

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



“DINÁMICA DEL ESPECTRO DE BIOMASA POR TAMAÑOS DE
FITOPLANCTON EN DOS LAGOS DE ALTA MONTAÑA TROPICALES”

T E S I S

que para obtener el grado académico de

**MAESTRA EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
(ORIENTACIÓN LIMNOLÓGICA)**

P r e s e n t a:

VILMA ARDILES GLORIA

Director de Tesis : Dr. Javier Alcocer Durand

Comité Tutorial : Dra. Gloria Vilaclara Fatjó
Dra. Margarita Caballero Miranda
Dr. Alfonso Lugo Vázquez
Dr. Javier Carmona

México, Enero del 2007



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

He recibido múltiples sugerencias sobre cómo mejorar este escrito, aportados en particular por mi director de tesis, Dr. Javier Alcocer y por la Dra. Gloria Vilaclara. Debo admitir que me irrité bastante cuando recibí la lista de cosas que debían ser cambiadas, pero tenían razón. Estoy segura de que esta tesis ha mejorado mucho gracias a todo lo que me hicieron trabajar.

Estoy muy agradecida a mi comité tutorial, Dra. Margarita Caballero, Dr. Javier Carmona y Dr. Alfonso Lugo, por sus acertados comentarios y buena disposición en todo momento.

Y al apoyo logístico de:

- Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (CEPANAF, Secretaría de Ecológica, Gobierno del Estado de México) por el permiso para entrar y muestrear en el Parque Nacional Nevado de Toluca.

- Servicio Meteorológico Nacional.

- M. en C. Luis A. Oseguera y M. en C. Laura Peralta (PI LT, FES Iztacala) por el apoyo en campo y laboratorio.

- Sergio Castillo (Lab. de Biogeoquímica Acuática, ICMYL) por realizar los análisis de nutrimentos.

A la Dirección General de Estudios de Posgrado, por la beca otorgada para llevar a cabo mi estudio de Maestría en Ciencias del Mar y Limnología.

Al apoyo financiero del Proyecto PAPIIT IN209301 "Lagos de alta montaña en México. Estudio de la factibilidad para considerar los lagos del Nevado de Toluca, México, como sitios de referencia para la detección y análisis del cambio climático global (Global Environmental Change)" y a la FES Iztacala Programa PAPCA 2002.

Mi sincera gratitud por ayudarme con este capítulo de mi vida.

Vilma Ardiles Gloria

*A Oscar
Y
A mi madre*

Todas las cosas están conectadas. Lo que le ocurre a la Tierra, le ocurre a los hijos de la Tierra. El hombre no tejió la telaraña de la vida. Es sólo un hilo.

(Jefe Sioux, 1854)

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE TABLAS

RESUMEN

ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN

II. ANTECEDENTES

III. JUSTIFICACIÓN

IV. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

V. HIPÓTESIS

VI. OBJETIVOS

VII. ÁREA DE ESTUDIO

VIII. METODOLOGÍA

TRABAJO DE CAMPO

TRABAJO DE LABORATORIO

TRATAMIENTO DE DATOS

IX. RESULTADOS

PARÁMETROS AMBIENTALES

Temperatura

Oxígeno disuelto

pH

Conductividad (K_{25})

Radiación fotosintéticamente activa (RFA)

Nutrientes

COMPORTAMIENTO DE LA BIOMASA (CI a) DE FITOPLANCTON

Biomasa fitoplanctónica total

Biomasa fitoplanctónica fraccionada

ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

X. DISCUSIÓN

XI. CONCLUSIONES

XII. LITERATURA CITADA

XIII. ANEXOS

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Ubicación geográfica del área de estudio(A), Fotografía aérea de los lagos El Sol y La Luna (B).

Fig. 2a. Temperatura promedio en el lago El Sol.

Fig. 2b. Temperatura en el lago El Sol a diferentes profundidades

Fig. 3a. Temperatura promedio en el lago La Luna.

Fig. 3b. Temperatura en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 4a. Contenido promedio de oxígeno disuelto en el lago El Sol.

Fig. 4b. Contenido de oxígeno disuelto en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 5a. Contenido promedio de saturación de oxígeno en el lago El Sol.

Fig. 5b. Contenido de saturación de oxígeno en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 6a. Contenido promedio de oxígeno disuelto en el lago La Luna.

Fig. 6b. Contenido de oxígeno disuelto en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 7a. Contenido promedio de saturación de oxígeno en el lago La Luna.

Fig. 7b. Contenido de saturación de oxígeno en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 8a. Valor promedio de pH en el lago El Sol.

Fig. 8b. Valor de pH en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 9a. Valor promedio de pH en el lago La Luna.

Fig. 9b. Valor de pH en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 10a. Valor promedio de conductividad en el lago El Sol.

Fig. 10b. Valor de conductividad en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 11a. Valor promedio de conductividad en el lago La Luna.

Fig. 11b. Valor de conductividad en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 12a. Concentración promedio de nitrato en el lago El Sol.

Fig. 12b. Concentraciones de nitrato en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 13a. Concentración promedio de nitrato en el lago La Luna.

Fig. 13b. Concentraciones de nitrato en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 14a. Concentración promedio de amonio en el lago El Sol.

Fig. 14b. Concentraciones de amonio en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 15a. Concentración promedio de amonio en el lago La Luna.

Fig. 15b. Concentraciones de amonio en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 16a. Concentración promedio de nitrito en el lago El Sol.

Fig. 16b. Concentraciones de nitrito en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 17a. Concentración promedio de nitrito en el lago La Luna.

Fig. 17b. Concentraciones de nitrito en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 18a. Concentración promedio de nitrógeno inorgánico disuelto en el lago El Sol.

Fig. 18b. Concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 19a. Concentración promedio de nitrógeno inorgánico disuelto en el lago La Luna.

Fig. 19b. Concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 20a. Concentración promedio de fósforo soluble reactivo en el lago El Sol.

Fig. 20b. Concentraciones de fósforo soluble reactivo en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 21a. Concentración promedio de fósforo soluble reactivo en el lago La Luna

Fig. 21b Concentraciones de fósforo soluble reactivo en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 22a. Concentración promedio de silicato en el lago El Sol.

Fig. 22b. Concentraciones de silicato en el lago El Sol a diferentes profundidades.

Fig. 23a. Concentración promedio de silicato en el lago La Luna.

Fig. 23b. Concentraciones de silicato en el lago La Luna a diferentes profundidades.

Fig. 24. Biomasa (Cl a) de fitoplancton total, en valores absolutos y en porcentajes acumulativos de los lagos El Sol y La Luna.

Fig. 25. Biomasa (Cl a) de nano y microfitoplancton, en valores absolutos y en porcentajes acumulativos de los lagos El Sol y La Luna.

Fig. 26. Biomasa (Cl a) de picofitoplancton, en valores absolutos y en porcentajes acumulativos de los lagos El Sol y La Luna.

Fig. 27. Variación porcentual por tamaño de fitoplancton de los lagos El Sol y La Luna.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Variables físicas y químicas de los lagos El Sol y La Luna.

Tabla 2. Valores iónicos determinados en los lagos El Sol y La Luna.

Tabla 3. Características ambientales del agua de los lagos El Sol y La Luna.

Tabla 4. Porcentaje de radiación fotosintéticamente activa (PAR) en los lagos El Sol y La Luna.

Tabla 5. Concentraciones promedio de nutrientes y desviación estándar de la estación 1 en el lago El Sol.

Tabla 6. Concentraciones promedio de nutrientes y desviación estándar de la estación 2 en el lago El Sol.

Tabla 7. Concentraciones promedio de nutrientes y desviación estándar en el lago La Luna.

Tabla 8. Matriz de correlación para el lago La Luna, entre los parámetros físico-químicos y biomasa fitoplanctónica total y por talla.

Tabla 9. Matriz de correlación para el lago El Sol, estación 1, entre los parámetros físico-químicos y biomasa fitoplanctónica total y por talla.

Tabla 10. Matriz de correlación para el lago El Sol, estación 2, entre los parámetros físico-químicos y biomasa fitoplanctónica total y por talla.

Tabla 11. Temperatura, pH, conductividad (K_{25}) y oxígeno disuelto de algunos lagos de alta montaña de diferentes partes del mundo.

Tabla 12. Concentraciones (μM) de nutrientes en distintos lagos templados y tropicales.

Tabla 13. Clasificación del estado trófico basado en la concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g Cl}a \text{ L}^{-1}$).

Tabla 14. Biomasa fitoplanctónica en lagos tropicales y templados.

RESUMEN

El Sol y La Luna son los únicos lagos tropicales de alta montaña (4,200 m s.n.m.) perennes conocidos en México. Estos lagos están sujetos a condiciones extremas, tales como temperatura baja, pH ácido y elevada radiación UV. Los lagos de alta montaña son considerados excelentes indicadores de cambio climático global debido a su sensibilidad al ambiente y a su rápida respuesta. El objetivo del presente trabajo fue reconocer la dinámica de la biomasa (expresada como clorofila *a*) por tamaños de fitoplancton de estos dos lagos, así como su relación con las variables ambientales. Se realizaron muestreos mensuales a lo largo de la columna de agua en los cuales se midió la radiación fotosintéticamente activa (RFA), la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y la conductividad (K_{25}). A tres profundidades (un metro por debajo de la superficie, un metro por encima del fondo y a media columna de agua) se tomaron muestras de agua para el análisis de la concentración de clorofila *a* y de los nutrientes (N, P, Si). Los lagos mostraron una marcada estacionalidad ambiental, con dos épocas reconocibles: una relativamente cálida de lluvias y la otra fría de secas. La primera época (abril-septiembre) presentó mayor temperatura y pH, menor conductividad y oxígeno disuelto. La segunda época (octubre-febrero) se caracterizó por tener menor temperatura y pH, mayor conductividad y oxígeno disuelto. El nutriente limitante, indicado a través del cociente de Redfield (promedio para La Luna: 174; promedio para El Sol: 27), fue en ambos lagos el fósforo durante todo el tiempo de estudio. La biomasa fitoplanctónica tuvo en promedio bajas concentraciones (El Sol: $1.8 \pm 1.5 \mu\text{g L}^{-1}$; La Luna: $0.6 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$) y se distribuyó en forma homogénea verticalmente. En El Sol la biomasa fitoplanctónica fraccionada de talla grande ($> 2 \mu\text{m}$) fue la dominante a lo largo de todo el año. En el lago La Luna la fracción dominante de agosto a noviembre y enero fue la talla pequeña, durante la temporada fría de secas, con pH más ácido; durante un periodo de tiempo similar (marzo-00, junio, julio, diciembre y febrero) las dos tallas codominaron, dominando la talla grande el resto del tiempo. En El Sol la biomasa fitoplanctónica máxima se presentó en verano, mientras que en La Luna fue en primavera, diferencia dada posiblemente por el resultado del aporte de nutrientes y de la variación en la presión de depredación causada por el zooplancton. Aun estando ambos lagos sujetos a condiciones ambientales similares, presentaron diferencias en pH (más ácido en La Luna), N-NO_3^- (mayor concentración en La Luna) y silicatos (mayor concentración en El Sol), así como en la cantidad de la biomasa fitoplanctónica total y fraccionada (mayor en El Sol). No existió ninguna correlación estadística significativa entre la biomasa fitoplanctónica ni con los nutrientes (control de abajo hacia arriba, "bottom-up") ni con el zooplancton (control de arriba hacia abajo, "top-down"). En El Sol posiblemente el factor regulador más importante de la biomasa fitoplanctónica corresponde al zooplancton, mientras que en La Luna el pH más bajo y el zooplancton podrían ser los factores determinantes de la variación de la biomasa fitoplanctónica.

ABSTRACT

Mexico has just two high-mountain perennial lakes: El Sol and La Luna. These tropical lakes are exposed to extreme conditions such as low temperature, acid pH and high levels of UV radiation. High-mountain lakes are considered excellent indicators of global climate change due to their environmental sensibility and fast response. The objective of this study was to recognize the dynamics of the phytoplankton biomass (expressed as chlorophyll *a*) by size fractions, as well as their relationship with the environmental variables. Along a year, on a monthly basis, we measured the photosynthetically active radiation (PAR), temperature, pH, dissolved oxygen and conductivity (K_{25}) along the water column. Three water samples (1 meter below the surface, 1 meter above the bottom and at midwater) were obtained to evaluate the concentration of chlorophyll *a* (Chl.*a*) and nutrients (N, P, Si). From an environmental point of view, there were 2 distinct seasons: the warm-rainy season and the cold-dry season. The warm-rainy season (April-September) displayed higher temperatures and pH, lower conductivity and dissolved oxygen concentration; meanwhile, the cold-dry season (October-February) showed lower temperatures and pH, and higher conductivity and dissolved oxygen concentration. The Redfield ratio indicated phosphorous as the limiting nutrient (El Sol average = 27, La Luna average = 174) during the entire time of the study. The phytoplankton biomass was low (El Sol: $1.8 \pm 1.5 \mu\text{g Chl.}a \text{ L}^{-1}$; La Luna: $0.6 \pm 0.3 \text{ Chl.}a \text{ L}^{-1}$) and homogeneously distributed along the water column. In El Sol the large fraction ($> 2\mu\text{m}$) was dominant throughout the entire year. In La Luna the small size fraction ($< 2\mu\text{m}$) was dominant from August to November and January, during the cold-dry season; the large fraction dominated in April, May and March-01 meanwhile the rest of the year (March-00, June, July, December and February) both size co-dominated. In El Sol the phytoplankton biomass peaked in summer, while in La Luna in spring; the difference could be attributed to the combined effect of nutrient availability and grazing pressure by zooplankton. Even though both lakes are under similar environmental conditions, they showed large differences in pH (more acidic in La Luna), N-NO_3^- (larger concentrations in La Luna) and silicates (larger concentrations in El Sol), as well as in the phytoplankton biomass concentration (larger in El Sol). There was no significant statistical correlation between the phytoplankton biomass and nutrients (bottom-up control) or zooplankton (top-down control). It seems in El Sol the most important controlling factor of the phytoplankton biomass dynamics was the zooplankton, while in La Luna, the low pH and the zooplankton.

I. INTRODUCCIÓN

Los lagos de alta montaña tropicales se caracterizan por ubicarse por arriba de la cota de vegetación arbórea ("timberline"). La altitud a la que se observa la "timberline" depende de la latitud, encontrándose a mayor altitud en latitudes más bajas (Hutchinson, 1957; Sommaruga, 2001; Kernan *et al.*, 2002). En latitudes tropicales, se localiza entre los 3,500 y 4,800 m s.n.m. (Margalef, 1983; Burgis y Morris, 1987), encontrándose la mayor parte de los lagos de alta montaña tropicales en la zona de los Andes, en menor cantidad en el este de África y otros pocos en las grandes montañas de las regiones tropicales (Löffler, 1964; Payne, 1986); de éstos, son menos numerosos los que tienen un origen volcánico comparativamente con los de origen glaciar (Löffler, 1964; Lewis, 1996).

Los lagos de alta montaña tropicales han sido descritos como oligotérmicos y por lo tanto con una circulación frecuente. Es una de las razones por las que Löffler (1964, 1972) los clasificó como polimícticos fríos. Además, estos lagos presentan un estado trófico que corresponde comúnmente a la oligotrofia, generalmente contienen poca cantidad de sales disueltas y se encuentran en sitios aislados y remotos dentro de cuencas de drenaje endorreicas con condiciones asociadas a una limitada erosión química y biológica de las mismas (Löffler, 1964; Margalef, 1983; Burgis y Morris, 1987; Nauwerck, 1994; Wille *et al.*, 1999; Clow *et al.*, 2002). La superficie de los lagos de alta montaña es generalmente reducida, fluctuando entre 5 y 10 Km², aunque también se pueden encontrar de dimensiones menores (Margalef, 1983; Burgis y Morris, 1987). Su profundidad oscila entre los 5 y 50 m, presentando una baja tasa de renovación del agua y, por lo tanto, un tiempo de residencia largo (Margalef, 1983; Burgis y Morris, 1987; Nauwerck, 1994).

Los lagos de alta montaña presentan analogías ambientales con los lagos nórdicos de latitudes altas. La similitud principal entre estos dos tipos de lagos es la temperatura, la cual disminuye conforme incrementa la latitud y la altitud (Thomasson, 1956; Lewis, 1983a; Steinitz-Kannan *et al.*, 1983; Burgis y Morris, 1987; Lewis 1987, 1996). Por otro lado, la diferencia principal que se observa entre ambos es la intensidad y distribución de la radiación solar durante el día y a lo largo del año, ya que la curvatura e inclinación de la Tierra producen un gradiente de irradiación; sin embargo, diversos autores (como Lewis 1987, 1996) mencionan que aunque no hay una diferencia significativa en la irradiación total anual, sí se observa una diferencia en la radiación mínima anual, siendo más elevada ésta en los trópicos. Otra diferencia importante es la incidencia de los rayos ultravioleta, siendo

mayor en los lagos tropicales de alta montaña, producto de una atmósfera más reducida, baja humedad y bajo contenido de ozono atmosférico (Thomasson, 1956; Löffler, 1964; Kinzie III *et al.*, 1998; Vinebrooke y Leavitt, 1999; Rhode *et al.*, 2001; Sommaruga, 2001).

Estos lagos se caracterizan por presentar aguas poco mineralizadas, pH bajo y concentración de materia orgánica reducida (Sommaruga, 2001). Además la depositación atmosférica, que se da principalmente por precipitación, puede traer consigo una acidificación adicional (Barbieri *et al.*, 2001).

Estos tipos de lagos de alta montaña son raros en América tropical debido a que se encuentran por arriba de los 3,500 metros de altitud. Con una altura de más de 2,500 metros, las serranías en su conjunto ocupan un área limitada de México, no mayor al 10% de la superficie total del territorio. En la Sierra Volcánica Transversal o Eje Neovolcánico se asientan las montañas más altas de México como el Pico de Orizaba (5,610 m), el Popocatepetl (5,465 m), el Iztaccihuatl (5,230 m) y el Nevado de Toluca (4,620 m); es en esta última, en su porción más alta, donde se ubican dos lagos El Sol y La Luna.

En las comunidades acuáticas, tanto marinas como epicontinentales, el fitoplancton tiene un papel central. Corresponde a un conjunto de organismos que comparten niveles de organización y funciones autotróficas similares dentro de la zona eufótica (Margalef, 1983) y se encuentra constituido por diferentes algas microscópicas unicelulares o coloniales, que generan oxígeno y materia orgánica (productores primarios) a partir de carbono inorgánico y nutrientes. El fitoplancton juega una parte importante en los ciclos del nitrógeno, fósforo, carbono y azufre en el ambiente acuático (Wetzel, 2001), ya que constituye la fuente más importante de materia y energía para la cadena trófica (Capblancq y Catalán, 1994), distribuyéndose a lo largo de varios gradientes, tales como temperatura, movimientos del agua, radiación y concentración de nutrientes y oxígeno disuelto. En el fitoplancton, la captación de energía luminosa necesaria para la fotosíntesis se realiza a través de los pigmentos fotosintéticos presentes, siendo el principal la clorofila *a*, la cual está presente en todos los organismos fitoplanctónicos (Capblancq y Catalán, 1994; Wetzel, 2001).

La mayor parte de la energía luminosa que llega a la superficie de un cuerpo acuático se pierde por reflexión y absorción, y solo un pequeño porcentaje se encuentra realmente disponible para los

organismos fotosintéticos (Payne, 1986). Se conoce como radiación fotosintéticamente activa (PAR, por su siglas en inglés) y se ubica entre los 400 y los 700 nm (espectro visible). La luz decrece exponencialmente con la profundidad, por lo que se generan regiones diferentes en un cuerpo acuático. Por arriba de la profundidad de limitación de la luz, la fotosíntesis alcanza un valor máximo; así, aunque haya un incremento en la intensidad luminosa, no habrá mayor actividad fotosintética. La profundidad de saturación por la luz ocurre en un lugar variable dependiendo del grosor de la columna de agua, de las características tróficas y de la turbidez que tenga el cuerpo acuático, además de la disponibilidad de nutrimentos. Muy cerca de la superficie, la actividad fotosintética está aparentemente deprimida debido a la fotoinhibición (Reynolds, 1984).

Además de la luz, los nutrimentos, en especial el fósforo y el nitrógeno, son otro factor que limita la producción de fitoplancton (Esteves, 1988; Lampert y Sommer, 1997), ya que la mayor parte de los estudios indican que un incremento en el fitoplancton es consecuencia de un aumento previo en nutrimentos (Westlake, 1980).

El fósforo es un recurso limitante principal. Proviene de la disgregación y lavado de las rocas que lo contienen, degradación de los organismos y aportes de origen antrópico (desechos domésticos y agroquímicos, entre otros). El fósforo soluble reactivo (FSR) es la única forma mineral significativamente importante, pues es tomado rápidamente por células deficientes en este elemento hasta que su concentración en el agua llega a ser muy baja (Reynolds, 1984). Más del 90% del fósforo del agua continental está como fosfato orgánico y como constituyentes celulares de la materia viva particulada del seston, o asociado de diversas formas con partículas orgánicas muertas y materiales inorgánicos. Parte del fósforo que interviene en el ciclo orgánico queda inmovilizado en los sedimentos como fosfato de calcio o fosfato férrico. La absorción de fósforo no es paralela al aumento de la densidad de organismos, ya que las células lo toman en exceso y lo excretan muy poco al medio (Margalef, 1983).

El nitrógeno se encuentra en el agua bajo diferentes formas: como nitrógeno molecular (N_2) (gas disuelto en equilibrio con la atmósfera), compuestos inorgánicos (amoníaco en equilibrio con amonio e hidróxido de amonio, nitrito en pequeñas cantidades, ya que generalmente se oxida a nitrato o se reduce a ión amonio) y compuestos orgánicos (ya sea en forma de materia particulada o disueltos) y se espera que su asimilación sea diferencial (Margalef, 1983), es decir, que las formas más oxidadas

sean las más favorables para las algas desde el punto de vista energético (asimilando nitratos y reduciéndolos a amonio). Los compuestos del nitrógeno son fácilmente solubles y son más asequibles para los organismos en comparación con el fósforo que forma compuestos insolubles y mantiene un equilibrio con las rocas y los sedimentos (Margalef, 1983; Reynolds, 1984).

En el caso del silicio, este corresponde a uno de los elementos más abundantes en la superficie terrestre (25.5%) (Werner, 1977). Más del 90% del silicio en los lagos proviene del reciclado de las valvas de diatomeas y de otros organismos (crisofíceas, silicoflagelados, radiolarios). Las valvas de las diatomeas muertas se disuelven, pero su solubilidad depende de la especie (Margalef, 1983).

La disponibilidad de nutrimentos está a su vez controlada por factores hidrodinámicos, es decir, la turbulencia y la frecuencia con que la columna de agua se estabiliza y desestabiliza (Legendre y Rassoulzadegan, 1996).

Una vez que el carbono orgánico ha sido producido por la actividad fotosintética, puede ser remineralizado en la zona fótica o exportado fuera de ella a través de dos rutas: a) su transferencia a otros miembros de la cadena trófica (zooplancton) y b) sedimentación del carbono orgánico particulado hacia aguas "profundas" (Legendre y Rassoulzadegan, 1996).

