Bulletin.* 47: 30-36.

Huerto, D. R. I. 1988. Macro invertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del río Cuautla, Edo. de Morelos. Tesis licenciatura. Biología. UNAM. México.

Hutchinson, E. 1975. *A treatise on Limnology.* Vol. I. John Wiley & Sons. Canada. 540 p.

Ibáñez R. E. M. 2001. Evaluación de la eficiencia de un sistema biológico en la depuración de agua y del canal de Cuemanco Xochimilco. Servicio Social. Biología. UAM- Xochimilco. 28p.

INEGI. 2001. Xochimilco, Distrito Federal. Cuaderno Estadístico Delegacional. México. 138 p.

Janse, J. H. y P. J. T. M. Van Puijenbroek. 1998. Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environmental Pollution.* 102: 547-552.

Jiménez, C. B. E. 2002. La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Ed. Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A. C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA. México. 925 p.

Kevern, N. R.; D. L. King and R. Ring. 1996 . Lake classification systems- Part 1. *The Michigan Riparian.* (Disponible en línea: <http://www.mlswa.org/lkclassif1.htm>) (Revisado el 12 de marzo del 2004).

Kononen, K. 2001. Eutrophication, harmful algal blooms and species diversity in phytoplankton communities: examples from the Baltic Sea. *Ambio*. 30 (4-5): 184-189.

Lampert, W. y U. Sommer. 1997. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. New York. U.S.A. 382 p.

Laws, E. A. 1993. *Aquatic pollution. An introductory text*. 2nd ed. John Wiley & Sons. USA. 611 p.

Lind, O. T. 1985. *Handbook of common methods in Limnology*. 2nd ed. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa, U. S. A. 199 p.

Lorenzen, C. J. 1967. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Espectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography*. 12: 343-346.

Mainstone, C. P. y W. Parr. 2002. Phosphorus in river-ecology and management. *Sci. Total Environ*. 282/283: 25-47.

Margalef, L. R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona. 1010 p.

Marques, C. M. J. 1991. *Probabilidad y estadística para ciencias químico-biológicas*. Ed. McGraw-Hill. México, D. F. 657 p.

Marques, C. M. J. 2002. Guía para el uso de métodos estadísticos. *D'Verit@σ*. 1 (3): 2-5.

Marshall, D. W. 1991. *Biología de las algas. Enfoque fisiológico*. Ed. Limusa. México. 236 p.

Mason, C. F. 1991. *Biology of freshwater pollution*. 2nd ed. Longman Scientific & Technical. U.K. 351p.

Mason, C. F. 2000. *Water pollution biology*. In: *Pollution: Causes, effects and control*. 3th. ed. (Roy M. Harrison Ed.) The Royal Society of Chemistry. 480p.

Medina-Gómez, I. y A. Herrera-Silveira. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58: 455-465.

Metcalf, E. 1981. *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. 2ª ed. Ed. Labor. Barcelona. 873 p.

Montoya C. M. 1997. Estudio del grado de eutroficación de la pista de remo y canotaje Virgilio Uribe durante los periodos de invierno de 1996 a primavera de 1997. *Servicio Social. Biología. UAM-Xochimilco*. 54p.

Mosser, F. 1987. Geología. pp. 23-29. En: Atlas de la Ciudad de México. (Garza, G. comp.). Departamento del Distrito Federal y El Colegio de México, México.

Moore, L y K. Thornton. 1988. Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual. USEPA>EPA 440/5-88-002. (Disponible en línea: <http://www.pca.state.mn.us/water/lakeacro.html>) (Revisado el 22 de abril del 2004).

Nijboer, R. C. y P. F. M. Verdonschot. 2004. Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. Ecol. Model. 177: 17-39.

NOM-001-ECOL-1996. Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en Diario Oficial de la Federación de fecha 6 de enero de 1997. México. 31 p.

OECD. 1982. Eutrophication: monitoring assessment and control. Organization for Economic Cooperation and Development, París. 154 p.

Olabode I. I. A. 2000. Purificación de las aguas residuales tratadas de los canales de Xochimilco para el uso de riego agrícola. Servicio Social. QFB. UAM-Xochimilco.53p.

Olvera, V. V. 1987. Metodología para evaluar la eutroficación en lagos cálidos. IMTA, SAHR. México. 34 p.

Olvera, V. V. 1990. Estudio de la eutroficación del embalse Valle de Bravo, México. Tesis maestría. Ciencias. Facultad de ciencias. UNAM. México. 87 p.

Parinet, B., A. Lhote y B. Legube. 2004. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system. Ecol. Model. 178: 295-311.

Pérez-Fons, R. 1993. Xochimilco: Rescate de un pueblo y de un paisaje. Tiempo. México. pp. 6-13.

Perona, E. I. Bonilla, P. Mateo. 1999. Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. Sci. Total Environ. 241, 75-90.

Pesson, P. 1979. La contaminación de las aguas continentales. 2ª ed. Ed. Mundial presa. España. 764 p.

Poorter, M. 1999. Borrador de Guías para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por invasión biológica. UICN. Documento de base. Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico, 15 pp.

Qian, S. S. 1999. ESR 202 Applied environmental studies: Preparation for problem solving. Environmental Sciences and Resources. Pórtland State University. Pórtland, Oregon. 65 p.

Räike, O. A., P. Pietiläinen, S. Rekolainen, P. Kauppila, H. Pitkänen, J. Niemi, A. Raateland, and J. Vuorenmaa. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. The Science of the Total Environment. 310: 47-59.

Ramos-Bello, R.; L. J. Cajuste; D. Flores-Román y N. E. García-Calderón. 2001. Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa en México. Agrociencia. 35: 385-395.