El camino que siga el carbono orgánico depende fundamentalmente de la estructura por tallas de los productores primarios y de las presiones de depredación. En general se asume que existe un control hidrodinámico sobre las fracciones del fitoplancton a través de una sedimentación diferencial en la que las células de talla mayor (mayor a 2 μm) sedimentan más rápidamente que las de talla menor (menor a 2 μm) (Frenette *et al.*, 1996a). Para facilitar el estudio del fitoplancton se ha clasificado de diversas formas; una de ellas se basa en el tamaño celular: micro-fitoplancton (200-20 μm), nano-fitoplancton (20-2 μm) y pico-fitoplancton (2-0.2 μm) (Sieburth *et al.*, 1978, Lampert y Sommer, 1997). Algunos trabajos muestran que la clasificación por tamaños ha mostrado ser un método efectivo para el estudio de la dinámica poblacional del fitoplancton en respuesta a su ambiente, así como los flujos de energía y materia a través de las redes tróficas en ambientes acuáticos (Pick y Caron, 1987; Rojo y Rodríguez, 1994; Caroppo, 2000; Han y Furuya, 2000; Ansotegui *et al.*, 2003). El procedimiento de dividir al fitoplancton en tallas con relevancia ecológica es lo que se conoce como fraccionamiento celular.

La morfología de un cuerpo acuático y su exposición relativa a los efectos del viento los cuales influyen la estabilidad de la columna de agua, juegan un papel primordial en la composición por tallas del fitoplancton de los lagos. Por ejemplo, en una columna de agua estratificada predominan las cianobacterias ya que son capaces de mantenerse en flotación en comparación con las diatomeas que presentan tasas de sedimentación más elevadas y, por lo tanto, se ven favorecidas cuando la columna de agua se encuentra circulando (Boland y Griffiths, 1996).

A partir de los años '70s se menciona cada vez más la importancia de la fracción menor a 2 μm gracias al desarrollo y uso de mejores técnicas, tales como el microscopio de epifluorescencia y al modelo teórico ("circuito microbiano") propuesto por Azam *et al.*, (1983) del funcionamiento de la comunidad planctónica marina, en el cual se destaca la importancia de los microorganismos más pequeños dentro de la transmisión de materia y energía a través de la trama trófica planctónica.

Stockner y Antia (1986) realizaron una revisión de las observaciones directas y experimentos acerca del picofitoplancton, en la que se demuestra una contribución importante en la biomasa del fitoplancton y producción primaria en ambientes oligotróficos, mientras que en aguas con altas concentraciones de nutrimentos la biomasa autotrófica y la producción estarían dadas principalmente por el nano y microfitoplancton (Kalff y Watson, 1986; Munawar y Munawar, 1986; Petrova, 1986), es decir, la distribución de tamaños de la comunidad fitoplanctónica será influenciada por el estado trófico del lago.

Las mediciones de clorofila son la forma de aproximación más rápida para conocer cuantitativamente la biomasa fitoplanctónica en un cuerpo de agua (Cullen, 1982; Lewis, 1990). Se considera que la clorofila *a* (Cl *a*) presenta una relación lineal con la biomasa del fitoplancton y debido a su presencia constante en todos los grupos algales, su determinación es el método más utilizado para estimar dicha biomasa (Capblancq y Catalán, 1994).

II. ANTECEDENTES

La limnología se inició con el estudio de los cuerpos de agua ubicados en la zona templada de nuestro planeta y numerosos paradigmas de esta disciplina están basados en datos obtenidos en lagos templados (Wetzel, 1975). Posteriormente, al iniciarse el estudio de los lagos ubicados en zonas tropicales, se encontraron diferencias importantes con respecto a lo conocido para los lagos templados (Esteves, 1988; Lewis, 1987).

En México se conocen sólo tres lagos de alta montaña; uno en el cráter del volcán Popocatepetl, el cual ya no existe debido a la actividad volcánica y otros dos (El Sol y La Luna) en el cráter del volcán Nevado de Toluca (Armienta *et al.*, 2000).

Los estudios en lagos de alta montaña se han hecho principalmente en latitudes templadas y se enfocan sobre todo al efecto de la acidificación de sus aguas por fenómenos de contaminación antropogénica. Sin embargo, ya se reconoce la importancia del estudio de estos ambientes en los trópicos.

Existen diversos estudios para evaluar este efecto en la química (Catalán *et al.* 1994; Marchetto *et al.*, 1994, 1995; Rose, 1994; Thies, 1994; Wojtan y Galos, 1994), así como en la biología (diatomeas: Battarbee, 1994; zooplancton: Fott *et al.*, 1994, Viaroli *et al.*, 1994). Para ver como ha cambiado la acidificación a lo largo del tiempo se han realizado trabajos paleolimnológicos (Lami *et al.*, 1994; Marchetto y Lami, 1994). También existen trabajos que se refieren a la dinámica de la comunidad planctónica (Butler, 1994; Nauwerck, 1994; Cruz-Pizarro *et al.*, 1994; Prazáková y Fott, 1994; Stockner y Shortreed, 1994) y al estado trófico de los lagos (Dodds y Priscu, 1990; Gee y Duigan, 1993; Niederhauser y Schanz, 1994; Beaty y Parker, 1996).

Estudios de Alcocer *et al.* (2004) sobre la biomasa fitoplanctónica en estos lagos de alta montaña tropicales muestran una baja concentración de clorofila *a* (0.14 - 1.62 μgL^{-1} para El Sol; 0.13 - 0.89 μgL^{-1} para La Luna) en comparación con los lagos de alta montaña templados, como Wägital en Suiza (0.3 - 2.7 μgL^{-1} , Schanz *et al.*, 2001 en Alcocer *et al.*, 2004), Alpes de Austria (0.2 - 10.6 μgL^{-1} Sommaruga *et al.*, 1999) y Eastern Brook de los Estados Unidos (1.46 - 2.62 μgL^{-1} Thomas *et al.*, 1991 en Alcocer *et al.*, 2004). Al comparar la biomasa fitoplanctónica entre lagos templados y

tropicales se observa que en los tropicales se presentan menores variaciones en la biomasa a lo largo del año.

Con relación a los lagos El Sol y La Luna del Nevado de Toluca se han realizado diferentes estudios limnológicos.

Löffler (1972) en un estudio de varios lagos de alta montaña en América central incluyó uno de los lagos del Nevado de Toluca, sin especificar cual de ellos fue, aunque las características fisicoquímicas parecen corresponder a las de El Sol (Löffler, com. pers.).

Los estudios de Alcocer (1980) incluyen su caracterización morfométrica, batimétrica y sedimentológica.

Banderas (1984, 1988) realizó estudios taxonómicos y sobre la distribución del fitobentos de El Sol, observando que algunas especies presentaron distribuciones restringidas a ciertos niveles de profundidad.

González (1984) describió el comportamiento anual de la productividad primaria del lago El Sol. Menciona que existe un período de producción máxima durante la época de lluvias (agosto) y un promedio anual bajo ($0.044 \text{ mgC}^{14}\text{m}^{-3}\text{h}^{-1}$).

Banderas (1994) reconoce una alta riqueza de algas y menciona que las variaciones climáticas tienen un efecto más importante que las variaciones fisicoquímicas del agua sobre la estructura de la comunidad del lago El Sol. Observó un aumento de la biomasa del fitoplancton en la temporada de lluvias.

Banderas y González (1995), mencionan la dominancia del fitoplancton en El Sol por unas pocas especies. Al comparar la flora de las diatomeas, con la de lagos de alta montaña en Sudamérica, encuentran una coincidencia del 61% de los géneros.

Caballero (1996) describe la flora de diatomeas muestreada en 1991; encuentra que en La Luna la riqueza y la abundancia fueron menores a las observadas en El Sol y considera que estas diferencias

son debidas a las variaciones químicas del agua, en particular del pH, la conductividad y los sólidos disueltos totales, que presentaron concentraciones ligeramente inferiores en La Luna. Las especies dominantes en cada lago fueron diferentes entre sí, con tan solo ocho en común.

Armienta *et al.* (2000) evalúan la química del lago El Sol. Estos autores indican que las características fisicoquímicas del agua están asociadas a la inactividad del volcán, ya que presenta valores bajos de conductividad, pH ácido y bajas concentraciones de iones.

En las Tablas 1 y 2 se muestra un resumen de las variables ambientales medidas en los trabajos realizados por estos autores.

Sobre la ecología de las comunidades meiobentónicas tanto litoral como profunda se encuentran los trabajos realizados por Hernández (2004) y Rojas (2004), así como también sobre las comunidades macrobentónicas por Oseguera (2004), enfocados a reconocer las diferentes comunidades y sus posibles relaciones con las variables ambientales. Han observado que para el lago El Sol la riqueza taxonómica, diversidad, densidad y biomasa de los organismos meiobentónicos se encuentran distribuidos por zonas en relación directa con la profundidad. Además ambos lagos muestran dos épocas a lo largo del ciclo anual: estación fría de secas y estación cálida de lluvias, las cuales se diferencian principalmente por una menor temperatura y pH, así como una mayor concentración de oxígeno disuelto y Cl a del sedimento. Presentan además, una riqueza específica baja en comparación a las encontradas en otros lagos de alta montaña tropicales y templados, siendo aún menor en el lago La Luna, asociándose esto a su pH más ácido.

Rojas (2004) reconoce una simplificación en la comunidad meiobentónica constituida por 10 taxa, ocho presentes en el lago El Sol y cuatro en La Luna, donde solo dos taxa son comunes en ambos lagos. Los taxa dominantes fueron los nemátodos en cuanto a densidad y los oligoquetos en cuanto a biomasa.

Dimas (2005) en su estudio sobre el zooplancton muestra diferencias entre los dos lagos. Observó que La Luna presentó abundancia y frecuencia alta de taxa de hábitos litorales, como *Bdelloidea*, *Lepadella acuminata* (Ehrenberg, 1834) y *Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832), lo cual explica por las menores dimensiones del lago, mientras que en El Sol predominaron los organismos pelágicos, como

Leptodiptomus cuahtemoci (Osorio-Tafall, 1941), *Polyarthra dolichoptera* (Idelson, 1935) y *Daphnia ambigua* (Scourfield, 1947). Además en La Luna se presentó una menor densidad y biomasa anual en relación al lago El Sol, en tanto que la diversidad y equitatividad fueron mayores en La Luna. En la temporada cálida de lluvias Bdelloidea fue dominante en La Luna y *D. ambigua* en El Sol y durante la temporada fría de secas fue dominante *P. dolichoptera* en El Sol.

Vilaclara *et al.* (2005) en un estudio sobre estomatoquistes de crisofíceas encuentra diferencias entre la riqueza de especies en ambos lagos, relacionándolo con los bajos valores de pH y con la morfometría de los lagos.

La información con que se dispone acerca de los mecanismos de control de la productividad primaria en los lagos tropicales es aún escasa, se desconocen los procesos que la controlan y pocos estudios se han hecho que consideren al menos un periodo anual (Esteves, 1988; Lewis, 1990).

Tabla 1. Variables físicas y químicas de los Lagos El Sol y La Luna. 1= Löffler, 1972; 2= Banderas *et al.*, 1991; 3= Caballero, 1996; 4= Cervantes y Gutiérrez, 1996; 5= Armienta *et al.*, 2000; 6= Vilaclara *et al.*, 2005. Z= profundidad; Temp.= temperatura; Cond.= conductividad; Z_{DS}= profundidad de disco Secchi; OD= oxígeno disuelto; ND= no determinado; ±= valores promedio, más desviación estándar.

Muestreo	Z (m)	Temp. (°C)	pH	Cond. (µScm ⁻¹)	Z _{ds} (m)	O.D. (mgL ⁻¹)	% sat. oxig.	Ref.
Lago El Sol								
Ag-Sep 1966	9	11	6.0	10	9	ND	ND	1
Abr 1982-83	ND	9	7.0	19	9	7.4	ND	2
Ene 1991	10-12	7	5.9	25	8	ND	ND	3
Ene-Feb 1994	11	7 ± 1	5.8 ± 0.5	24 ± 4	2 ± 1	6.3 ± 1.0	75	4
Jun-Jul 1994	5	11 ± 1	6.1 ± 0.3	24 ± 5	5	6.5 ± 1.0	86	4
Ago 1997	ND	12	5.6	18	ND	ND	ND	5
Mar 2000- Mar 2001	11	9 ± 2	5.4 ± 0.4	16 ± 1	5 ± 1	5.3 ± 0.5	77.1 ± 7.6	Este estudio
May 2003	10-15	5-12	5-7.1	15-25	3-8	4.4-7.9	82-110	6
Lago La Luna								
Ene 1991	8	9	4.8	17	8	ND	ND	3
Ene-Feb 1994	9	10 ± 2	5.3 ± 0.1	24 ± 6	9	7.4 ± 0.7	95	4
Jun-Jul 1994	ND	11	5.7	15	ND	7.9	95	4
Mar 2000- Mar 2001	9	9 ± 2	4.7 ± 0.3	14 ± 1	8 ± 2	6.8 ± 0.8	95 ± 9	Este estudio
May 2003	7-10	6-11	4.5-5.6	13-17	4-9	4.6-8.5	83-132	6

Tabla 2. Valores iónicos determinados de los Lagos El Sol y La Luna. 1= modificado de Löffler, 1972; 2= Banderas *et al.*, 1991; 3= Caballero, 1996; 4= Cervantes y Gutiérrez, 1996; 5= Armenta *et al.*, 2000; 6= Vilaclara *et al.*, 2005 (*) valores calculados. Alc= alcalinidad; Dur= dureza; STD= sólidos totales disueltos; DLD= por debajo de su límite de detección; ND= no determinado; ±= valores promedio, más desviación estándar.

Muestreo	Si-SiO ₂ mgL ⁻¹	Si-SiO ₄ ⁻⁴ mgL ⁻¹	P-PO ₄ ⁻³ mgL ⁻¹	N-NO ₃ ⁻ mgL ⁻¹	N-NO ₂ ⁻ mgL ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ mgL ⁻¹	NID mgL ⁻¹	STD mgL ⁻¹	Ref.
Lago El Sol									
Ag-Sep 1966	1.5	ND	ND	ND	DLD	ND	0.26	ND	1
Abr 1982-83	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2
Ene 1991	DLD	ND	ND	ND	0.26	ND	ND	22	3
Ene-Feb 1994	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
Jn-JI 1994	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
Ag 1997	2.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5
Mar00-Mar01	ND	0.07 ± 0.06	0.004 ± 0.003	0.07 ± 0.04	0.003 ± 0.003	0.04 ± 0.02	0.11 ± 0.06	ND	Este estudio
May 2003(*)	ND	0.002-0.24	0.0003-0.02	0.001-0.144	0.0004-0.02	ND	ND	22-47	6
Lago La Luna									
Ene 1991	DLD	ND	ND	ND	1.15	ND	ND	19	3
En-Fb 1994	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
Jn-JI 1994	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
Mar00-Mar01	ND	0.02 ± 0.03	0.004 ± 0.004	0.31 ± 0.05	0.0007 ± 0.007	0.04 ± 0.02	0.35 ± 0.06	ND	Este estudio
May 2003(*)	ND	0.001-0.166	0.0003-0.03	0.231-0.365	0.0002-0.002	ND	ND	19-23	6

Continuación Tabla 2. Todo expresado en mgL⁻¹.

Muestreo	Alc. Tot mgCaCO ₃ L ⁻¹	Dur. Tot. mgCaCO ₃ L ⁻¹	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	B (boratos)	F ⁻	Al ⁻	Fe	Li+	Ref.
Lago El Sol															
Ag-Sep 1966	1.6	ND	ND	4.8	DLD	2	0.2	0.5	0.3	ND	ND	ND	ND	ND	1
Abr 1982-83	ND	4	ND	4.7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2
Ene 1991	ND	ND	12	ND	DLD	DLD	4	DLD	DLD	ND	ND	ND	ND	ND	3
Ene-Feb 1994	6.8 ± 3.0	13 ± 2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
Jun-Jul 1994	3.7 ± 0.6	28 ± 6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
Ago 1997	ND	ND	2	3.3	2	2	1	1	0.5	ND	ND	DLD	DLD	DLD	5
May 2003 (*)	4.0 - 20.0	7 - 18	1.2 - 6.1	3.4	1.1-1.8	0.2-1.6	0.7 - 3.9	0.7-1.6	0.4-0.8	ND	ND	ND	ND	ND	6
Lago La Luna															
Ene 1991	ND	ND	6	ND	DLD	DLD	11	DLD	DLD	ND	ND	ND	ND	ND	3
Ene-Feb 1994	4.0 ± 1.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
Jun-Jul 1994	4.0	33	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
May 2003 (*)	4.5 - 10.0	7.5 o menos	1.2-3.1	1.4	1.1-1.4	0.2-2.0	0.6	0.9	0.4	ND	ND	ND	ND	ND	6

III. JUSTIFICACIÓN

El estudio de los lagos de alta montaña tropicales es importante debido a que son ambientes ecológicamente extremos, así como sensibles a la eventual contaminación. Dentro de los estudios ecológicos que se realizan sobre lagos, la evaluación de la biomasa de los productores primarios (BPP) es fundamental, ya que representa la base de la trama alimenticia de estos sistemas acuáticos al participar en la transferencia de energía a niveles tróficos superiores y es la responsable directa de la productividad del lago. El estudio de la dinámica de la BPP permitirá reconocer las condiciones tróficas y su cambio temporal, así como las relaciones con las variables presentes. Por esto resulta necesario realizar trabajos que integren diferentes factores involucrados, con el fin de contribuir a establecer las bases para conocer la ecología de los lagos de alta montaña tropicales.

IV. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. Dado el régimen térmico polimíctico reportado para estos lagos, ¿estará distribuida la biomasa fitoplanctónica en forma heterogénea u homogénea en la columna vertical de agua?
2. ¿Será la concentración de nutrimentos el factor ambiental de mayor importancia, que actúe como regulador, ya que la luz y la temperatura tienen una menor variación a lo largo del año en lagos tropicales de alta montaña?
3. ¿Qué tamaño de fitoplancton (nano y microfitoplancton o picofitoplancton) dominará en estos lagos?
4. ¿Estando ambos lagos bajo las mismas condiciones ambientales, presentarán alguna diferencia en cuanto a la dinámica de la biomasa por tamaños de fitoplancton?

V. HIPÓTESIS

1. La variación de la biomasa fitoplanctónica estará determinada principalmente en función de la luz, no tanto de la mezcla. De acuerdo a su ubicación en alta montaña, a la radiación recibida y a la baja profundidad del cuerpo de agua, se espera que la biomasa fitoplanctónica se distribuya en forma heterogénea desde la superficie al fondo, evitando por un lado la zona más

superficial donde se produce fotoinhibición (Reynolds, 1984) y, por otro, la incidencia de los rayos ultravioleta, ya que ésta es mayor en los lagos tropicales de alta montaña (Rhode *et al.* 2001; Sommaruga, 2001). Por lo tanto, se espera encontrar el máximo en el fondo, dada la elevada transparencia.

2. Los nutrientes, en especial el fósforo y el nitrógeno, serán el factor que, complementariamente al anterior, limiten la producción de fitoplancton (Lampert y Sommer, 1997), ya que la mayor parte de los estudios indican que la biomasa fitoplanctónica es consecuencia de la disponibilidad de nutrientes, los cuales se espera que sean reducidos en los lagos de alta montaña.
3. En cuanto a la fracción del fitoplancton y considerando las características oligotróficas de los lagos, la talla menor ($< 2 \mu\text{m}$) podría dominar por sus menores requerimientos de nutrientes y mayor eficiencia de absorción de los mismos, por lo que se espera que tenga una contribución mayor a la biomasa total en los lagos de alta montaña.
4. Considerando que ambos lagos están bajo las mismas condiciones ambientales, exceptuando la relación superficie-volumen, no se espera encontrar diferencias en la dinámica de la biomasa fitoplanctónica.

VI. OBJETIVOS

a. Objetivo General

Reconocer la dinámica del espectro de biomasa, diferenciando por tamaño (i.e. 2 fracciones de talla) de fitoplancton, en los lagos de alta montaña tropicales "El Sol y La Luna" de marzo 2000 a marzo del 2001.

b. Objetivos Específicos

1. Evaluar la dinámica ambiental (vertical y temporal) física y química de los lagos El Sol y La Luna.

2. Dar seguimiento a la dinámica (vertical y temporal) de la biomasa fitoplanctónica total y la de las dos fracciones de talla ($> 2\mu\text{m}$ y $<2 \mu\text{m}$).
3. Evaluar la contribución relativa de las dos fracciones de talla a la biomasa fitoplanctónica total, así como su dinámica (vertical y temporal).
4. Analizar la posible relación de las variables ambientales y la distribución y variación de la biomasa fitoplanctónica.
5. Analizar las similitudes y diferencias de estos dos lagos entre sí y con otros lagos de alta montaña, tanto tropicales como templados.

VII. ÁREA DE ESTUDIO

El Sol y La Luna son dos lagos cráter, tropicales, de alta montaña que se encuentran dentro de la Cuenca Hidrológica Prioritaria "Nevado de Toluca", localizada entre los 19° 06' 36" y 18° 48' 00" de latitud Norte y los 99° 54' 36" y 99° 28' 48" de longitud Oeste, a una altitud de 4,200 m s.n.m. Esta cuenca ocupa 927.69 Km² de la superficie del Parque Nacional Nevado de Toluca en el Estado de México (Fig. 1).

Son lagos de origen volcánico y su edad se remonta a épocas posteriores a la última glaciación del Pleistoceno. El cráter del volcán forma una cuenca cerrada (endorreica), es decir, no hay ríos que entren (afluentes) o salgan de él (efluentes), siendo su principal aporte hídrico las lluvias en verano, la nieve en invierno y el deshielo en primavera. Por otro lado, las pérdidas están representadas por la evaporación. Además, en aguas naturales claras, la radiación solar incidente en la superficie, penetra y se va atenuando conforme la profundidad, lo que hace posible que toda la masa de agua esté suficientemente iluminada.

En el centro del cráter se presenta un domo central ("El Ombligo") que taponaa la chimenea principal del volcán.

El clima de la zona va de frío a semifrío húmedo, con una temperatura que oscila entre 2 y 12°C. Presenta una precipitación anual entre 1,200 y 2,000 mm y una evaporación promedio anual de 990 mm (García, 1988). Para los años en que se realizó el muestreo se presentó una temperatura promedio de 3.9°C, una precipitación de 1,243 mm, así como una evaporación de 925 mm (Servicio meteorológico). La vegetación terrestre alrededor de los lagos está fuertemente influenciada por el clima frío y de alta montaña de la zona, siendo el zacatonal alpino (algunas especies de pastos, musgos y líquenes) el predominante en la mayor parte del interior del cráter (Rzedowski, 1981).

La profundidad máxima de El Sol es de 15 m (profundidad media de 6 m), con un área superficial de 237,321 m² (longitud 795 m, anchura 482 m). La profundidad máxima de La Luna es de 10 m (profundidad media de 5 m) con un área superficial de 31,083 m² (longitud 227 m, anchura 209 m) (Alcocer *et al.*, 2004).

Estos lagos tienen generalmente aguas claras, pH ácido y capacidad amortiguadora baja. La temperatura del agua oscila entre los 7 y 13°C para El Sol y entre los 9 y 11°C para La Luna. El contenido de oxígeno disuelto es alto para ambos lagos y su conductividad baja (Tabla 1). Presentan un bajo contenido de materia orgánica disuelta y en suspensión (Caballero, 1996; Armienta *et al.*, 2000).

De acuerdo con la modificación a la clasificación de los lagos basada en la mezcla de Hutchinson y Löffler hecha por Lewis (1983a), el patrón de circulación tanto del lago El Sol como de La Luna corresponde por latitud, altitud y profundidad a polimíctico cálido continuo.

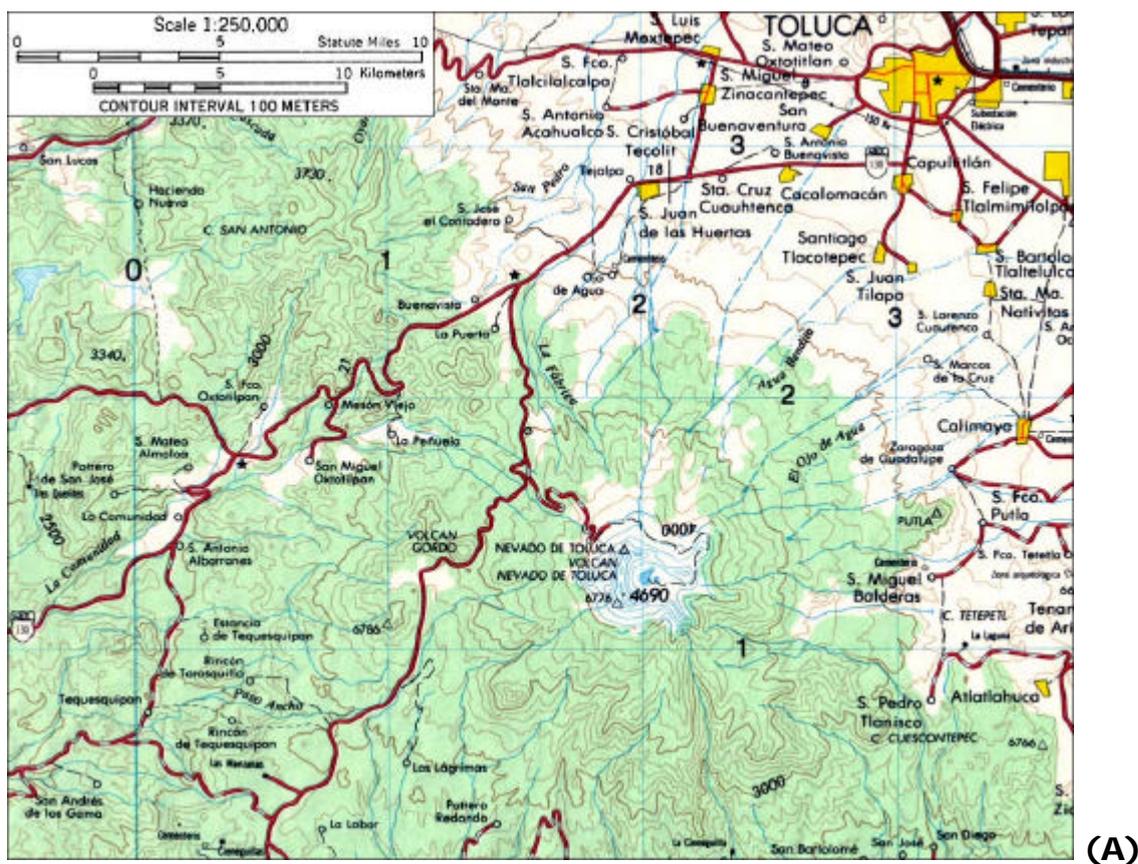


Fig. 1. Ubicación geográfica del área de estudio (A) y fotografía aérea de los lagos El Sol y La Luna (B) (tomado de www.skimountaineer.com, www.sweliver.home.mchsi.com).

VIII. METODOLOGÍA

1. Trabajo de Campo

Se realizaron muestreos mensuales, durante un período de trece meses (marzo 2000 a marzo 2001), fijando dos estaciones en el Lago El Sol (9:00 - 11:00 h) y una estación en el Lago La Luna (13:00 - 14:00), ubicadas en las porciones centrales y más profunda de ambos. Durante el periodo de estudio la profundidad de El Sol varió entre 10 y 12 m, en tanto que en La luna varió de 7 a 9 m.

En cada estación se realizaron las siguientes medidas:

- a) Perfiles a lo largo de toda la columna de agua de radiación fotosintéticamente activa (PAR, aproximadamente de 400-700 nm) con registro a cada segundo y fluorescencia natural de la clorofila *a* mediante un perfilómetro de fluorescencia natural modelo PNF-300 de Biospherical. Para medir el clima de luz en superficie (SPAR), se utilizó un sensor de referencia escalar cuántica marca Biospherical modelo QSR-240. Los perfiles de PAR se utilizaron para estimar la profundidad de la zona o capa eufótica (i.e., Z_{EU} , 1% del PAR).
- b) Para evaluar la transparencia del agua se utilizó el disco de Secchi y la escala de Forel-Ule para el color de los lagos.
- c) Perfiles de temperatura, oxígeno disuelto (O.D.), conductividad estandarizada a 25°C (K_{25}) y pH utilizando una sonda multiparámetro marca Hydrolab, modelo Datasonde 4 (DS4) unida a una caja controladora modelo Surveyor 4 (SVR4). Los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto se utilizaron para estimar la zona o capa de mezcla (i.e., Z_{MIX}).

A tres profundidades seleccionadas (un metro por debajo de la superficie, un metro por encima del fondo y a media columna de agua) se tomaron muestras de agua utilizando una botella muestreadora tipo Niskin de 1.5 litros de capacidad. El agua obtenida con la botella muestreadora se empleó para muestras triplicadas de los siguientes análisis:

a) Cuantificación de Cl *a*

Fueron colocados 500 mL de muestra en frascos de vidrio y luego transportados al laboratorio a 4°C y en oscuridad para su posterior procesado.

b) Cuantificación de las concentraciones de nutrimentos (N, P, Si)

Se filtró agua inmediatamente al momento de sacarla de la botella muestreadora a través de un filtro de membrana de 0.45 µm de apertura de poro marca Millipore, la que fue colocada en dos frascos plásticos de 30 mL de capacidad. Se les adicionó un par de gotas de cloroformo para neutralizar (junto con la congelación de la muestra) la actividad bacteriana hasta su análisis.

2. Trabajo de laboratorio

a) Concentración de Cl *a*

Se utilizaron volúmenes de entre 25 y 150 mL, los que fueron filtrados a través de un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/F, con apertura de poro nominal de 0.7 µm, lo cual constituyó la clorofila total. Otro volumen equivalente fue filtrado primero a través de un filtro de policarbonato tipo TTP (Millipore Co.) (apertura de poro 2 µm) y posteriormente a través de uno GF/F. La clorofila retenida en el primer filtro correspondió al fitoplancton de talla "grande" (nano + microfitoplancton, de tamaño mayor a 2 µm), mientras que la que pasó a través del primero pero fue retenida en el segundo filtro, correspondió al fitoplancton de talla "pequeña" (picofitoplancton, de tamaño menor a 2 µm). Esto se realizó con la finalidad de evaluar el porcentaje de contribución de las dos fracciones de tallas del fitoplancton a la biomasa fitoplanctónica total.

Posteriormente, se extrajo la clorofila triturando el filtro en un macerador de tejidos y agregando 10 mL de acetona al 90%. El periodo de extracción no fue inferior a 12 horas ni mayor a 24 horas, permaneciendo la muestra en oscuridad y refrigeración. La clorofila es

soluble en solventes orgánicos tales como éter, acetona, metanol, cloroformo y piridina. Suele utilizarse acetona o metanol para su extracción, ya que rompen los puentes entre el pigmento y las proteínas y solubilizan las clorofilas.

El extracto se centrifugó a 1000 revoluciones min^{-1} durante 10 minutos y se realizaron las lecturas de fluorescencia en un fluorómetro Turner Designs modelo 10-AU previamente calibrado. El fluorómetro se calibró para proporcionar una resolución alta en sacrificio de un menor intervalo de detección (se calibró en el intervalo más bajo de concentración, útil para aguas oligotróficas como es el caso de los lagos El Sol y La Luna). En algunas ocasiones las muestras fueron diluidas con acetona para poder ser leídas dentro del intervalo de detección. Posteriormente, las lecturas se convirtieron a $\mu\text{g Cl } a \text{ L}^{-1}$ utilizando el algoritmo de la Ecuación 1, indicada en el método 445.0 de la United States Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory (Arar y Collins, 1997). Cabe hacer notar que este método fue específicamente diseñado para utilizar el fluorómetro Turner Designs 10-AU.

$$C_{s,u} = \frac{(C_{e,u}) (\text{volumen extraído (L)}) (FD)}{\text{volumen muestreado (L)}} \quad (\text{Ecc. 1})$$

Donde:

$C_{s,u}$	= concentración de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$) en toda la muestra de agua
$C_{e,u}$	= concentración de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$) no corregida en la solución extraída y analizada
Volumen extraído	= volumen (L) de la extracción antes de ser diluida
FD	= factor de dilución
Volumen muestreado	= volumen (L) de toda la muestra de agua

La concentración de clorofila fue expresada también por unidad de área ($\text{mg Cl } a \text{ m}^{-2}$) ya que el fitoplancton raramente se distribuye de manera homogénea (Payne, 1986). La integración de los valores de Cl *a*, a lo largo de la columna de agua, se llevó a cabo midiendo el área bajo la curva de distribución de Cl *a* en la vertical de acuerdo al método de ajuste polinomial (Payne, 1986); de esta forma se obtuvo el valor integrado de clorofila por unidad de área.

b) Nutrientes

Las concentraciones de nitratos (N-NO_3^-), amonio (N-NH_4^+), nitritos (N-NO_2^-), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo soluble reactivo (FSR) y silicatos (Si-SiO_4^{-4}) fueron

analizadas mediante un autoanalizador de flujo segmentado marca Skalar, en el cual se instalaron los circuitos analíticos correspondientes a las técnicas estándar de más alta resolución para aguas naturales (Grasshoff, 1983).

3. Tratamiento de Datos

El análisis estadístico de la información se realizó utilizando el paquete estadístico Sigmastat versión 3.3 para Windows. Los datos físicos-químicos y biológicos, cuando no pasaron el test de normalidad pero sí pasaron el test de equivalencia de varianzas fueron transformados utilizando raíz a la cuarta para eliminar las diferencias y normalizar su distribución. Se les aplicó el test de Tukey, para discriminar entre muestreos.

Mediante un análisis de correlación de Pearson entre las variables analizadas, nutrientes y biomasa por fracciones de talla, se buscó reconocer qué factores pudieran asociarse directamente con la variación de la biomasa fitoplanctónica basándose en el comportamiento de las variables medidas. Se utilizó el paquete estadístico Sigmastat. El nivel de significancia utilizado fue de $p < 0.05$.

Con el fin de contar con más herramientas para explicar las variaciones en la concentración de Cl *a*, tanto total como fraccionada, se consideraron los trabajos de tesis realizados sobre fitoplancton (Cuna, 2005) y zooplancton (Dimas, 2005).

Con respecto al criterio de Codominancia se consideró que las fracciones que se encontraban entre el 40% y 60% codominaban y aquellas que estuvieron por sobre el 60% se les consideró como dominantes. Debido a la falta de literatura que aportara un intervalo en el cual se pudiera establecer lo antes explicado estos valores se consideraron en base a autores como Tokeshi (2002) y Margalef (1983) que se refieren a la coexistencia de especies cuando especies ecológicamente similares pueden potencialmente competir.

IX. RESULTADOS

1. PARÁMETROS AMBIENTALES

Se describe el comportamiento de los parámetros ambientales para cada lago durante el periodo de muestreo (marzo-00 a marzo-01). Debido a que en el lago El Sol, ambas estaciones presentaron un comportamiento similar, sin diferencias estadísticas significativas, se presenta en resultados solo una estación.

1.1 Temperatura del agua

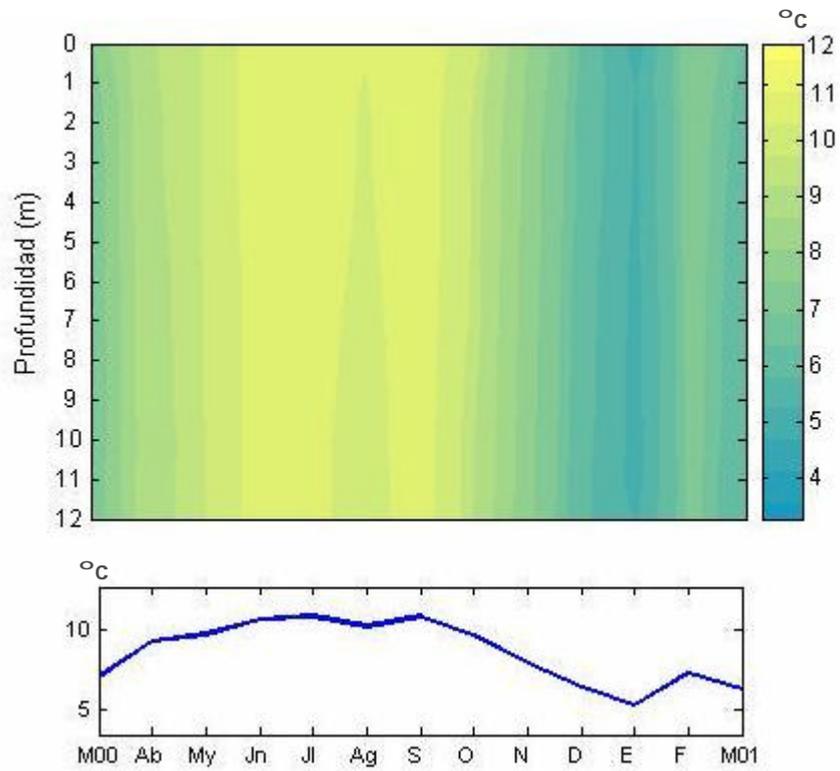


Fig. 2a. Temperatura promedio del agua en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

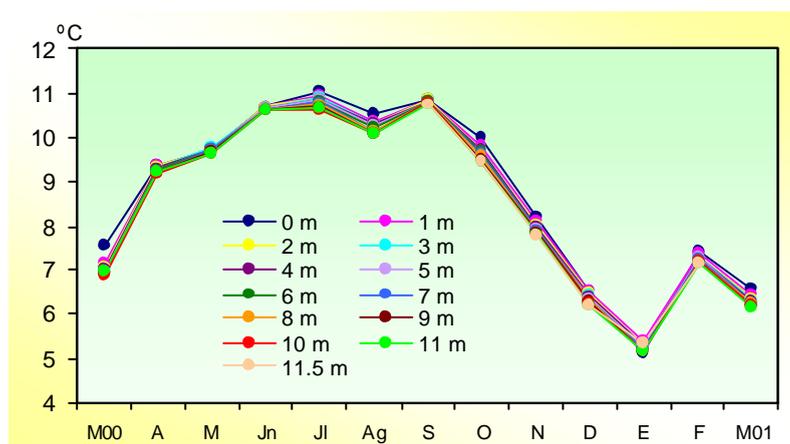


Fig. 2b. Temperatura del agua en el lago El Sol a diferentes profundidades.

La temperatura promedio en el lago El Sol fue de 8.5 ± 1.9 °C (Tabla 3), registrándose el valor mayor, como promedio mensual, de 10.8 °C en el mes de julio y el valor menor de 5.3 °C en el mes de enero (Fig. 2a).

La variación máxima de la temperatura entre el agua superficial y el agua de fondo fue de 0.6 °C en marzo-00. La variación mínima fue de 0.1 °C en mayo y junio (Anexo 1). Al hacer una comparación anual se observó una variación máxima de 0.5 °C.

Se presentó un aumento pequeño de abril a septiembre, comenzando en octubre una disminución progresiva hasta enero, para luego en febrero aumentar nuevamente. Durante el periodo de estudio la temperatura presentó valores mayores en los meses de julio a septiembre, correspondientes a la estación de lluvias. En cuanto a profundidad se observó que las variaciones son mínimas (Fig. 2b), lo que indica que la columna de agua se encontraba bien mezclada.

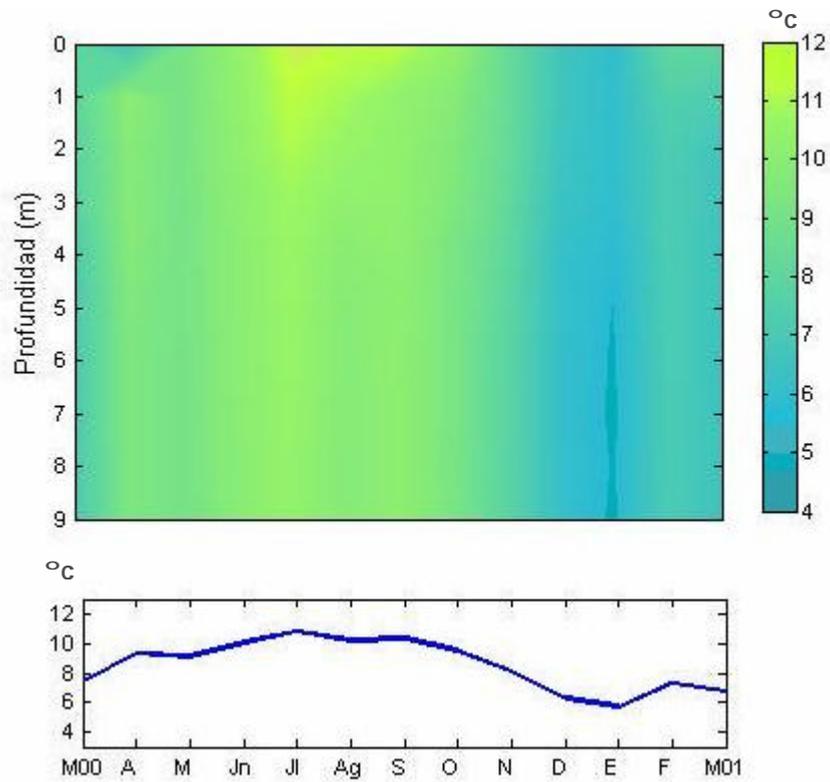


Fig. 3a. Temperatura promedio en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

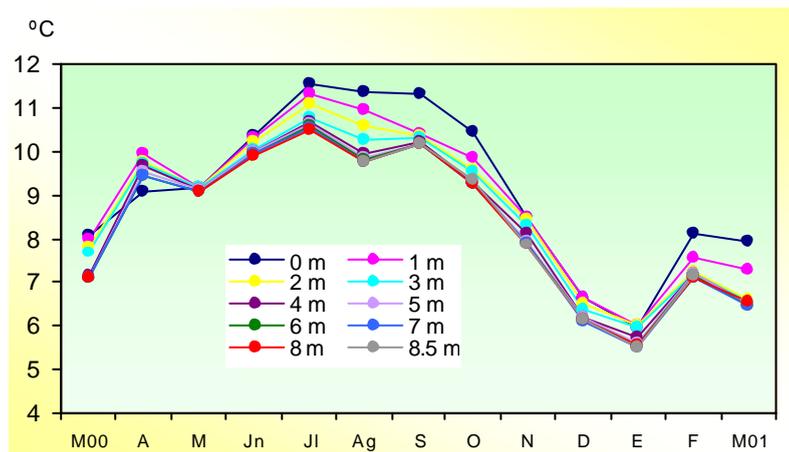


Fig. 3b. Temperatura en el lago La Luna a diferentes profundidades.

La temperatura promedio del lago La Luna fue de 8.6 ± 1.7 °C (Tabla 3), registrándose el valor promedio mayor de 10.8 °C en el mes de julio y el valor menor de 5.5 °C en el mes de enero (Fig. 3a). La variación máxima entre el agua superficial y el agua de fondo, por cada mes de muestreo, fue de 1.6 °C en el mes de agosto y la variación mínima fue de 0.4 °C en el mes de enero; en tanto que la máxima diferencia anual entre superficie y fondo fue de 2.3 °C (Anexo 1).

La temperatura promedio a lo largo de todo el muestreo presentó valores con diferencias significativas ($p < 0.05$), siendo los meses de junio a septiembre diferente a los demás. Al hacer un análisis vertical se obtuvo que no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) en cuanto a profundidad (Fig. 3b).

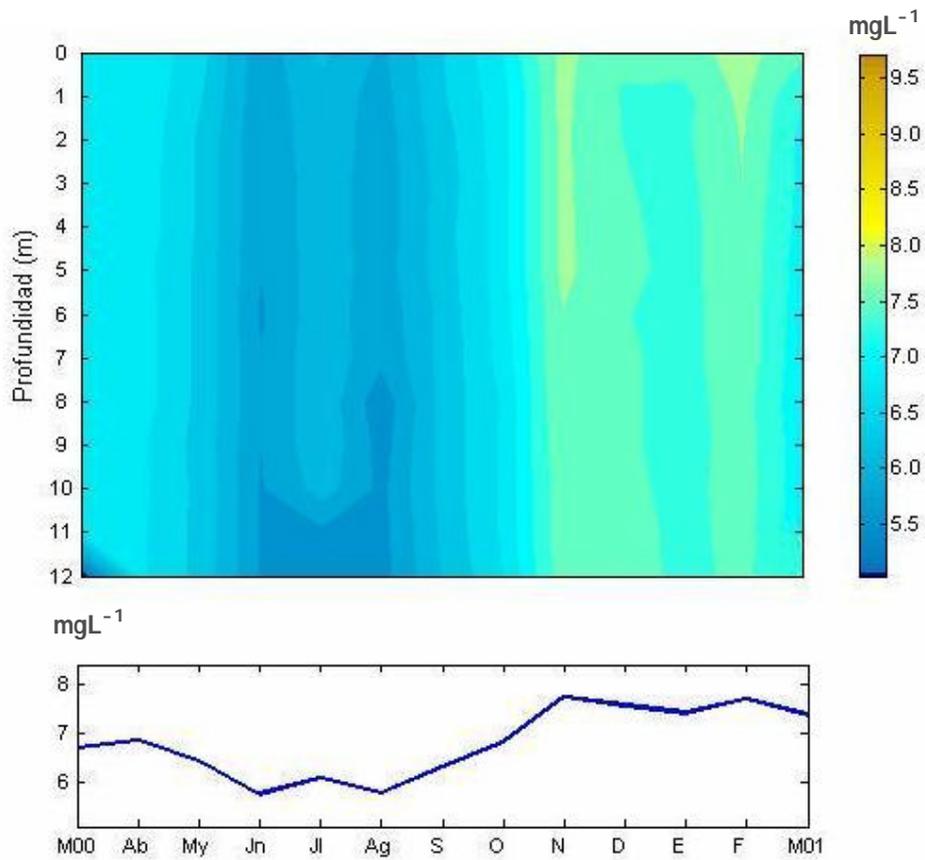


Fig. 4a. Contenido promedio de oxígeno disuelto en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

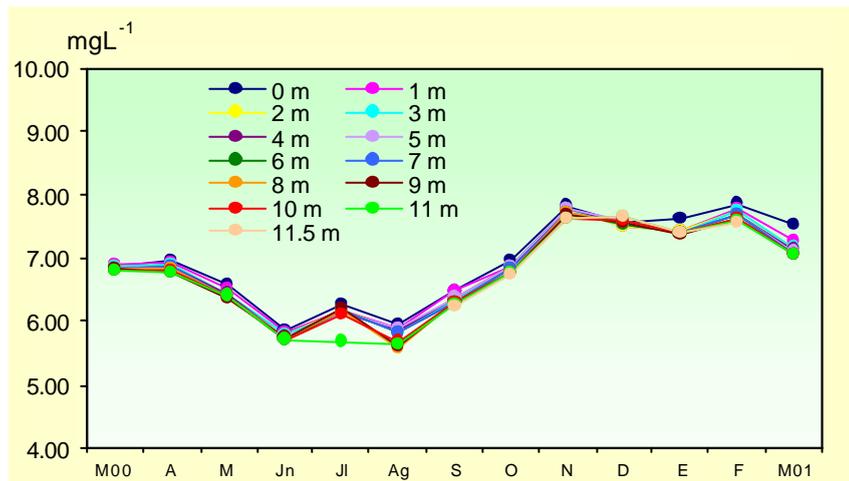


Fig. 4b. Contenido de oxígeno disuelto en el lago El Sol a diferentes profundidades.