Reid K. G. y Wood D.R. 1976. Ecology of Inland Water and Estuaries. 2<sup>a</sup> ed. Ed. D. Van Nostrad. Nueva York. 485p.

Reisenhofer, E. A. Picciotto, L. I. Donfang. 1995. A factor análisis approach to the study of the eutrophication of a shallow, temperate lake (San Daniele, North Eastern Italy). Anal. Chim. Acta. 306, 99-106.

Rodier, J. 1990. Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar. Ed. Omega. Barcelona, España. 1059 p.

Romero, L. P. 1993. Impacto socioambiental en Xochimilco y Lerma, de las obras de abastecimiento de la Ciudad de México. UAM-Xochimilco. México. 151 p.

Romero, R. J. A. 1999. Calidad del agua. 2<sup>a</sup> ed. Ed. Alfaomega. México. 273 p.

Ryder, R. A: 1965. A method for estimating the potencial fish production of north lakes. Trans. Amer. Fish. Soc., 94 : 214-218.

Ryding, S. O. et W. Rast. 1994. Le contrôle de l' eutrophisation des lacs et des reservoirs. Masson. Paris. 294 p.

Salas, H. J. y Martino, P. 1996. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. 2<sup>a</sup>. Ed. Programa Regional CEPIS/HEP/OPS (1981-1990). Lima, Perú. 63p.

Salas, S. I. 1998. Estudio de la Vegetación del Parque Ecológico de Xochimilco. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Schöl, A., V. Kirchesch, T. Bergfeld y D. Müller. 1999. Model-based analysis of oxigen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. Hydrobiologia. 410: 167-176.

Shannon, E. E. y Brezonik, L. P. 1972. Eutrophication análisis; a multivariate approach. *Journal of the Sanitary Engineering Division*. 98: 37-57.

Singh, K. P., A. Malik, D. Mohan y S. Sinha. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)- a case study. *Wat. Res.* 38: 3980-3992.

Snoeyink, V. y D. Jenkins. 1987. *Química del agua*. Ed. Limusa. México. 508 p.

Stanley, E. H. y M. W. Doyle. 2002. A geomorphic perspective on nutrient retention following dam removal. *BioScience*. 52: 693-701.

Stoker, H. S. y S. L. Seager. 1981. *Química ambiental: Contaminación del aire y del agua*. Ed. Blume. Barcelona. 320 p.

Torres O. R. y García C. J. L. 1995. *Introducción al manejo de datos limnológicos*. UAM Unidad Iztapalapa. México 130p.

Tockner, K., F. Malard, U. Ueuglinger and J. V. Ward. 2002 Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland). *Limnol. Oceanogr.* 47: 266-277.

Turner, R. K., S. Georgiou, I. M. Gren, F. Wulff, S. Barret, T. Söderqvist, I. J. Bateman, C. Folke, S. Langaas, T. Zylicz, K. G. Mäler y A. Markovska. 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: and interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics*. 30: 333-352.

Uhlman, D. 1975. *Hidrobiología. A text for engineers and scientists*. John Wiley & Sons. Chichester. G. D. R. 313 p.

Ulmanh, D. 1998. Reservoirs as Ecosystems. *Internat. Rev. Hidrobiología* 83: 13-20.

Vagstad N., P. Stalnacke, A. H. Estrup, J. Deelstra, A. Gustafsson, A. Ital, V. Jasons, K. Kyllmar, E. Louigu, S. Rekolainen, R. Tumas y J. Vuorenmaa. 2001. Nutrient losses from agriculture in the Nordic and Baltic countries: measurements in small agricultural catchments and national agro-environmental statistics, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Tema Nord. 74p.

Vallentyne, J. R. 1978. *Introducción a la limnología. Los lagos y el hombre*. Ed. Omega. Barcelona. 169 p.

Van der Brandt, H. M. P. y H. P. Smit. 1998. Mineral accounting: the way to combat eutrophication and to achieve the drinking water objective. *Environmental Pollution*. 102, S1: 705-709.

Vargas R. G. 2003. Análisis fisicoquímico de agua en cuatro estaciones posicionadas del Canal Cuemanco en Xochimilco. Servicio Social. QFB. UAM-Xochimilco.45p.

Vega, M., R. Pardo, E. Barrado, L. Deban. 1998. Assesment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Res.* 32 (12), 3581-3592.

Veeningen, R. 1982. Temporal and spatial variations of dissolved oxygen concentration in some Dutch polder ditches. *Hydrobiologia.* 95: 369-383.

Vollenweider, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Technical report DAS/CSI/68.27. Environmental Directorate, Organization for Economic Cooperation and development (OECD), Paris. 154 p.

Vollenweider, R. A., W. Rast, J. J. Kerekes. 1980. The phosphorus loading concept and Great lakes eutrophication. Pp. 207-234. In: Proceedings of the 1979 Cornell University Conference Phosphorus Management Strategies for lakes. (Loehr, R. C. Ed.). Ann. Arbor Sci. Publ. Inc.

Vollenweider, R. A. 1981. Eutrophication –A global problem. *Water Quality Bullentin*, vol. 6, num. 3, pp.58-62.

Wen, W. Y. 1991. Research on the difference of inorganic nitrogen in water systems of South China. *Tropic Oceanology.* 10 (4): 44-48.

Wenning, R. S. y G. A. Erickson.1994. Interpretation and analysis of complex environmental data using chemometric methods. *Trends Anal. Chem.* 13: 446-457.

Wetzel, R. G. 1981. *Limnología.* Ed. Omega. Barcelona. 679 p.

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems.* 3th ed. Academic Press. California. 1006 p.