1.2 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación

En el lago El Sol la concentración y el porcentaje de saturación de oxígeno tuvieron un promedio anual de $6.8 \pm 0.7 \text{ mgL}^{-1}$ y $98 \pm 10 \%$, respectivamente (Tabla 3). Durante noviembre, se registraron los valores mayores en concentración de oxígeno disuelto (7.7 mgL^{-1}) y en porcentaje de saturación (108 %), en tanto que en junio y agosto se registraron los valores menores tanto en concentración de oxígeno disuelto (5.8 mgL^{-1}), como en porcentaje de saturación (85 %) (Figs. 4a y 5a).

La variación máxima del contenido de oxígeno disuelto entre el agua superficial y el agua de fondo fue de 0.6 mgL^{-1} en marzo-00 y la variación mínima fue de 0.0 mgL^{-1} en junio (Anexo 2). En forma anual se observó una variación máxima y mínima de 0.5 mgL^{-1} . No se presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) en cuanto a profundidad, ni en el contenido de oxígeno disuelto ni en saturación de oxígeno (Figs. 4b y 5b).

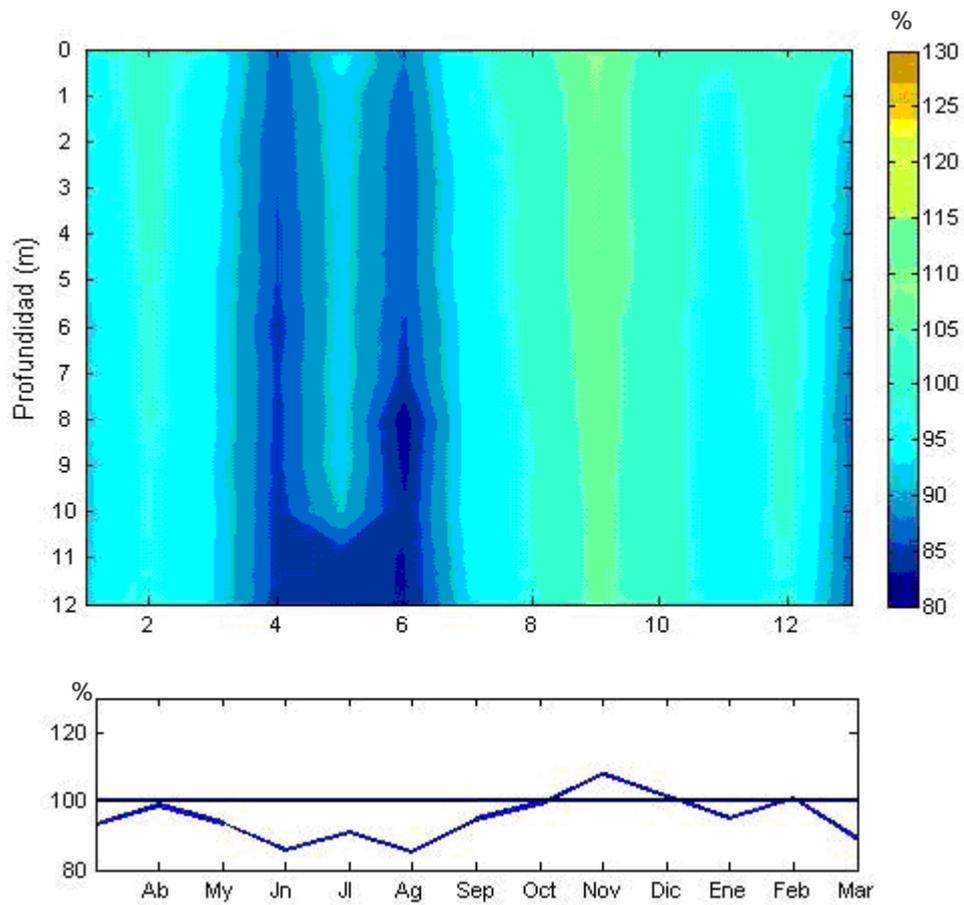


Fig. 5a. Porcentaje de saturación de oxígeno en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

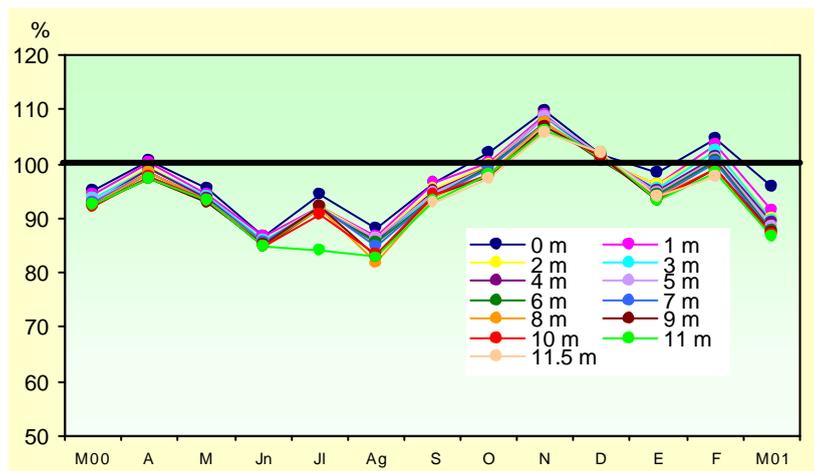


Fig. 5b. Porcentaje de saturación de oxígeno en el lago El Sol a diferentes profundidades.

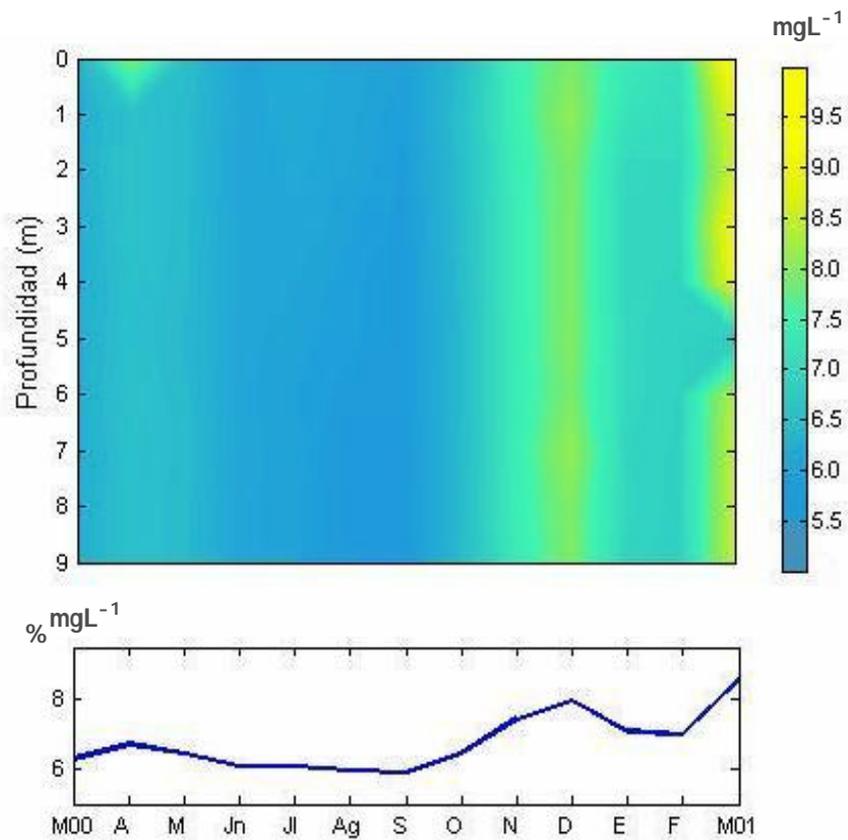


Fig. 6a. Contenido promedio de oxígeno disuelto en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

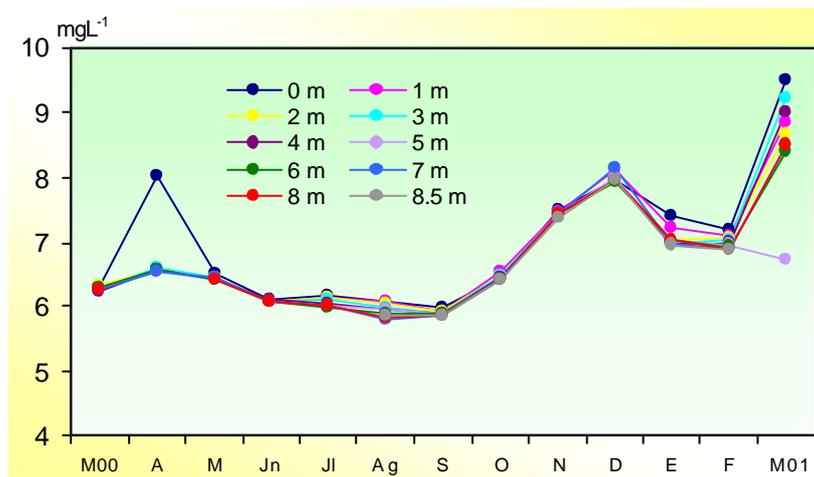


Fig. 6b. Contenido de oxígeno disuelto en el lago La Luna a diferentes profundidades.

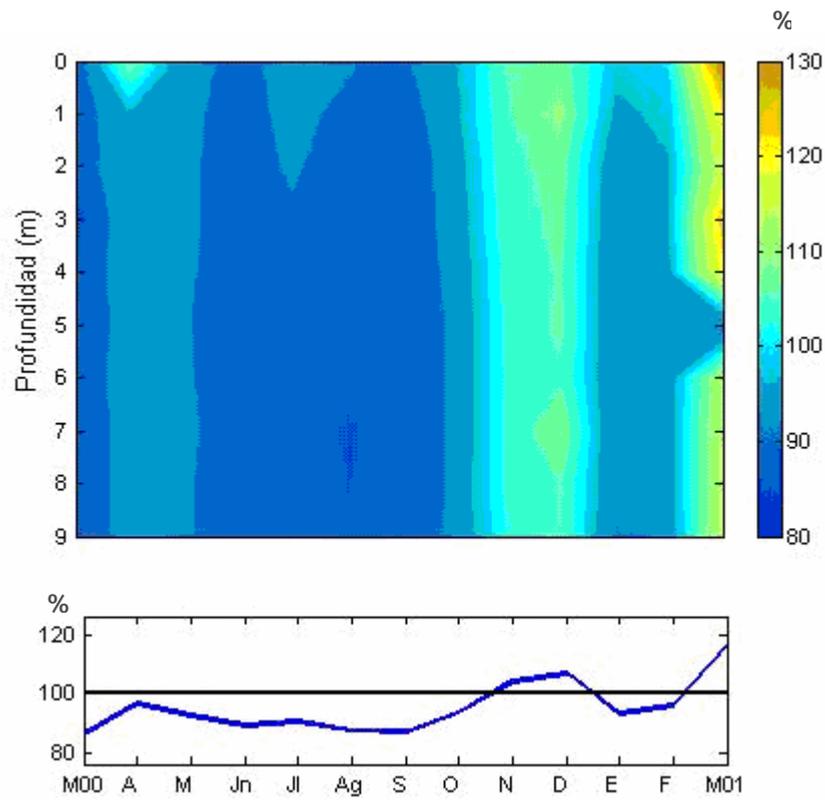


Fig. 7a. Porcentaje de saturación de oxígeno en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

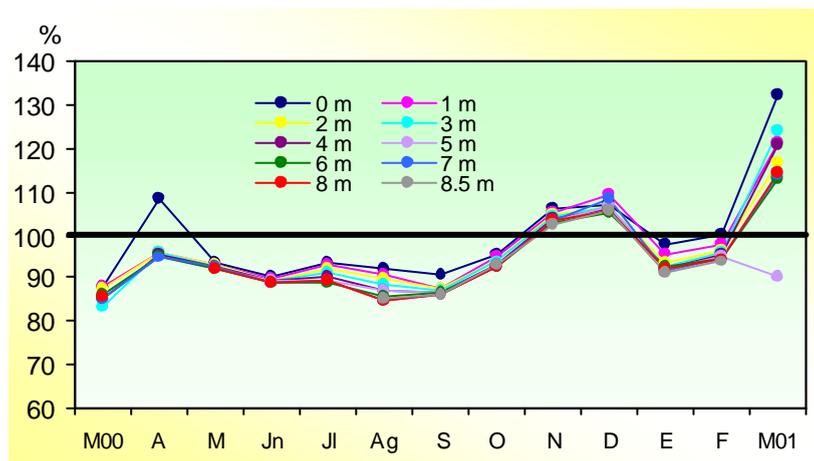


Fig. 7b. Porcentaje de saturación de oxígeno en el lago La Luna a diferentes profundidades.

En el lago La Luna la concentración de oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación tuvieron un promedio anual de $6.8 \pm 0.8 \text{ mgL}^{-1}$ y $95 \pm 9 \%$, respectivamente (Tabla 3). Durante marzo-01 se registraron los valores mayores, como promedio mensual, en concentración de oxígeno ($8.6 \pm 0.8 \text{ mgL}^{-1}$) y en porcentaje de saturación (116 %), en tanto que en septiembre se registró el valor menor en concentración de oxígeno (5.9 mgL^{-1}) y en marzo-00 se observó el menor porcentaje de saturación (86 %) (Figs. 6a y 7a).

En abril se presentaron en el agua superficial valores más altos de oxígeno disuelto y de saturación de oxígeno, en relación a las demás profundidades, así como en marzo-01 a una profundidad de 5 m (columna de agua) se presentó un contenido menor de oxígeno disuelto, lo mismo que un porcentaje de saturación menor (Figs. 6b y 7b).

La variación máxima de oxígeno disuelto entre el agua superficial y el agua de fondo, por cada mes de muestreo, fue de 1.5 mgL^{-1} en el mes de abril y la variación mínima fue de prácticamente 0.0 mgL^{-1} en marzo-00, junio y diciembre; en tanto que la diferencia máxima anual entre superficie y fondo fue de 1.44 mgL^{-1} (Anexo 2).

No se observó variación significativa ($p > 0.05$) en la vertical en el contenido de oxígeno disuelto, ni tampoco en el porcentaje de saturación.

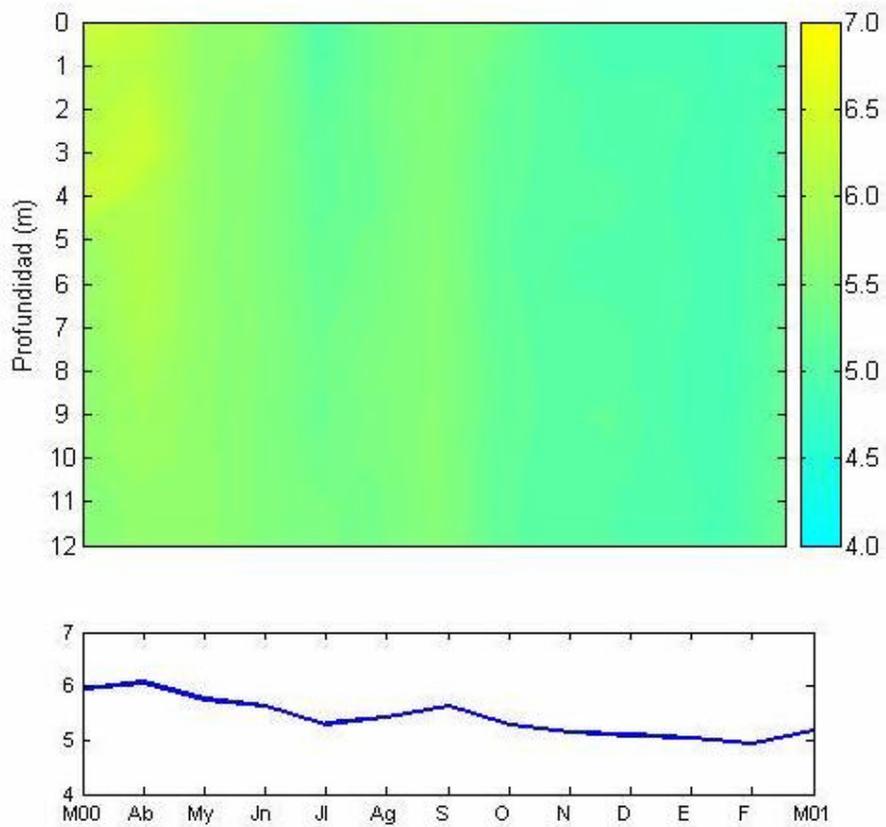


Fig. 8a. pH promedio en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

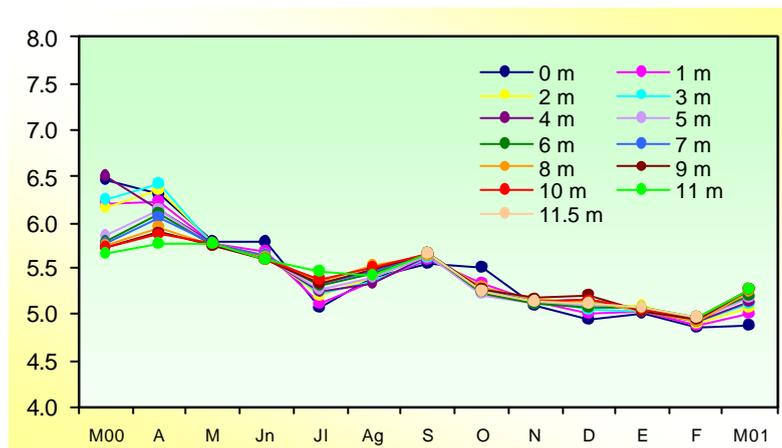


Fig. 8b. pH en el lago El Sol a diferentes profundidades.

1.3 pH

En el lago El Sol el pH fue ácido, con un promedio anual de 5.4 ± 0.4 (Tabla 3), observándose el mayor valor en el mes de abril, con 6.1 y el menor valor en febrero, con 4.9 (Fig. 8a).

La variación máxima de pH entre el agua superficial y el agua de fondo fue de 0.8 en marzo-00, siendo la variación mínima de 0.0 en agosto (Fig. 8b). En forma anual presentó una variación máxima de 0.78 (Anexo 3).

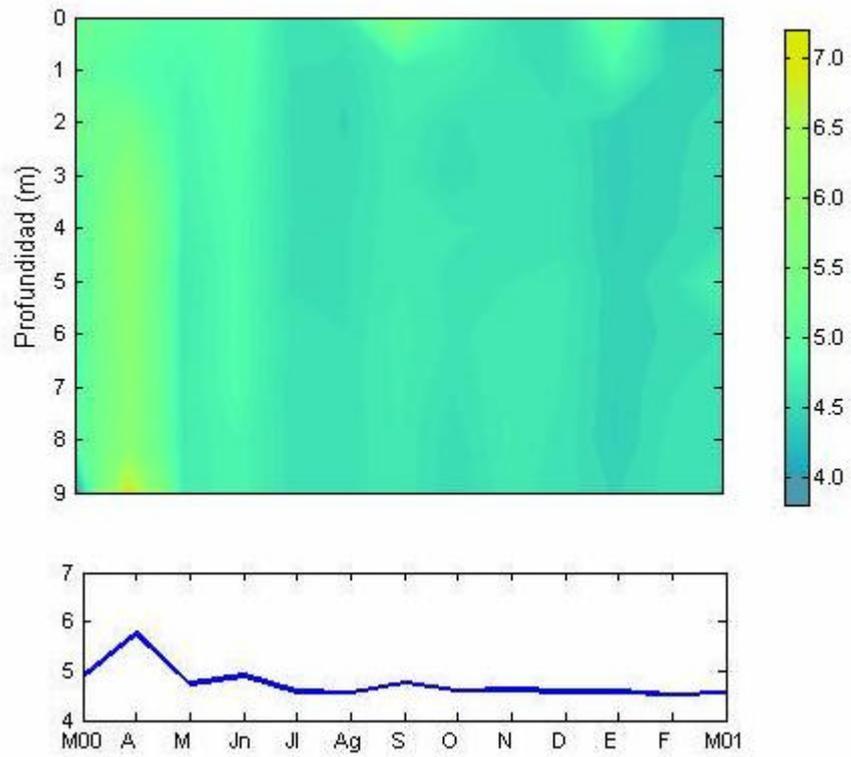


Fig. 9a. pH promedio en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

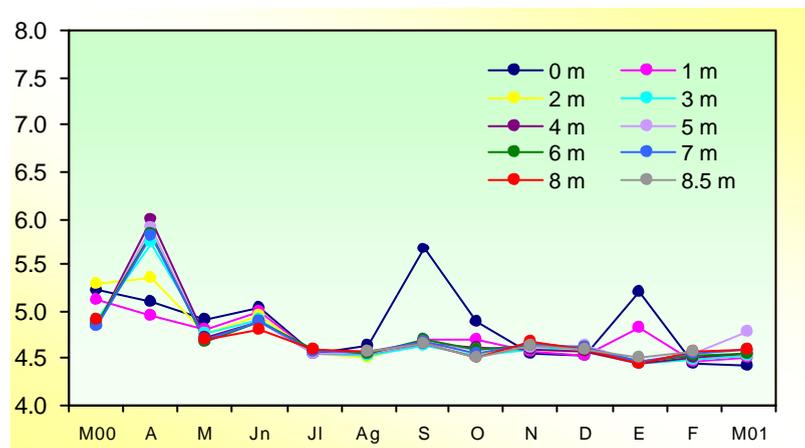


Fig. 9b. pH en el lago La Luna a diferentes profundidades.

El pH de La Luna fue ácido, con un promedio anual de 4.7 ± 0.3 (Tabla 3), observándose el valor mayor como promedio mensual en abril, con 5.6 y el valor menor en febrero, con 4.5 (Fig. 9a).

La variación máxima de pH entre el agua superficial y la de fondo, comparando los muestreos en forma mensual, fue de 1.0 en septiembre y la variación mínima fue de 0.1 unidades en agosto, noviembre y diciembre (Anexo 3). Al realizar una comparación en forma anual se tuvo una variación máxima de pH de 0.95.

El pH presentó dos picos en la superficie, el mayor en septiembre y el segundo pico en enero. El mes de abril presentó los valores más altos en forma significativa ($p < 0.05$) desde los 3 m de profundidad, hasta el agua de fondo, la que correspondió a 8.5 m (Fig. 9b).

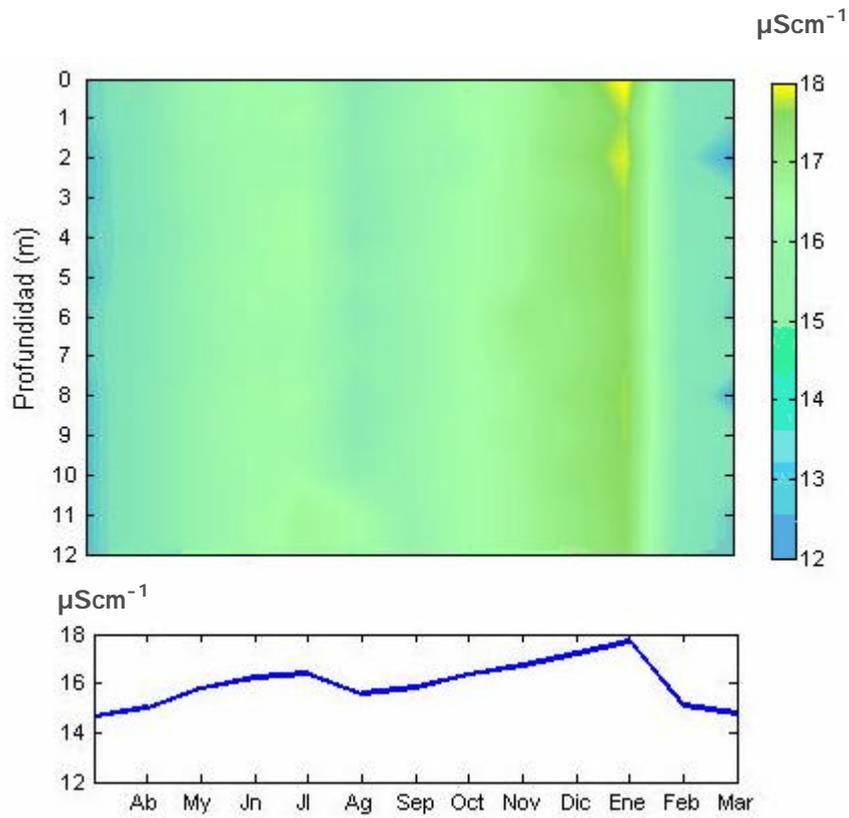


Fig. 10a. Conductividad promedio (K_{25}) en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

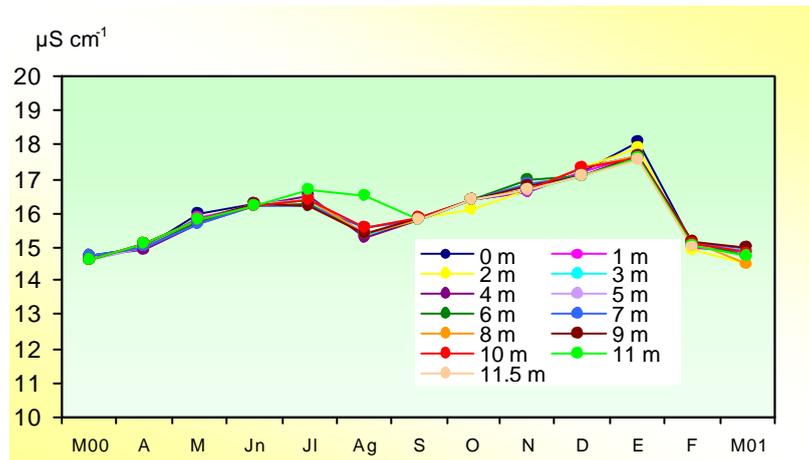


Fig. 10b. Conductividad (K_{25}) en el lago El Sol a diferentes profundidades.

1.4 Conductividad (K_{25})

En el lago El Sol el valor promedio de conductividad fue de $16 \pm 1 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Tabla 3), presentándose en enero el valor mayor de $18 \mu\text{S cm}^{-1}$ y en marzo-00 y marzo-01 el valor menor, con $15 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Fig. 10a).

La conductividad a lo largo de todo el muestreo presentó valores sin diferencias significativas ($p < 0.05$). Al hacer el análisis vertical se obtuvo que tampoco existieron diferencias ($p < 0.05$) en cuanto a profundidad (Fig. 10b).

La conductividad presentó un aumento progresivo desde marzo-00 hasta julio, luego descendió en agosto, para comenzar a incrementar sus valores hasta enero, y luego descender nuevamente en febrero.

La variación máxima de conductividad entre el agua superficial y el agua de fondo fue de $1.1 \mu\text{S cm}^{-1}$ en agosto y la variación mínima fue de $0.0 \mu\text{S cm}^{-1}$ en septiembre y octubre. En forma anual se presentó una variación máxima de $1.1 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Anexo 4).

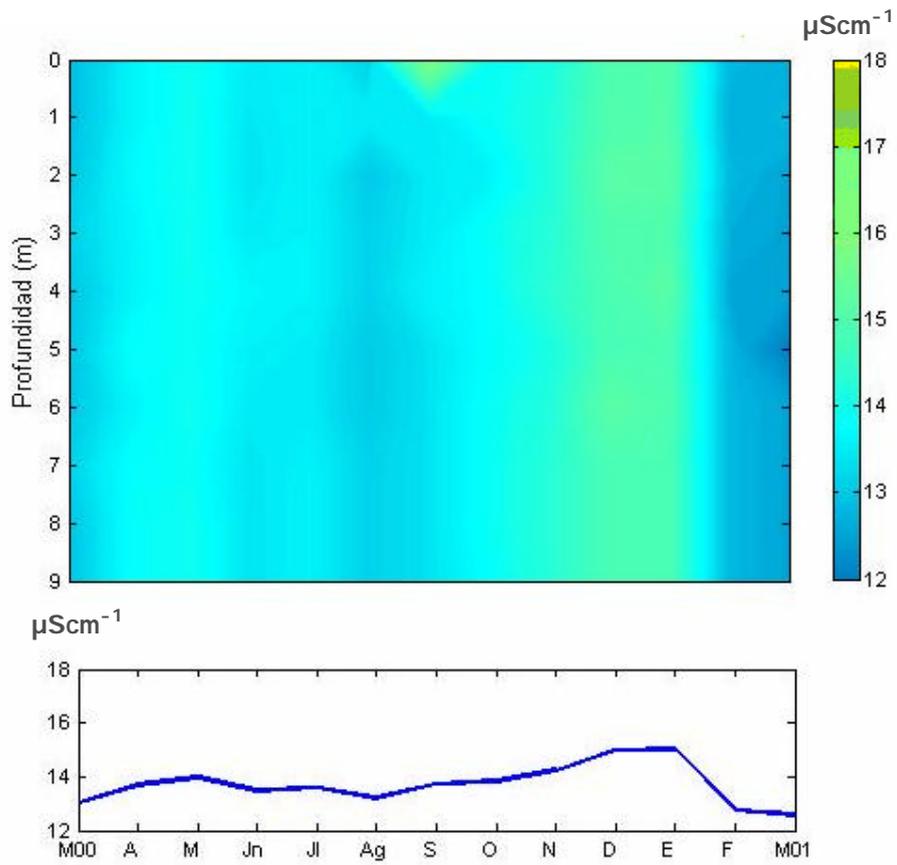


Fig. 11a. Conductividad promedio (K_{25}) en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

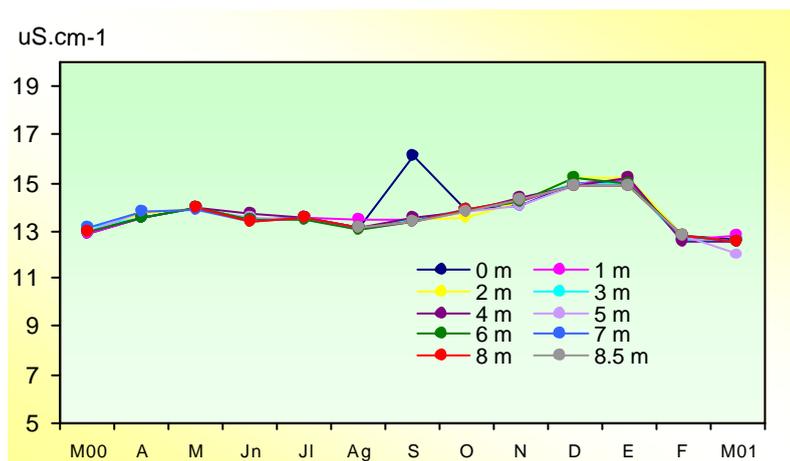


Fig. 11b. Conductividad (K_{25}) en el lago La Luna a diferentes profundidades.

En el lago La Luna el valor promedio de conductividad fue de $14 \pm 1 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Tabla 3), presentándose en enero el valor promedio mayor de $15 \pm 0.1 \mu\text{S cm}^{-1}$ y en marzo-01 el menor valor promedio con $13 \pm 0.2 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Fig. 11a).

La conductividad a lo largo de todo el muestreo presentó valores sin diferencias significativas ($p > 0.05$), exceptuando en el muestreo de septiembre a nivel superficial donde se presentó el mayor valor (Fig. 11b).

Al observar las variaciones máximas y mínimas entre el agua superficial y el agua de fondo, da como resultado $3 \mu\text{S cm}^{-1}$ en septiembre y $0 \mu\text{S cm}^{-1}$ en mayo, julio, agosto y febrero (Anexo 4).

Tabla 3. Características ambientales del agua de los lagos El Sol y La Luna (**Prom**= Promedio, **DE**= Desviación estándar, **Máx.**= Valor máximo, **Mín**= Valor mínimo, **Temp.**= Temperatura, **O.D.**= Oxígeno disuelto, **K₂₅**= Conductividad estandarizada a 25°C).

Parámetros	El Sol 1				El Sol 2				La Luna			
	Prom.	DE	Máx.	Mín.	Prom.	DE	Máx.	Mín.	Prom.	DE	Máx.	Mín.
Temp. (°C)	8.5	1.9	11.0	5.1	8.5	1.9	11.1	5.0	8.5	1.7	11.5	5.5
pH	5.4	0.4	6.5	4.9	5.5	0.7	8.4	5.0	4.7	0.3	6.0	4.4
O.D. (mgL ⁻¹)	6.8	0.7	7.9	5.6	6.8	0.7	7.8	5.6	6.8	0.8	9.5	5.8
% Sat. oxígeno	95	6	110	82	98	10	112	80	95	9	132	83
K ₂₅ (μScm ⁻¹)	16	1	18	15	16	2	33	15	14	1	16	12

1.5 Radiación fotosintéticamente activa (RFA)

Como se observa en la Tabla 4 la RFA llega hasta el fondo de ambos lagos en porcentajes variables por lo cual toda la columna acuática es Z_{eu} . En el caso del lago El Sol, en ambas estaciones, se presentan porcentajes diferentes, pero los valores máximos (34% y 43%) y mínimos (3% y 4%) se obtuvieron en los meses de marzo-00 y octubre, respectivamente.

En el lago La Luna se obtuvieron porcentajes mayores de radiación en todos los muestreos, teniendo un valor máximo de 61% en el mes de octubre y un valor mínimo de 19% en el mes de junio.

En promedio, el porcentaje de la PAR superficial que llega al fondo de El Sol fue de $12 \pm 8\%$, para la estación 1 y de $17 \pm 11\%$ para la estación 2 y para La Luna fue de $45 \pm 11\%$.

Tabla 4. Porcentaje de radiación fotosintéticamente activa (% PAR) que llega al fondo de los lagos El Sol y La Luna, durante el periodo de muestreo (marzo-00 a marzo-01).

	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Marzo-00	34	43	49
Abril	14	19	32
Mayo	13	13	52
Junio	18	29	19
Julio	11	16	53
Agosto	8	32	35
Septiembre	8	6	51
Octubre	3	4	61
Noviembre	5	7	37
Diciembre	9	15	43
Enero	9	10	58
Febrero	13	18	53
Marzo-01	9	9	44
Prom.	12	17	45
D.E.	7	11	11
Máx.	34	43	61
Mín.	3	4	19

1.6 Nutrimientos

Los valores promedio de los nutrientes (N-NO_3^- , N-NH_4^+ , N-NO_2^- , NID, PSR y Si-SiO_4^{-4}) registrados para el lago El Sol se presentan en las Tablas 5 y 6, en tanto que para el lago La Luna se presentan en la Tabla 7.

Tabla 5. Concentraciones promedio (μM) de nutrientes en el lago El Sol, estación 1.

	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_2^-	NID	FSR	Si-SiO_4^{-4}
Marzo-00	0.2 ± 0.0	1.29 ± 0.18	0.07 ± 0.02	1.5 ± 0.1	0.33 ± 0.21	2.58 ± 1.39
Abril	5.8 ± 0.9	1.34 ± 0.12	0.13 ± 0.02	7.2 ± 0.9	0.07 ± 0.02	5.66 ± 1.83
Mayo	3.8 ± 0.0	2.10 ± 0.28	0.11 ± 0.02	6.1 ± 0.3	0.15 ± 0.12	4.03 ± 3.18
Junio	4.5 ± 0.2	5.28 ± 0.24	0.11 ± 0.02	9.9 ± 0.2	0.04 ± 0.01	7.32 ± 1.45
Julio	5.1 ± 0.0	5.51 ± 1.61	0.11 ± 0.02	10.7 ± 1.6	0.07 ± 0.07	0.86 ± 0.11
Agosto	6.8 ± 0.2	4.62 ± 0.24	0.19 ± 0.02	11.6 ± 0.1	0.04 ± 0.03	2.26 ± 0.66
Septiembre	8.2 ± 0.1	3.48 ± 0.23	0.17 ± 0.03	11.8 ± 0.3	0.16 ± 0.07	1.50 ± 0.86
Octubre	8.2 ± 0.2	2.25 ± 0.39	0.18 ± 0.03	10.7 ± 0.4	0.31 ± 0.23	1.70 ± 0.72
Noviembre	9.9 ± 0.6	2.43 ± 0.15	0.91 ± 0.23	13.2 ± 0.4	0.32 ± 0.16	1.27 ± 0.58
Diciembre	4.6 ± 0.4	2.54 ± 0.36	0.11 ± 0.04	7.3 ± 0.5	0.25 ± 0.11	0.84 ± 0.50
Enero	3.8 ± 1.0	1.58 ± 0.21	0.31 ± 0.01	5.7 ± 1.0	0.36 ± 0.31	1.06 ± 0.23
Febrero	0.3 ± 0.1	1.84 ± 0.56	0.04 ± 0.01	2.1 ± 0.5	0.12 ± 0.01	1.29 ± 0.30
Marzo-01	0.1 ± 0.0	1.07 ± 0.31	0.04 ± 0.00	1.2 ± 0.3	0.22 ± 0.08	1.52 ± 0.58

Tabla 6. Concentraciones promedio (μM) de nutrientes en el lago El Sol, estación 2.

	N-NO₃⁻	N-NH₄⁺	N-NO₂⁻	NID	FSR	Si-SiO₄⁻⁴
Marzo-00	0.1 ± 0.0	2.21 ± 1.63	0.09 ± 0.05	2.4 ± 1.6	0.26 ± 0.05	2.09 ± 0.94
Abril	6.0 ± 0.2	1.40 ± 0.08	0.14 ± 0.00	7.5 ± 0.3	0.05 ± 0.01	6.26 ± 3.02
Mayo	3.9 ± 0.0	1.53 ± 0.12	0.10 ± 0.01	5.5 ± 0.2	0.06 ± 0.02	1.40 ± 0.29
Junio	4.4 ± 0.1	5.22 ± 0.34	0.11 ± 0.01	9.8 ± 0.3	0.07 ± 0.04	6.37 ± 0.61
Julio	4.7 ± 0.4	4.34 ± 0.33	0.12 ± 0.01	9.2 ± 0.8	0.02 ± 0.01	0.16 ± 0.02
Agosto	6.8 ± 0.1	5.00 ± 0.20	0.20 ± 0.01	12.0 ± 0.2	0.05 ± 0.01	2.18 ± 0.19
Septiembre	8.4 ± 0.2	4.64 ± 0.64	0.28 ± 0.15	13.3 ± 0.8	0.21 ± 0.14	1.30 ± 0.32
Octubre	9.0 ± 1.2	4.49 ± 2.85	0.26 ± 0.17	13.7 ± 4.2	0.25 ± 0.21	0.93 ± 0.12
Noviembre	9.1 ± 2.2	2.59 ± 0.34	0.58 ± 0.06	12.3 ± 2.5	0.29 ± 0.02	1.00 ± 0.21
Diciembre	4.6 ± 0.4	1.82 ± 0.39	0.11 ± 0.03	6.5 ± 0.7	0.21 ± 0.08	1.05 ± 0.53
Enero	3.4 ± 0.6	2.35 ± 0.81	0.15 ± 0.03	5.9 ± 1.1	0.20 ± 0.02	6.53 ± 3.38
Febrero	0.2 ± 0.0	1.72 ± 0.52	0.05 ± 0.01	2.0 ± 0.6	0.15 ± 0.04	0.81 ± 0.12
Marzo-01	0.1 ± 0.0	1.72 ± 0.52	0.05 ± 0.02	1.9 ± 0.6	0.20 ± 0.05	2.35 ± 1.52

Tabla 7. Concentraciones promedio (μM) de nutrimentos y su desviación estándar en el lago La Luna.

	N-NO₃⁻	N-NH₄⁺	N-NO₂⁻	NID	FSR	Si-SiO₄⁻⁴
Marzo-00	23.9 ± 1.7	2.19 ± 1.38	0.03 ± 0.01	26.2 ± 2.8	0.23 ± 0.08	0.28 ± 0.03
Abril	20.0 ± 4.4	1.34 ± 0.12	0.02 ± 0.01	21.4 ± 4.4	0.04 ± 0.02	0.51 ± 0.19
Mayo	23.9 ± 0.4	2.10 ± 0.28	0.04 ± 0.01	26.0 ± 0.4	0.02 ± 0.00	0.56 ± 0.11
Junio	21.0 ± 0.2	5.28 ± 0.24	0.06 ± 0.01	26.3 ± 0.3	0.04 ± 0.02	1.12 ± 0.16
Julio	20.0 ± 0.4	5.51 ± 1.61	0.07 ± 0.01	25.5 ± 2.0	0.02 ± 0.01	0.16 ± 0.02
Agosto	20.0 ± 0.9	4.62 ± 0.24	0.07 ± 0.01	24.6 ± 1.0	0.01 ± 0.01	0.20 ± 0.04
Septiembre	21.8 ± 0.2	3.48 ± 0.23	0.04 ± 0.02	25.4 ± 0.3	0.12 ± 0.01	0.23 ± 0.11
Octubre	23.0 ± 0.1	2.24 ± 0.38	0.03 ± 0.01	25.3 ± 0.4	0.12 ± 0.02	0.12 ± 0.03
Noviembre	23.8 ± 0.5	2.43 ± 0.15	0.03 ± 0.01	26.3 ± 0.6	0.56 ± 0.24	0.34 ± 0.51
Diciembre	24.1 ± 0.5	2.54 ± 0.36	0.03 ± 0.01	26.7 ± 0.5	0.10 ± 0.02	0.18 ± 0.01
Enero	25.9 ± 0.3	1.58 ± 0.21	0.20 ± 0.00	27.7 ± 0.4	0.11 ± 0.04	3.86 ± 1.86
Febrero	24.8 ± 0.1	1.84 ± 0.56	0.02 ± 0.01	26.6 ± 0.6	0.10 ± 0.01	0.16 ± 0.04
Marzo-01	21.8 ± 3.3	1.07 ± 0.31	0.02 ± 0.00	22.9 ± 3.5	0.20 ± 0.03	0.28 ± 0.03

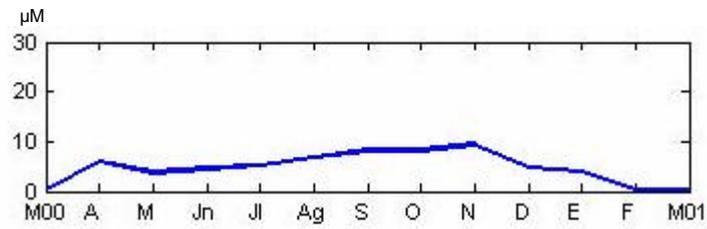


Fig. 12a. Concentración promedio de N-NO₃⁻ en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

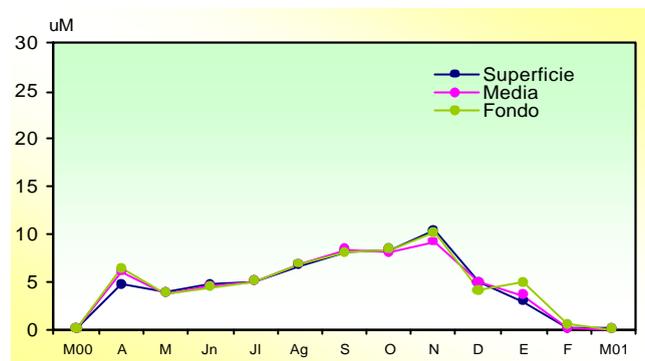


Fig. 12b. Concentración de N-NO₃⁻ en el lago El Sol a diferentes profundidades.

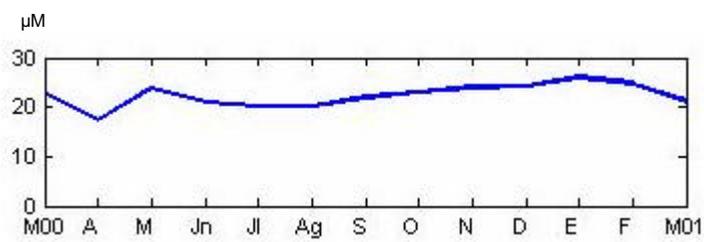


Fig. 13a. Concentración promedio de N-NO₃⁻ en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

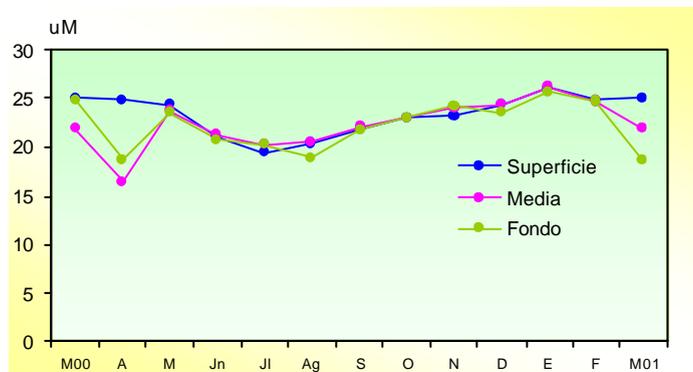


Fig. 13b. Concentración de N-NO₃⁻ en el lago La Luna a diferentes profundidades.

1.6.1 NITRÓGENO COMO NITRATO (N-NO₃⁻):

En el lago El Sol se presentaron los valores mayores en noviembre con $9.9 \pm 0.6 \mu\text{M}$ y los valores menores en marzo-01, con $0.1 \pm 0.0 \mu\text{M}$ (Fig. 12a).

La variación máxima en los valores de nitrógeno como nitrato entre el agua superficial y el agua de fondo, fue de $2.0 \mu\text{M}$ en enero y la variación mínima fue de $0.0 \mu\text{M}$ en julio (Anexo 5). Los mayores valores se presentaron entre septiembre y noviembre tanto en agua superficial, columna de agua, como de fondo. En cuanto al agua de profundidad no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$) en el contenido de N-NO₃⁻ (Fig. 12b).

Para el lago La Luna el valor mayor promedio fue de $25.9 \pm 0.3 \mu\text{M}$ en el mes de enero, mientras que agosto registró el valor menor, con $19.9 \pm 0.9 \mu\text{M}$ (Fig. 13a). Entre el agua superficial y la de fondo existió una variación máxima de $6.5 \mu\text{M}$ en marzo-01 y una variación mínima de $0.1 \mu\text{M}$ en octubre (Anexo 5). Al hacer una comparación anual se observa que existió una máxima variación de $6.5 \mu\text{M}$.

Los valores en el contenido de nitrógeno como nitrato variaron en profundidad ($p < 0.05$), solo en abril y marzo-01, permaneciendo sin diferencias en todos los demás muestreos (Fig. 13b).

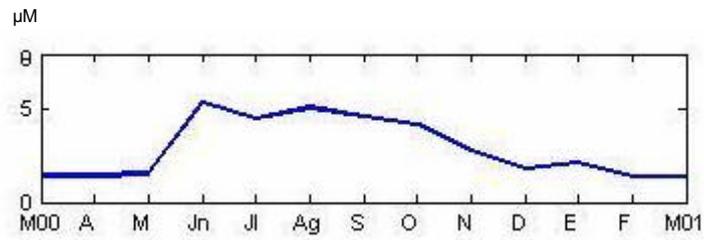


Fig. 14a. Concentración promedio de $N-NH_4^+$ en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

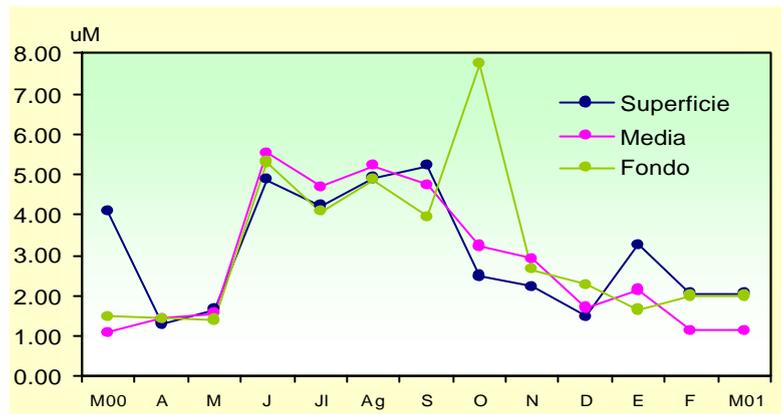


Fig. 14b. Concentración de $N-NH_4^+$ en el lago El Sol a diferentes profundidades.

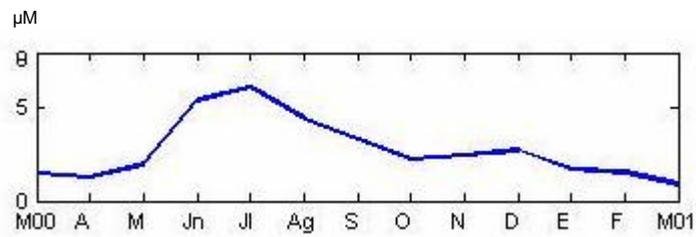


Fig. 15a. Concentración promedio de $N-NH_4^+$ en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

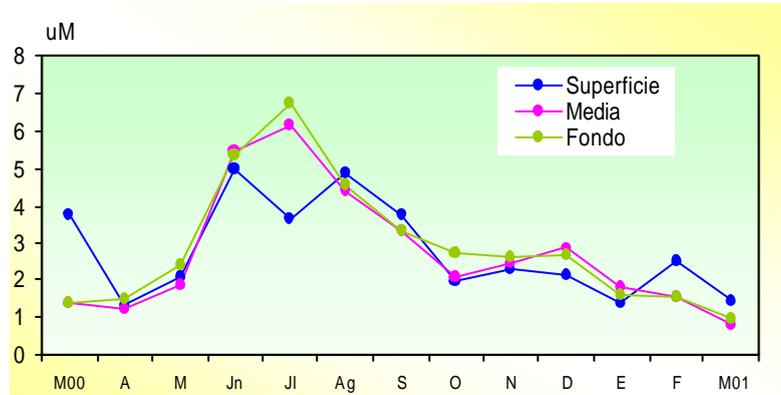


Fig. 15b. Concentración de N-NH_4^+ en el lago La Luna a diferentes profundidades.

1.6.2 NITRÓGENO COMO AMONIO (N-NH_4^+):

Los valores mayores promedio en el lago El Sol se registraron en junio y agosto, con $5.22 \pm 0.34 \mu\text{M}$ y $5.00 \pm 0.20 \mu\text{M}$. El menor valor se registró en abril con $1.40 \pm 0.08 \mu\text{M}$ (Fig. 14a).

La variación máxima en los valores de nitrógeno como amonio entre el agua superficial y el agua de fondo, fue de $5.26 \mu\text{M}$ en octubre. La variación mínima fue de $0.03 \mu\text{M}$ en agosto (Anexo 6).

En profundidad se presentan diferencias estadísticas ($p < 0.05$) en los muestreos de marzo-00 (agua superficial) y octubre (agua de fondo), donde se presentan las concentraciones mayores de N-NH_4^+ (Fig. 14b).

Los valores mayores en el lago La Luna se registraron en junio y julio, con $5.28 \pm 0.24 \mu\text{M}$ y $5.51 \pm 1.61 \mu\text{M}$. El menor valor se registró en marzo-01 con $1.07 \pm 0.31 \mu\text{M}$ (Fig. 15a).

La variación máxima en los valores de nitrógeno como amonio entre el agua superficial y el agua de fondo, fue de $3.03 \mu\text{M}$ en julio. La variación mínima fue de $0.11 \mu\text{M}$ en abril (Anexo 6). Al hacer una comparación anual se observó que se presentó una variación máxima de $2.92 \mu\text{M}$.

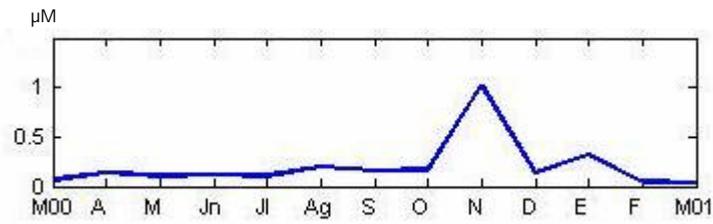


Fig. 16a. Concentración promedio de N-NO₂⁻ en el lago El Sol durante de periodo de muestreo.

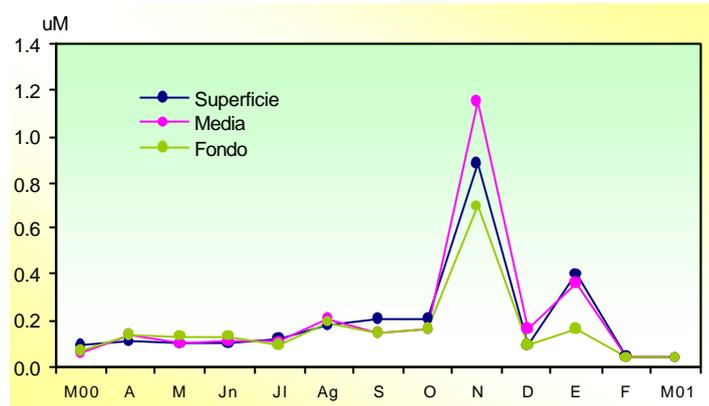


Fig. 16b. Concentración de N-NO₂⁻ en el lago El Sol a diferentes profundidades.

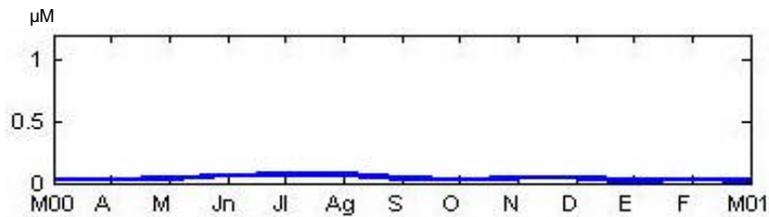


Fig. 17a. Concentración promedio de N-NO₂⁻ en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

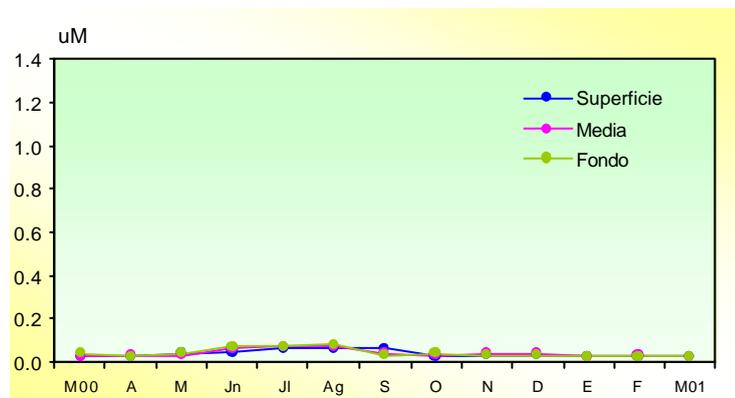


Fig. 17b. Concentración de N-NO₂⁻ en el lago La Luna a diferentes profundidades.

1.6.3 NITRÓGENO COMO NITRITO (N-NO₂⁻):

En el lago El Sol los valores mayores registrados, como promedio, fueron en el mes de noviembre, con $0.91 \pm 0.23 \mu\text{M}$, en tanto que los valores menores registrados fueron de $0.04 \pm 0.01 \mu\text{M}$ en febrero y marzo-01 (Fig. 16a). El promedio anual fue de $0.19 \pm 0.23 \mu\text{M}$.

La variación máxima en los valores de nitrógeno como nitrito entre el agua superficial y el agua de fondo, fue de $0.24 \mu\text{M}$ en enero. La variación mínima fue de $0.0 \mu\text{M}$ en diciembre y marzo-01 (Anexo 7).

Como se observa en la figura 16b, en noviembre existió un pico tanto en agua superficial, a media agua, como en agua de fondo. En cuanto a profundidad no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) en el contenido de N-NO₂⁻.

En el lago La Luna el valor mayor registrado, como promedio, fue de $0.07 \pm 0.01 \mu\text{M}$ en los meses de julio y agosto, en tanto que el valor menor registrado fue de $0.02 \pm 0.06 \mu\text{M}$ en los meses abril, enero, febrero y marzo-01 (Fig. 17a). El promedio anual fue de $0.05 \pm 0.05 \mu\text{M}$.

La variación máxima en los valores de nitrógeno como nitrito entre el agua superficial y el agua de fondo, de forma mensual, fue de $0.03 \mu\text{M}$ en septiembre y la variación mínima fue de $0.0 \mu\text{M}$ en los siguientes muestreos: abril, mayo, noviembre, diciembre, enero, febrero y marzo-01 (Anexo 7).

Como se observa en la figura 17b los valores comenzaron a aumentar levemente a partir de mayo, para llegar a valores máximos en julio-agosto y luego comenzar a descender a partir de septiembre. En cuanto a profundidad no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) en el contenido de N-NO₂⁻, presentando muy bajas concentraciones en todos los muestreos.

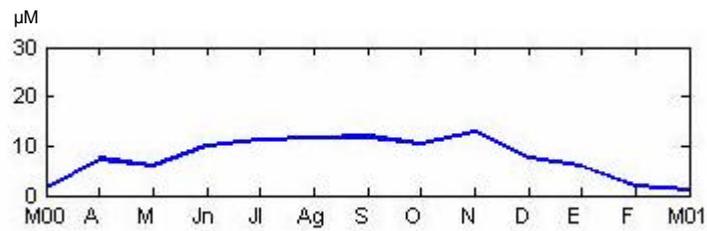


Fig. 18a. Concentración promedio de NID en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

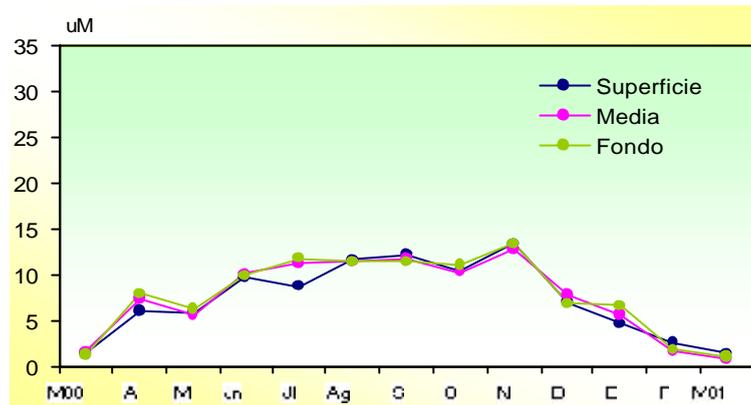


Fig. 18b. Concentración de NID en el lago El Sol a diferentes profundidades.

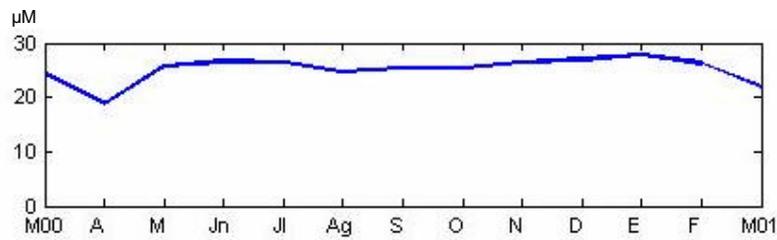


Fig. 19a. Concentración promedio de NID en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

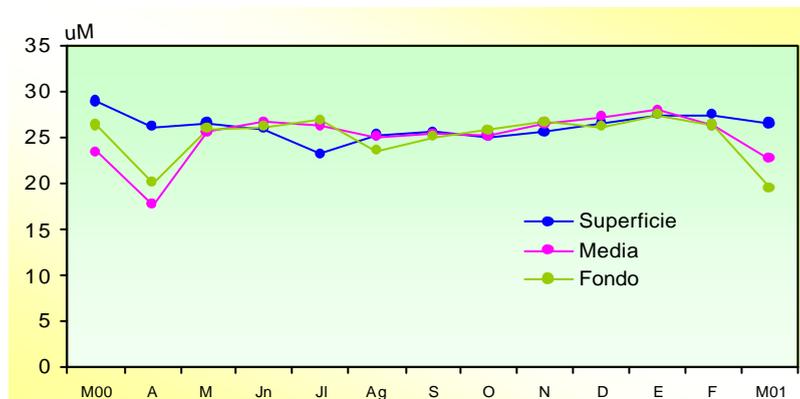


Fig. 19b. Concentración promedio de NID en el lago La Luna a diferentes profundidades.

1.6.4 NITRÓGENO INORGÁNICO DISUELTO (NID):

En el lago El Sol el valor mayor fue de $13.2 \pm 0.4 \mu\text{M}$ en el mes de noviembre y el menor valor fue en el mes de marzo-01, con $1.2 \pm 0.3 \mu\text{M}$ (Fig. 18a). El promedio anual fue de $7.6 \pm 4.1 \mu\text{M}$.

La variación máxima en los valores de NID entre el agua superficial y el agua de fondo fue de $3.0 \mu\text{M}$ en julio. La variación mínima fue de $0.1 \mu\text{M}$ en junio y noviembre (Anexo 8).

Las concentraciones de NID muestran un aumento gradual a partir de mayo hasta noviembre, para disminuir nuevamente hacia diciembre. En profundidad no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) (Fig. 18b).

Al comparar el comportamiento de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-NO_2^- en el tiempo se observó una alternancia en las formas de nitrógeno en el lago El Sol entre amonio y nitratos-nitritos.

En el lago La Luna el valor mayor registrado, como promedio, fue de $27.7 \pm 0.4 \mu\text{M}$ en el mes de enero, en tanto que el valor menor registrado fue de $21.4 \pm 4.4 \mu\text{M}$ en el mes de abril (Fig. 19a). El promedio anual fue de $25.5 \pm 2.3 \mu\text{M}$.

La variación máxima entre agua superficial y agua de fondo fue de $7.0 \mu\text{M}$ en marzo-01 y la variación mínima fue de $0.1 \mu\text{M}$ en enero (Anexo 8).

El contenido de NID en el agua superficial, la columna de agua y en el agua de fondo tuvo el mismo comportamiento en todos los muestreos, excepto en abril y marzo-01, donde las concentraciones a media agua y en agua de fondo fueron menores, en relación al agua superficial (Fig. 19b).

Al comparar el comportamiento de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-NO_2^- en el tiempo se observó una alternancia en las formas de nitrógeno en el lago La Luna, entre nitratos y amonio-nitritos.

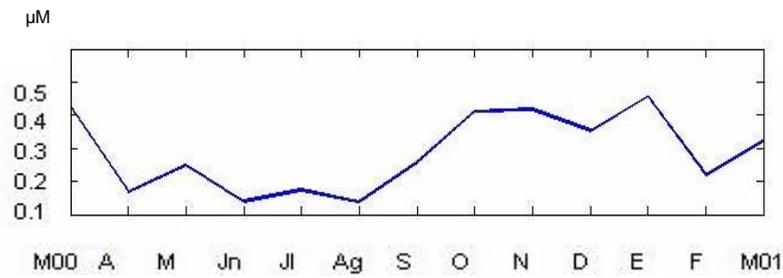


Fig. 20a. Concentración promedio de FSR en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

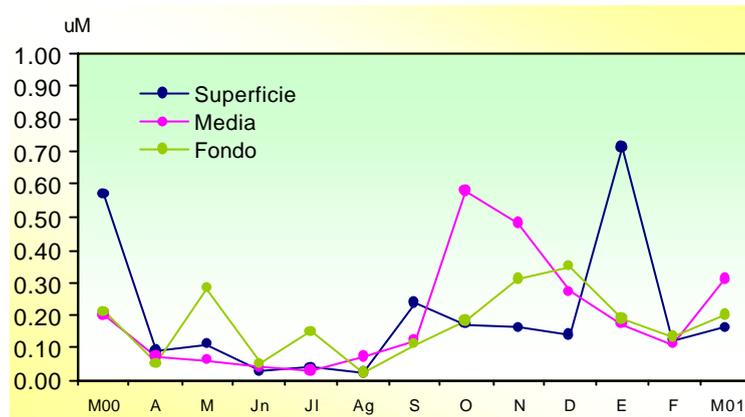


Fig. 20b. Concentración de FSR en el lago El Sol a diferentes profundidades.

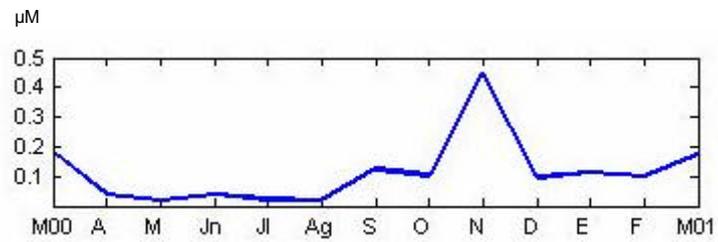


Fig. 21a. Concentración promedio de FSR en el lago La Luna durante el periodo de estudio.

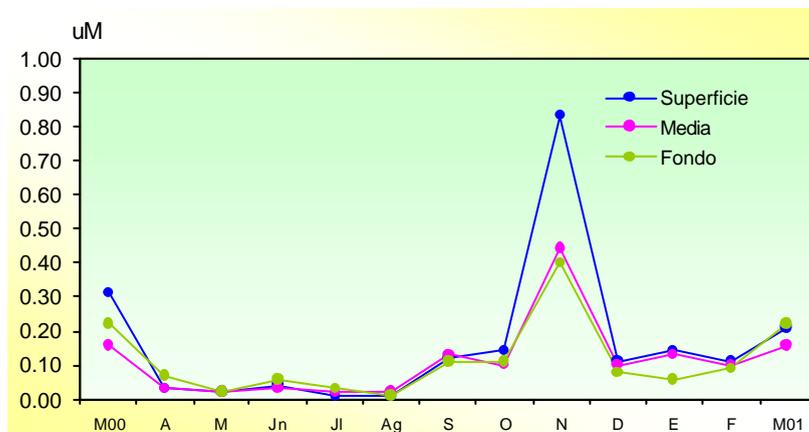


Fig. 21b. Concentración de FSR en el lago La Luna a diferentes profundidades.

1.6.5 FÓSFORO SOLUBLE REACTIVO (FSR):

En el lago El Sol el mayor valor promedio registrado fue de $0.36 \pm 0.3 \mu\text{M}$ en el mes de noviembre y el menor valor fue de $0.04 \pm 0.01 \mu\text{M}$ para los meses junio y agosto (Fig. 20a). El promedio anual fue de $0.19 \pm 0.16 \mu\text{M}$.

La variación máxima en los valores de fósforo soluble reactivo (FSR) entre el agua superficial y el agua de fondo fue de $0.52 \mu\text{M}$ en enero y la variación mínima fue de $0.0 \mu\text{M}$ en agosto (Anexo 9).

Las concentraciones de FSR muestran que desde abril a agosto las concentraciones se mantienen bajas en promedio, para aumentar gradualmente a partir de agosto (Fig. 20b).

En el lago La Luna el valor mayor registrado fue de $0.6 \pm 0.3 \mu\text{M}$ en el mes de noviembre, mientras que el menor valor, de $0.0 \pm 0.0 \mu\text{M}$, se observó en el mes de agosto (Fig. 21a). El promedio anual fue de $0.13 \pm 0.15 \mu\text{M}$.

La variación máxima entre el agua superficial y el agua de fondo fue de $0.4 \mu\text{M}$ en noviembre y la variación mínima fue de $0.0 \mu\text{M}$ en mayo y agosto (Anexo 9).

Se presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el perfil vertical en marzo-00 y noviembre, donde además se observó que en agua superficial se presentó el mayor contenido de FSR (Fig. 21b).

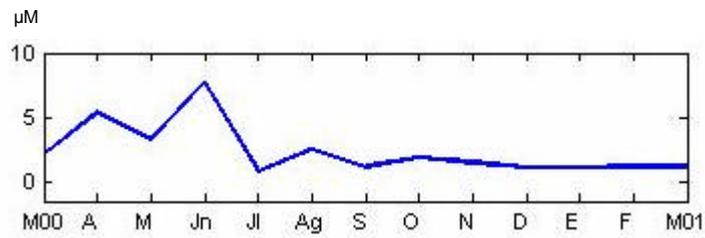


Fig. 22a. Concentración promedio de Si-SiO₄⁻⁴ en el lago El Sol durante el periodo de muestreo.

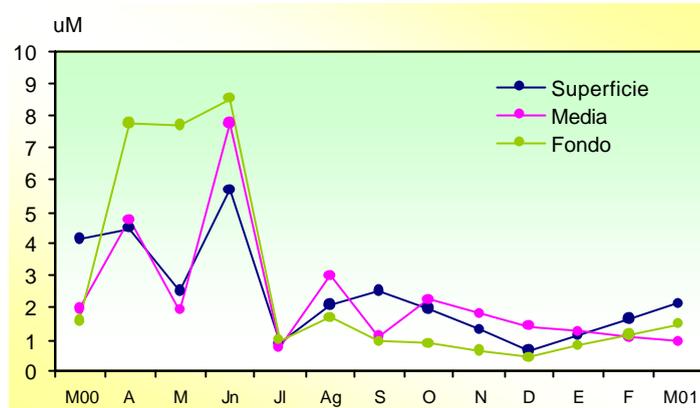


Fig. 22b. Concentración de Si-SiO₄⁻⁴ en el lago El Sol a diferentes profundidades.

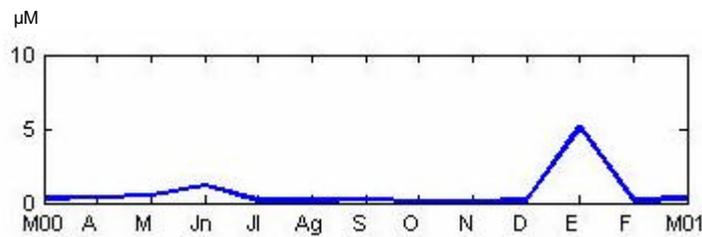


Fig. 23a. Concentración promedio de Si-SiO₄⁻⁴ en el lago La Luna durante el periodo de muestreo.

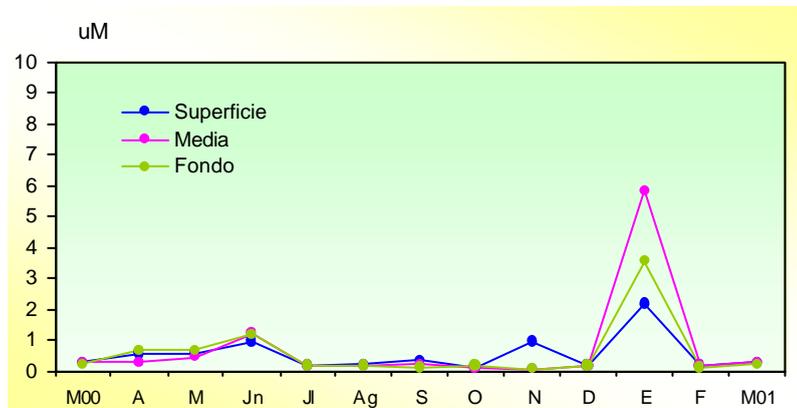


Fig. 23b. Concentración de Si-SiO₄⁻⁴ en el lago La Luna a diferentes profundidades.

1.6.6 SÍLICE COMO SILICATO (Si-SiO₄⁻⁴):

En el lago El Sol los valores mayores se registraron en junio con $7.32 \pm 1.45 \mu\text{M}$. Los valores menores fueron en julio y diciembre con 0.86 ± 0.1 y $0.84 \pm 0.5 \mu\text{M}$ respectivamente (Fig. 22a). El promedio anual fue de $2.45 \pm 2.22 \mu\text{M}$.

La variación máxima en los valores de sílice como silicato entre el agua superficial y el agua de fondo fue de $5.19 \mu\text{M}$ en mayo y la variación mínima fue en julio con $0.11 \mu\text{M}$ (Anexo 10). En cuanto a profundidad abril, mayo y junio presentaron concentraciones mayores en profundidad, siendo estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) (Fig. 22b).

En el lago La Luna el valor mayor registrado fue en el mes de enero con $3.9 \pm 1.9 \mu\text{M}$, en tanto que el valor menor fue de $0.1 \pm 0.0 \mu\text{M}$ en el mes de octubre (Fig. 23a). El promedio anual fue de $0.62 \pm 1.08 \mu\text{M}$.

La variación máxima en los valores de sílice como silicato entre el agua superficial y el agua de fondo fue de $1.4 \mu\text{M}$ en enero y la variación mínima fue de aproximadamente $0.0 \mu\text{M}$ en diciembre (Anexo 10). En cuanto a la profundidad en la que se tomó la muestra sólo enero presentó concentraciones estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) y registrando los más altos contenidos (Fig. 23b).

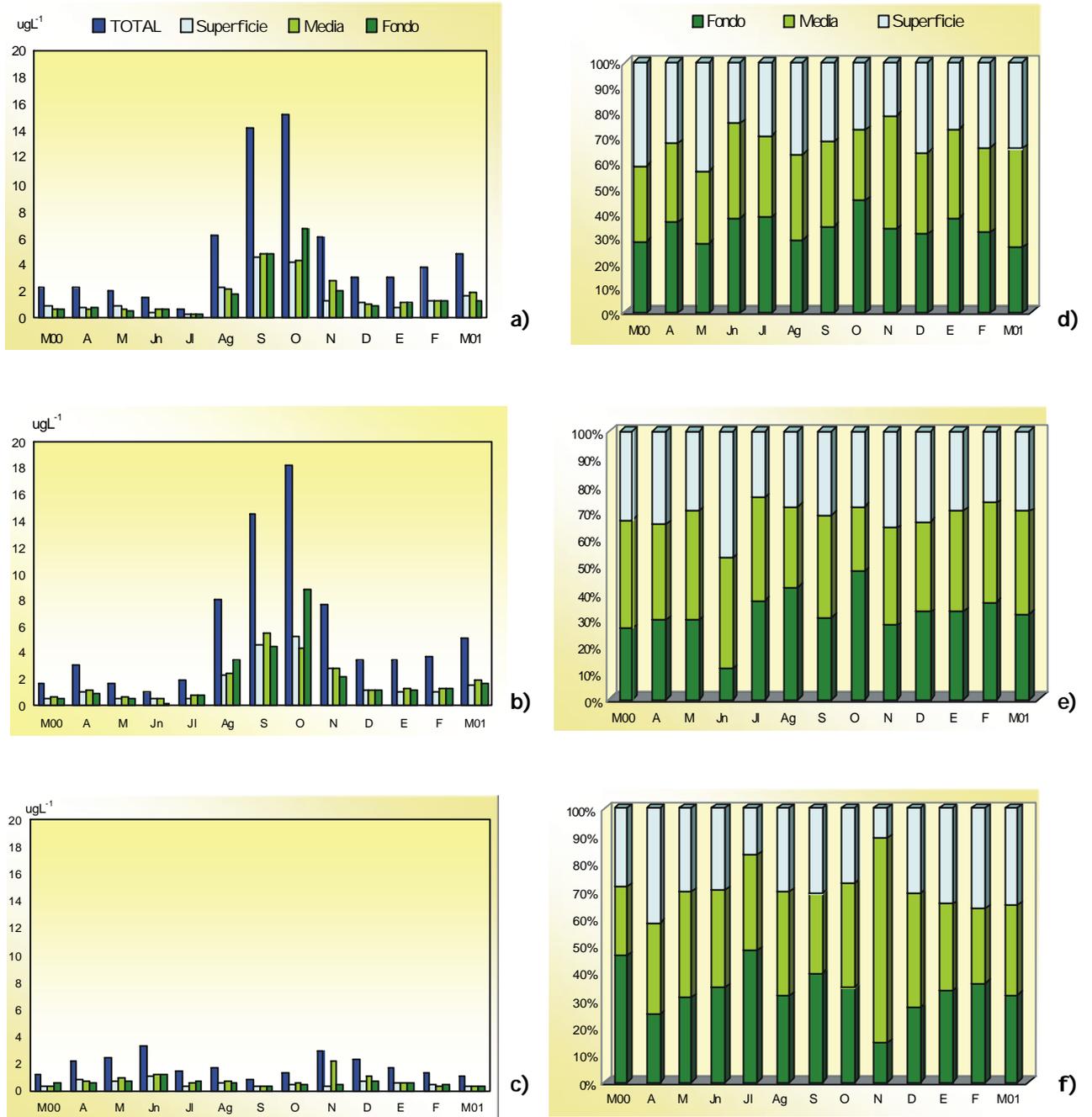


Fig. 24. Biomasa (CI a) de fitoplancton total. La primera columna muestra los valores absolutos ($\mu\text{g L}^{-1}$), la segunda columna muestra los porcentajes acumulativos, para la estación 1 (a y d) y estación 2 (b y e) del lago El Sol y para el lago La Luna (c y f).

2. COMPORTAMIENTO DE LA BIOMASA (Cl *a*) DE FITOPLANCTON

Debido a que el comportamiento de la biomasa fitoplanctónica fue diferente en las dos estaciones muestreadas en el lago El Sol, se presentan los resultados de ambas.

Para el lago El Sol los anexos 11, 12 y 13 presentan los valores de biomasa fitoplanctónica total y fraccionada de la estación 1 y los anexos 14, 15 y 16 presenta los valores de la estación 2. En los anexos 17, 18 y 19 se presentan los valores de biomasa fitoplanctónica total y fraccionada del lago La Luna.

2.1 BIOMASA FITOPLANCTÓNICA TOTAL (BFT)

Se presenta la biomasa fitoplanctónica total en cada uno de los estratos muestreados (superficie, columna de agua y fondo), junto al aporte total (Figs. 24 a, b, c) y el aporte porcentual acumulativo (Figs. 24 d, e, f) en el lago El Sol (estación 1 y 2) y en el lago La Luna.

En el lago El Sol para la estación 1 los valores de Cl *a* en la superficie, variaron entre 0.2 μgL^{-1} en julio y 4.5 μgL^{-1} en septiembre; a media agua los valores se encontraron entre 0.2 μgL^{-1} en julio y 4.9 μgL^{-1} en septiembre y en el agua de fondo éstos fluctuaron entre 0.3 μgL^{-1} en julio y 6.8 μgL^{-1} en octubre (Anexo 11).

Para la estación 2 los valores de Cl *a* en la superficie, variaron entre 0.5 μgL^{-1} en marzo-00, mayo, junio y julio, y 5.2 μgL^{-1} en octubre; a media agua los valores se encontraron entre 0.4 μgL^{-1} en junio y 5.5 μgL^{-1} en septiembre y en el agua de fondo éstos fluctuaron entre 0.1 μgL^{-1} en junio y 8.8 μgL^{-1} en octubre (Anexo 14).

En el lago El Sol, en ambas estaciones, se presentaron valores bajos de biomasa fitoplanctónica desde marzo-00 a julio y no se observaron durante estos meses diferencias en las concentraciones ni en superficie, a media agua, ni fondo. De agosto a noviembre los valores

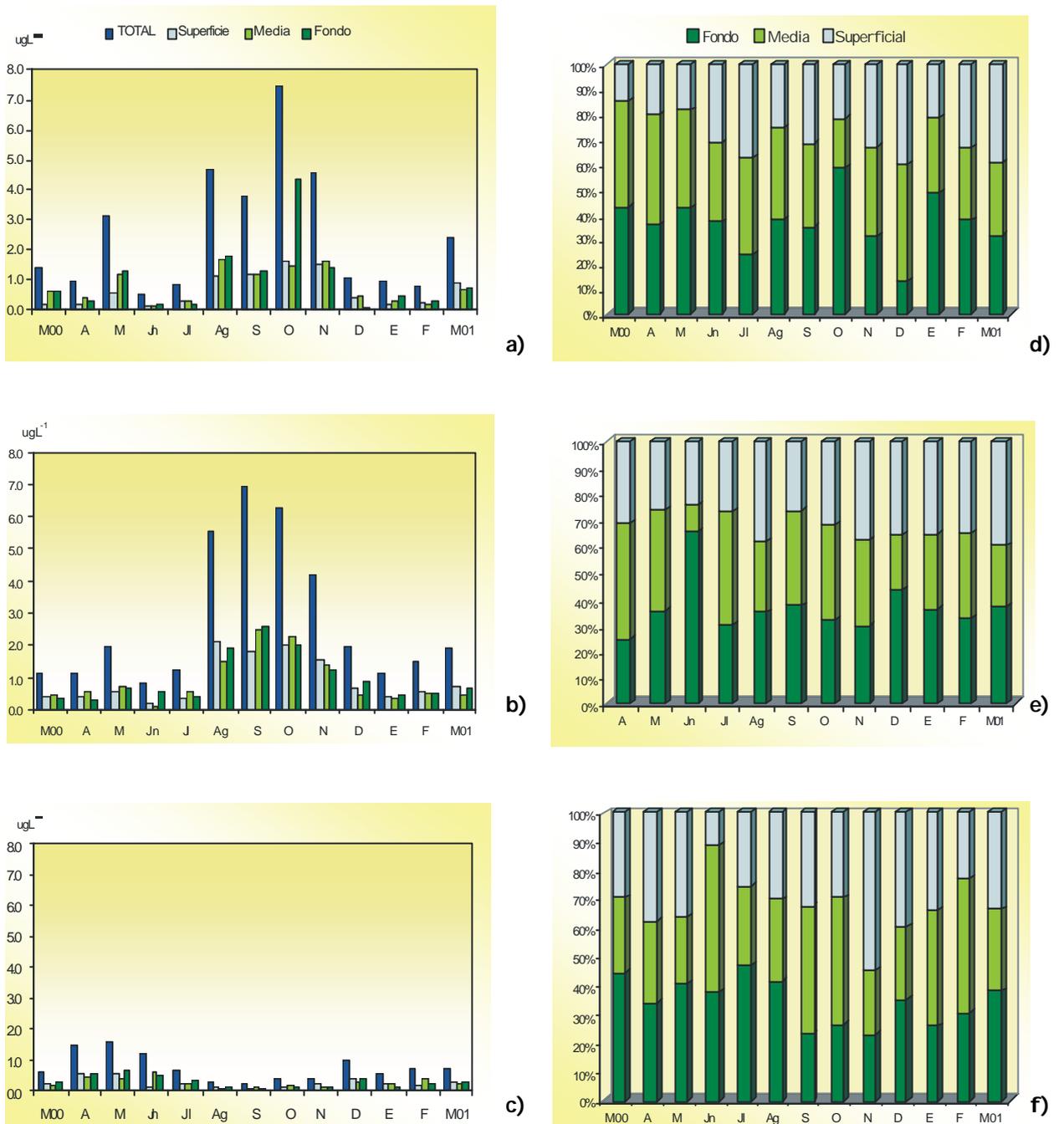


Fig. 25. Biomasa (CI a) de nano y microfitoplancton. La primera columna muestra los valores absolutos ($\mu\text{g L}^{-1}$), la segunda columna muestra los porcentajes acumulativos para la estación 1 (a y d) y estación 2 (b y e) del lago El Sol y para el lago La Luna (c y f).

de biomasa aumentaron, con un máximo en octubre. Luego comienzan a disminuir, presentando ambas estaciones un comportamiento similar. Al analizar el aporte por estrato fue posible observar que en ambas estaciones existió la tendencia a aumentar su concentración hacia el fondo, aunque estadísticamente no se halló reflejado con diferencias significativas. Para la estación 1 los valores promedios fueron: $1.6 \pm 1.3 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $1.7 \pm 1.5 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $1.8 \pm 1.9 \mu\text{gL}^{-1}$ (fondo); mientras que para la estación 2 fueron: $1.7 \pm 1.6 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $1.9 \pm 1.5 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $2.0 \pm 2.4 \mu\text{gL}^{-1}$. La concentración total fue de $5.0 \pm 4.6 \mu\text{gL}^{-1}$, para la estación 1 y de $5.6 \pm 5.3 \mu\text{gL}^{-1}$, para la estación 2.

En el lago La Luna los valores de *Cl a* en la superficie variaron entre $0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ en julio y $1.0 \mu\text{gL}^{-1}$ en junio; a media agua los valores se encontraron entre $0.3 \mu\text{gL}^{-1}$ en marzo-00, septiembre, febrero y marzo-01, y $2.2 \mu\text{gL}^{-1}$ en noviembre y en el agua de fondo éstos fluctuaron entre 0.3 en marzo-01 y $1.1 \mu\text{gL}^{-1}$ en junio (Anexo 17).

Se presentaron valores bajos de biomasa fitoplanctónica y en comparación con el lago El Sol aún son más bajos. El comportamiento en general corresponde a dos pequeños aumentos en la biomasa de fitoplancton total, los que se observaron en junio y noviembre. Al analizar el aporte por estrato se obtuvo que los valores promedios fueron: $0.5 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $0.7 \pm 0.5 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $0.6 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (fondo). La concentración total fue de $1.8 \pm 0.8 \mu\text{gL}^{-1}$.

2.2 BIOMASA FITOPLANCTÓNICA FRACCIONADA (BFF)

2.2.1 TALLA MAYOR A $2\mu\text{m}$ (Nano y Microfitoplancton)

Se presenta la biomasa de fitoplancton de talla mayor en cada uno de los estratos muestreados (superficie, columna de agua y fondo), junto al aporte total (Figs. 25 a, b, c) y el aporte porcentual acumulativo (Figs. 25 d, e, f) en el lago El Sol (estación 1 y 2) y en el lago La Luna.

En el lago El Sol, en ambas estaciones, se presentó el siguiente comportamiento de la biomasa del nano y microfitoplancton: desde marzo-00 a julio existieron valores bajos, siendo menores en superficie en comparación con los valores de media agua y fondo. De agosto a noviembre los valores de biomasa aumentaron, con un máximo en octubre. En noviembre los valores descendieron en forma gradual hasta febrero, para volver a aumentar en marzo-01. Al analizar el aporte de la biomasa fitoplanctónica se obtuvo que en ambas estaciones no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) en sus concentraciones, ni por estrato, ni por muestreo; sin embargo, es posible observar que se presentó la tendencia a aumentar su concentración hacia el fondo. Para la estación 1 los valores promedios fueron: $0.7 \pm 0.5 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $0.8 \pm 0.6 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $1.0 \pm 1.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (fondo); mientras que para la estación 2 fueron: $0.9 \pm 0.7 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $0.9 \pm 0.8 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $1.0 \pm 0.8 \mu\text{gL}^{-1}$ (fondo). La concentración total anual fue de $2.5 \pm 2.1 \mu\text{gL}^{-1}$ para la estación 1 y de $2.8 \pm 2.2 \mu\text{gL}^{-1}$ para la estación 2.

En el lago La Luna la biomasa fitoplanctónica de talla mayor ($2 \mu\text{m}$) presentó valores en la superficie entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (de junio a octubre) y $0.6 \mu\text{gL}^{-1}$ (abril y mayo); a media agua los valores fluctuaron entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (agosto, septiembre y noviembre) y $0.6 \mu\text{gL}^{-1}$ (junio) y en el agua de fondo éstos estuvieron entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (de agosto a noviembre y enero) y $0.6 \mu\text{gL}^{-1}$ (mayo y enero) (Anexo 18).

Se presentaron valores bajos de biomasa y en comparación con el lago El Sol aún son más bajos. Se presentó el siguiente comportamiento de la biomasa del nano y microfitoplancton: desde marzo-00 los valores aumentaron gradualmente hasta mayo. De junio a noviembre los valores de biomasa permanecieron bajos y fueron aumentando gradualmente hasta marzo-01. Al analizar el aporte de la biomasa fitoplanctónica de talla mayor se obtuvo que no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) ni por estrato, ni por muestreo; sin embargo es posible ver que las concentraciones tendieron a aumentar hacia el fondo. Estos valores como promedios anuales fueron: $0.2 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $0.2 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $0.3 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (fondo).

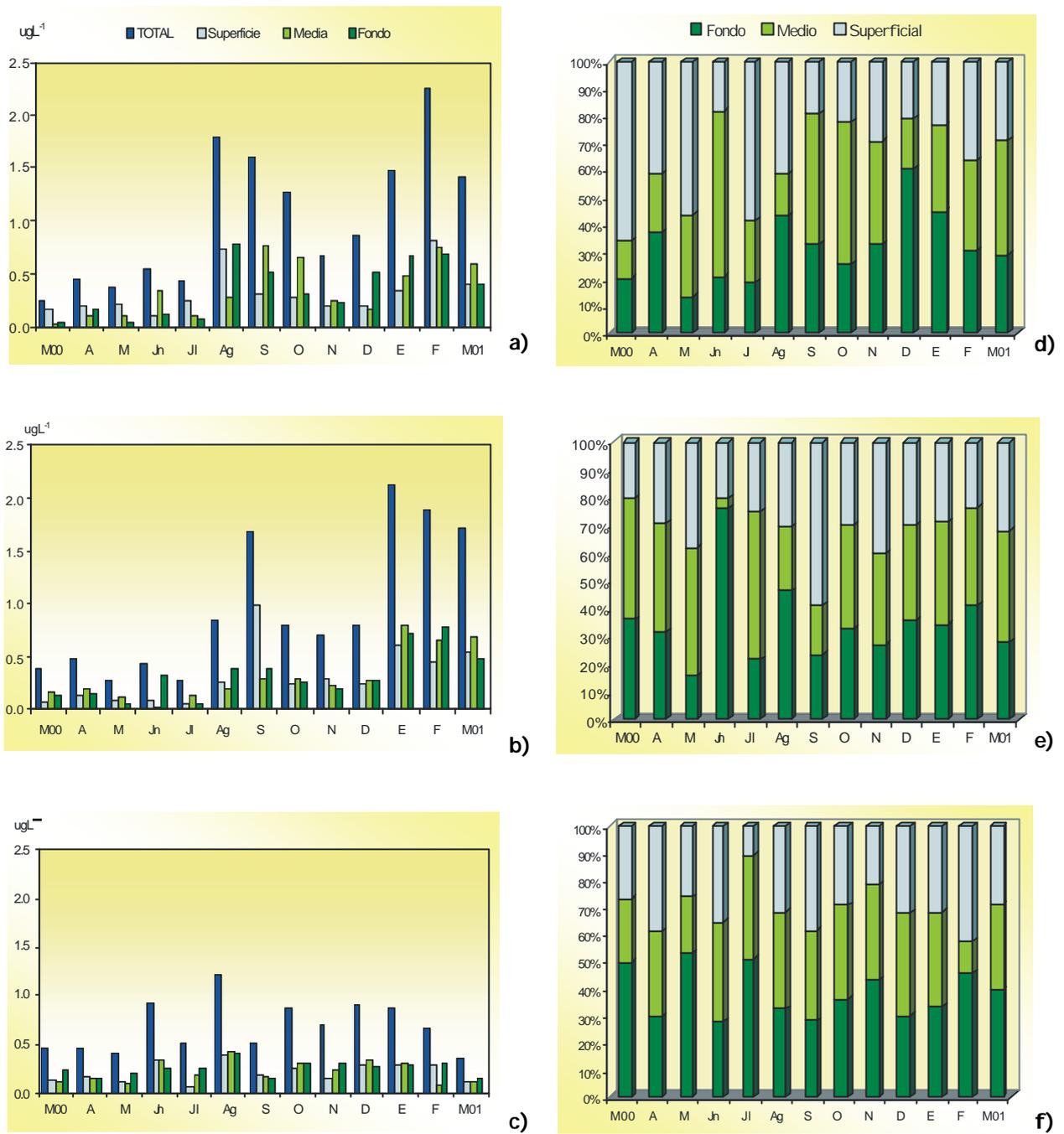


Fig. 26. Biomasa (CI a) de picofitoplancton. La primera columna muestra los valores absolutos ($\mu\text{g L}^{-1}$), la segunda columna muestra los porcentajes acumulativos, para la estación 1 (a y d) y estación 2 (b y e) del lago El Sol y para el lago La Luna (c y f).

2.2.2 TALLA MENOR A 2 μm (picofitoplancton)

Se presenta la biomasa (Cl a) de fitoplancton de talla menor en cada uno de los estratos muestreados (superficie, columna de agua y fondo) en el lago El Sol (estación 1 y 2) y en el lago La Luna.

En la estación 1 de El Sol, la biomasa fitoplanctónica presentó valores en la superficie entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (junio) y $0.8 \mu\text{gL}^{-1}$ (febrero); a media agua los valores estuvieron entre $0.01 \mu\text{gL}^{-1}$ (marzo-00) y $0.8 \mu\text{gL}^{-1}$ (septiembre y febrero) y en el agua de fondo éstos fluctuaron entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (marzo-00, mayo, junio y julio) y $0.8 \mu\text{gL}^{-1}$ (agosto) (Anexo 13).

En la estación 2, la biomasa fitoplanctónica presentó valores en la superficie entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (de marzo-00 a julio) y $1.0 \mu\text{gL}^{-1}$ (septiembre); a media agua los valores se encontraron entre $0.01 \mu\text{gL}^{-1}$ (junio) y $0.8 \mu\text{gL}^{-1}$ (enero) y en el agua de fondo éstos fluctuaron entre $0.01 \mu\text{gL}^{-1}$ (mayo) y $0.8 \mu\text{gL}^{-1}$ (febrero) (Anexo 16).

En el lago El Sol, en ambas estaciones, se presentó el siguiente comportamiento de la biomasa del picofitoplancton: desde marzo-00 a julio existieron valores bajos de biomasa fitoplanctónica de media agua y fondo. De agosto a octubre los valores de biomasa aumentaron. En noviembre los valores vuelven a bajar, para aumentar gradualmente hasta febrero y disminuir en marzo-01. Al analizar el aporte de la biomasa fitoplanctónica de talla menor se observó que no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) ni por estrato ni por muestreo, sin embargo, es posible registrar que en la estación 1 existió la tendencia a aumentar su concentración hacia el fondo, en tanto que la estación 2 mantuvo sus valores constantes. Para la estación 1 los valores promedios fueron: $0.3 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $0.4 \pm 0.3 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $0.4 \pm 0.3 \mu\text{gL}^{-1}$ (fondo); mientras que para la estación 2 fueron: $0.3 \pm 0.3 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $0.3 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $0.3 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$. La concentración total anual fue de $1.0 \pm 0.6 \mu\text{gL}^{-1}$ para la estación 1 y de $1.0 \pm 0.7 \mu\text{gL}^{-1}$ para la estación 2.

En el lago La Luna la biomasa fitoplanctónica presentó valores en la superficie entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (marzo-00, mayo, julio y marzo-01) y $0.4 \mu\text{gL}^{-1}$ (agosto); a media agua los valores se encontraron entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (de marzo-00 a mayo, febrero y marzo-01) y $0.4 \mu\text{gL}^{-1}$ (agosto) y en

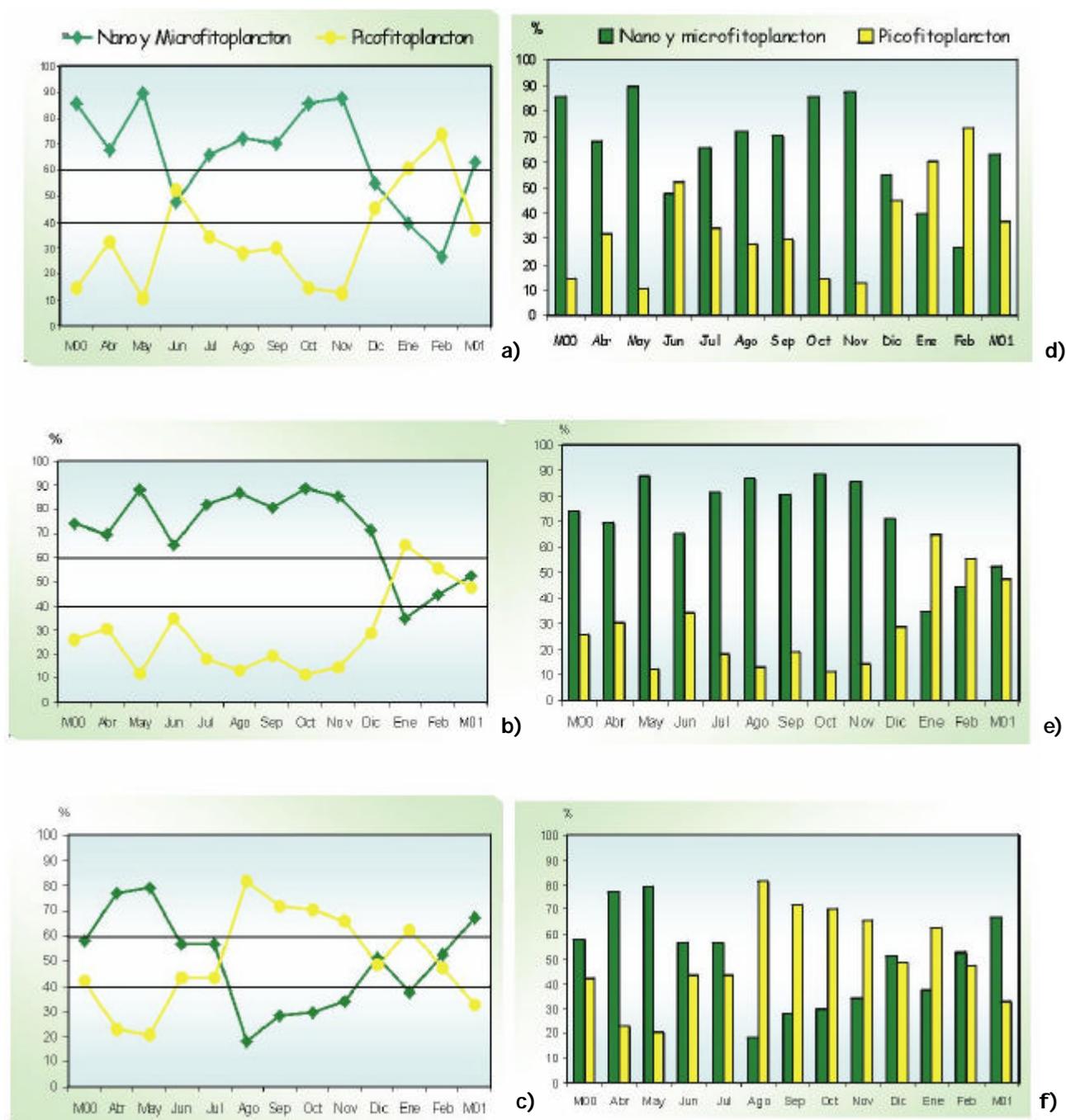


Fig. 27. Variación porcentual de la biomasa fitoplanctónica por tamaños en la estación 1 (a, d) y 2 (b, e) del lago El Sol y en el lago La Luna (c,f).

el agua de fondo éstos fluctuaron entre $0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (abril, septiembre y marzo-01) y $0.4 \mu\text{gL}^{-1}$ (agosto) (Anexo 19).

En general se presentaron valores bajos de biomasa (Cl a) de picofitoplancton. Desde marzo-00 a mayo los valores se mantienen constantes. En junio aumentan los valores, descienden en julio y vuelven a aumentar en agosto. En septiembre los valores descienden, aumentando de octubre a febrero, para disminuir en marzo-01. Al analizar el aporte de la biomasa fitoplanctónica de la talla menor se observó que no existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) ni por estrato, ni por muestreo, sin embargo, al igual que en El Sol es posible observar que existió la tendencia a aumentar su concentración hacia el fondo. Estos valores como promedios anuales fueron: $0.2 \pm 0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (superficie), $0.2 \pm 0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (media agua) y $0.3 \pm 0.1 \mu\text{gL}^{-1}$ (fondo).

El lago El Sol tuvo una mayor biomasa fitoplanctónica (1.5 veces más) de talla menor ($< 2\mu\text{m}$) al igual a lo ocurrido con la talla mayor ($> 2\mu\text{m}$) (3.7 veces más), en ambas estaciones en comparación con el lago La luna.

2.2.3 RELACIONES ENTRE LA BIOMASA FITOPLANCTÓNICA POR TAMAÑO

En el lago El Sol la variación porcentual en el tiempo de la biomasa fitoplanctónica por tamaño, muestra en forma general el predominio del nano y microfitoplancton (Figs. 27 a, b, d, e), es decir, la fracción de talla mayor ($> 2\mu\text{m}$), por sobre el picofitoplancton ($< 2\mu\text{m}$) en ambas estaciones, siendo esto más evidente en la estación 2.

En la estación 1, de marzo-00 a mayo, predominó el fitoplancton de talla mayor (promedio de 81%). En junio ambas tallas codominaron (48% de nano y microfitoplancton y 52% de picofitoplancton), comportamiento que cambia en los meses siguientes, ya que el fitoplancton de talla mayor vuelve a predominar. En diciembre nuevamente ambas tallas codominaron.

En la estación 2 se observó una clara dominancia de la fracción de talla mayor desde marzo-00 a diciembre, con un promedio mensual de 79%. En los meses siguientes aumenta la concentración de la talla menor, para volver a codominar en febrero y marzo-01.

3. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

En La Luna se obtuvieron las siguientes correlaciones, que se presentan en la Tabla 8:

- **positivas:** entre N-NO_2^- y N-NH_4^+ ; N-NO_3^- y NID y entre pH y la BF de talla grande.
- **negativas:** entre N-NO_2^- y N-NO_3^- ; N-NO_3^- y N-NH_4^+ y entre pH y NID.

No se obtuvieron correlaciones entre los nutrimentos y la biomasa fitoplanctónica total y la biomasa fitoplanctónica de talla pequeña.

En El Sol, estación 1, se obtuvieron las siguientes correlaciones, que se presentan en la Tabla 9:

- **positivas:** entre N-NO_3^- y NID; pH y Si-SiO_4^{-4} ; N-NH_4^+ y NID; N-NO_2^- y N-NO_3^- ; N-NO_3^- y BF de talla grande y entre BFT y BF de talla grande.
- **negativas:** entre N-NH_4^+ y FSR, y entre pH y BF de talla pequeña.

No se obtuvieron correlaciones entre los nutrimentos y la BFT y la BF de talla pequeña.

En El Sol, estación 2, se obtuvieron solo correlaciones positivas (Tabla 10) las que fueron entre N-NO_3^- y NID; N-NO_2^- y N-NO_3^- ; N-NH_4^+ y NID; N-NO_2^- y NID; la BFT se correlacionó con N-NO_3^- , NID y BF de talla grande; en tanto que la BF de talla grande se correlacionó con N-NO_2^- , N-NO_3^- y NID.

No se obtuvieron correlaciones entre los nutrimentos y la biomasa fitoplanctónica de talla pequeña.

Al realizar el análisis estadístico entre los parámetros analizados, se obtuvo una correlación positiva entre la temperatura y los niveles de oxígeno disuelto (0.81; $p < 0.05$), para el lago El Sol, en ambas estaciones.

X. DISCUSIÓN

La marcha anual de la temperatura en la columna de agua es la que define el régimen térmico de un lago (Hutchinson, 1957), que es una de las características con más peso para entender la dinámica de la biomasa microalgal por tamaño. En general, se observó que las temperaturas registradas durante los muestreos fueron superiores en La Luna (5%), en relación con El Sol; esta variación pudo deberse a la diferencia de hora en el muestreo, ya que siempre se muestreó primero el lago El Sol (de 9.00 a 11.00 a.m.) y luego el lago La Luna (de 13.00 a 14.00 p.m.). Se atribuye a la radiación solar dicha variación, pues la hora incrementa el efecto de calentamiento de La Luna, que además posee una menor superficie y volumen que El Sol (la relación superficie/volumen de La Luna corresponde a una quinta parte de El Sol).

También se observó que la temperatura del agua mostró estacionalidad; se presentaron las menores temperaturas (7.2 ± 1.7 °C en El Sol y 7.4 ± 1.5 °C en La Luna) en la época fría-seca y las más elevadas (10.2 ± 0.6 °C en El Sol y 10.0 ± 0.6 °C en La Luna) en la época cálida-lluvias; estos valores son similares a los registrados por otros autores para los mismos lagos (Banderas *et al.*, 1991; Caballero, 1996; Sarma *et al.*, 1996; Armienta *et al.*, 2000) y para otros lagos de alta montaña de diferentes partes del mundo (Tabla 11, pág. 74). Las temperaturas mínimas y máximas de varios lagos suizos (Barbieri *et al.*, 1999; Nauwerck, 1994) fueron menores a las encontradas en este estudio. Lo mismo ocurre con la temperatura mínima de los lagos de las Rocallosas (Clow *et al.*, 2002), lo que es esperable dada su ubicación en latitudes templadas. De acuerdo a Lewis (1987, 1996), una de las diferencias entre los lagos templados y tropicales reside en las temperaturas mínimas, las cuales son menores en los templados (Burgis y Morris, 1987). Estas diferencias observadas se pueden atribuir a la latitud en que se ubican estos lagos tropicales, relativamente cercana al trópico de Cáncer y, por ello, con cambios estacionales de la temperatura ambiental, asociados también con la cantidad de radiación que alcanza la columna de agua.

Sin importar los valores registrados de temperatura, el perfil vertical siempre fue de tipo ortogrado. Por otro lado, observaciones revelan que estos lagos pueden desarrollar una delgada capa de hielo y algunas fotografías muestran a El Sol y a La Luna cubiertos con lo que parece ser una delgada capa de hielo y nieve encima de ésta. Hasta la fecha, han sido considerados

Tabla 11. Temperatura, pH, conductividad (K_{25}) y oxígeno disuelto de algunos lagos de alta montaña de diferentes partes del mundo. Tm= templado; Tr= tropical.

Lugar del lago	Tm/Tr.	Temp (°C)	pH	K_{25} ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	O.D. (mgL^{-1})	Referencia
7 Lagos de páramo (Ecuador)	Tr	N.R.	4.0-7.7	43-288	N.R.	Steinitz-Kannan <i>et al.</i> (1983)
7 Lagos europeos	Tm	N.R.	5.3-6.6	9-21	N.R.	Mosello <i>et al.</i> (2002)
8 Lagos suizos	Tm	5.7-7.7	5.9-7.0	8-18	8.4-10.0	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
8 Lagos europeos	Tm	N.R.	4.9-6.0	6-28	N.R.	The MOLAR (1999)
20 Lagos Sequoia/Kinas Canyon (EEUU)	Tm	7-21	6.0-7.3	3-21	N.R.	Clow <i>et al.</i> (2002)
22 Lagos, Rocallosas (EEUU)	Tm	4-11	6.3-7.3	6-24	N.R.	Clow <i>et al.</i> (2002)
56 Lagos (Noruega-Suiza)	Tm	3.2-14.1	5.1-5.6	6-140	N.R.	Nauwerck (1994)
85 Lagos (Reino Unido)	Tm	N.R.	4.8-7.6	11-77	N.R.	Kernan <i>et al.</i> (2002)
El Sol (México)	Tr	11.7	5.6	N.R.	N.R.	Armienta <i>et al.</i> (2000)
El Sol (México)	Tr	4-13	6.3-7.6	12-24	5.9-9.7	Banderas <i>et al.</i> (1991)
El Sol (México)	Tr	7	5.9	25	N.R.	Caballero (1996)
El Sol (México)	Tr	7-11	5.0-6.4	21-30	6.-7.2	Sarma <i>et al.</i> (1996)
El Sol litoral (México)	Tr	6.0-14	5.1-6.5	15-18	5.9-8.0	Oseguera (2004)
El Sol profundo (México)	Tr	5.0-10.7	5.0-7.2	15-18	5.7-7.7	Oseguera (2004)
La Luna (México)	Tr	9	4.9	17	N.R.	Caballero (1996)
La Luna (México)	Tr	9-11	5.2-5.7	15-30	4.4-7.8	Sarma <i>et al.</i> (1996)
La Luna (México)	Tr	5.5-10.5	4.5-5.8	13-15	5.8-8.5	Oseguera (2004)
Emerald (EEUU)	Tm	N.R.	5.5-6.5	6	N.R.	Sickman <i>et al.</i> (2003)
Laghetto Inferiore (Suiza)	Tm	4-18	6.4-7.0	13	N.R.	Barbieri <i>et al.</i> (2001)
Lago C, Tambo (Suiza)	Tm	0.7-13.1	7.3-9.4	45-5	6.9-9.3	Mez <i>et al.</i> (1998)
Léman (Suiza)	Tm	5.6-16.9	N.R.	N.R.	N.R.	Lafont (1987)
Waiau (Hawai)	Tr	0-13	7.2-7.3	54-121	N.R.	Kinzie <i>et al.</i> (1998)

polimícticos (Alcocer *et al.*, 2004), lo cual concuerda con los trabajos que caracterizan como polimícticos a los lagos de alta montaña tropicales (Löffler, 1972; Lewis, 1983a).

En lo referente al oxígeno disuelto, la concentración, así como su variación temporal a lo largo del año fue similar en ambos lagos. Se observó que el oxígeno siempre tuvo una distribución ortograda, con valores de concentración homogéneos en columna, inclusive llegando a tener los valores más altos en el fondo en algunos meses. Tal situación es de esperarse, dada la transparencia del cuerpo de agua y la presencia de vegetación acuática sumergida. En general, se apreció una cantidad mayor de oxígeno disuelto ($7.5 \pm 0.2 \text{ mgL}^{-1}$ en El Sol y $7.6 \pm 0.7 \text{ mgL}^{-1}$ en La Luna) en la temporada fría y una concentración menor ($6.3 \pm 0.4 \text{ mgL}^{-1}$ en El Sol y $6.2 \pm 0.3 \text{ mgL}^{-1}$ en La Luna) en la cálida, lo que se explica debido a que la disolución de los gases es mayor a temperaturas menores (Margalef, 1983; Wetzel, 1981). Los valores de oxígeno disuelto en El Sol fueron menores al registrado por Banderas *et al.* (1991) y similar a lo reportado por Sarma *et al.* (1996) para este mismo lago y por Barbieri *et al.* (1999) para lagos de alta montaña en Suiza (Tabla 11). El comportamiento de los perfiles de oxígeno disuelto apoya la conclusión de que ambos lagos presentan un régimen térmico polimíctico.

Los datos de transparencia, medida a través del uso del disco de Secchi y los de PAR, muestran que ambos lagos son transparentes, característica que ha sido reportada para otros lagos de alta montaña (Tait y Thaler, 2000). Esta transparencia de los cuerpos de agua circunscribe las mayores tasas de fotosíntesis al fondo, las cuales -aunque no se midieron- sí se observó que las macrófitas enraizadas se encuentran mayormente en el fondo, al igual que las microalgas representadas por diatomeas bentónico-epífitas y crisofíceas probablemente epífitas (Vilaclara *et al.*, 2005; Cuna *et al.*, 2004).

Un factor muy importante en estos ambientes de alta montaña resulta ser el pH. Éste fue más ácido en el lago La Luna que en el lago El Sol, lo que puede ser explicado por poseer una reserva alcalina menor (Vilaclara *et al.*, 2005). Sin embargo, estos valores de pH son similares a los registrados para otros lagos de alta montaña tropicales y templados (Tabla 11). Los menores valores de pH se presentan en la época fría de secas (5.1 ± 0.1 en El Sol y 4.5 ± 0.0 en La Luna). Considerando valores tan bajos de pH, es posible esperar que los organismos fitoplanctónicos



presentes estén siendo afectados, ya que la acidificación en lagos de alta montaña, por ligera que sea, puede representar una limitación en el grado de tolerancia de los organismos acuáticos (Kéller *et al.*, 2003), sobre todo con valores inferiores a 5.5 (punto isoeléctrico de las proteínas) -como es el caso de La Luna- debido a que afecta el comportamiento de las funciones celulares, transporte a través de la membrana celular y el equilibrio de las diferentes reacciones bioquímicas.

En cuanto a la conductividad (K_{25}), ésta fue similar en ambos lagos, siendo ligeramente superior en el lago El Sol (14%). Se podría atribuir tal diferencia a que El Sol tiene una subcuenca de captación superior a la de La Luna, permitiendo una mayor incorporación de sólidos disueltos (Löffer, 1964, 1972; Burgis y Morris, 1987). Los dos lagos mostraron el mismo comportamiento temporal, presentándose los valores más altos en la temporada fría de secas, lo cual se puede atribuir a que durante esta temporada se dio una evaporación alta (información proporcionada por el Servicio Meteorológico Nacional) con la consecuente concentración de sólidos disueltos. Posteriormente, al derretirse la nieve al comienzo de la época cálida, se incrementa el volumen de los lagos y la conductividad vuelve a disminuir por efecto de la dilución (Catalán *et al.*, 1994; MOLAR, 1999; Sickman *et al.*, 2003).

Como se puede observar en la Tabla 11, el intervalo de conductividad de ambos lagos ($13.7 \pm 0.8 \mu\text{Scm}^{-1}$, La Luna; $16.0 \pm 0.9 \mu\text{Scm}^{-1}$, El Sol) fue menor a lo reportado por Caballero (1996) y para algunos lagos de Ecuador (Steinitz-Kannan *et al.*, 1983), aunque similar a la registrado en otros lagos de alta montaña en Estados Unidos y Europa. Según diversos autores (Löffler, 1964, 1972; Margalef, 1983; Steinitz-Kannan *et al.*, 1983; Burgis y Morris, 1987; Nauwerck, 1994; Wille *et al.*, 1999; Clow *et al.*, 2002), la baja conductividad de este tipo de lagos se debe a que existe muy poca erosión química y biológica en la cuenca de captación, por lo que la principal entrada de iones es por precipitación.

Tabla 12. Concentraciones (μM) de nutrientes en distintos lagos templados y tropicales.

Lago	m s.n.m.	pH	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	FSR	Si- SiO_4^{-4}	Referencia
El Sol	4200	5.5	4.7	0.18	2.86	0.18	2.47	Este estudio
La Luna	4200	4.7	22.6	0.05	2.79	0.13	0.62	Este estudio
Ovre Neadalsvatn	728	6.2	8.85	-	0	-	-	MOLAR (1999)
Stavsvatn	1053	5.9	30.98	-	2.569	-	-	MOLAR (1999)
Lochnagar	785	5.3	84.08	-	1.285	-	-	MOLAR (1999)
Lago Paione Superior	2269	5.8 5.9	115.06 24.98	- -	3.85 2.57	- 0.097	- 17.44	MOLAR (1999) Pugnetti y Bettinetti (1999)
Lago Paione Inferior	2002	6.6	110.64	-	0	-	-	MOLAR (1999)
Lago di Latte	2540	6.5	75.23	-	5.14	-	-	MOLAR (1999)
Aubé	2091	5.7	35.40	-	0	-	-	MOLAR (1999)
Arresjoen	20	6.4	4.43	-	1.285	-	-	MOLAR (1999)
Schwarzsee ob Sölden	2799	6.0	35.40	-	1.285	-	-	MOLAR (1999)
Gossenköllesee	2417	6.8	84.08	-	1.285	-	-	MOLAR (1999)
Redó	2240	6.4	53.11	-	1.285	-	-	MOLAR (1999)
La Calera	3050	8.1	53.11	-	1.285	-	-	MOLAR (1999)
Starolesnianske	2000	5.0	57.53	-	5.14	-	-	MOLAR (1999)
Nizné Terianske	1941	6.5	159.32	-	1.29	-	-	MOLAR (1999)
Długi Staw	1783	5.6	185.87	-	11.56	-	-	MOLAR (1999)
Laguna Cimera	2120	6.3	17.70	-	2.57	-	-	MOLAR (1999)
Chuna	420	6.1	17.70	-	0	-	-	MOLAR (1999)
Jezero v Ledvici	1830	7.7	88.51	-	6.42	-	-	MOLAR (1999)
Limgambergjtjern	172	5.8	0	-	1.29	-	-	MOLAR (1999)
Saanajärvi	679	7.0	13.28	-	1.29	-	-	MOLAR (1999)
Hagelsee	2339	8.1	53.11	-	5.14	-	-	MOLAR (1999)
Jörisee	2490	7.0	75.23	-	1.29	-	-	MOLAR (1999)
Laghetto Inferior	2074	6.6 6.7	70.81 69.02	- 0.36	1.29 1.14	- L.D.	- 24.99	MOLAR (1999) Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Milchsee	2540	6.7 5.6- 7.3	61.96 53.11- 84.08		3.85 0-23.13			Tait y Thaler (2000)
Langsee	2384	6.2 5.9- 6.6	84.08 26.55- 128.3		5.14 1.28- 25.70			Tait y Thaler (2000)
Torneo	1692	5.9	114.63	0.29	0.64	L.D.	32.13	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Barone	2391	6.0	95.15	0.43	0.50	L.D.	24.99	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Crosa	2153	6.3	85.87	0.36	0.79	L.D.	28.56	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Morghirolo	2264	6.7	45.61	0.29	1.93	L.D.	24.99	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Laghetto superior	2128	6.6	59.31	0.36	1.00	L.D.	17.85	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Nero	2387	7.0	49.54	0.29	0.64	L.D.	32.13	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Alzasca	1859	7.0	69.95	0.36	2.21	L.D.	49.98	Barbieri <i>et al.</i> (1999)
Alchichica (oligotrófico)	2300	9.1	0.06- 13.00	0.04- 8.20	-	0.1- 7.5	0.6-49	Rosiles (2005)

En los diferentes cuerpos de agua, el crecimiento del fitoplancton depende fundamentalmente del aporte de nutrimentos y, según Banderas y González (1995), en estos lagos de alta montaña tropicales, esto ocurre una vez al año durante la época de lluvias. La precipitación pluvial acarrea de la atmósfera y el escurrimiento del suelo del cráter los nutrimentos y los depositan en el lago. Estos aportes tienen que ver con que a su vez, la complejidad del contorno de un lago, está determinada por el desarrollo de la línea de costa, pues las costas irregulares incrementan las posibilidades de aporte de material alóctono al lago (Jordan, 1961; Davis y Foote, 1967). Como la subcuenca del lago La Luna y su línea de costa es más pequeña que la de El Sol, su aporte también es más limitado.

En los casos de lagos de alta montaña, la entrada atmosférica es importante, principalmente para el nitrógeno (MOLAR, 1999; Tait y Thaler, 2000), ya que sus formas gaseosas (naturales o artificiales producto de la contaminación por quema de hidrocarburos) son mucho más importantes que algún aporte por polvo suspendido para el fósforo y el silicio (McGuire, 2002).

En el ciclo del nitrógeno, además de esta depositación atmosférica, se debe considerar la fijación biológica de compuestos nitrogenados (McGuire, 2002; Movellán, 2004). El ciclo del nitrógeno es mucho más complejo que los del fósforo y del silicio, ya que presenta diversos cambios en sus estados de oxidación-reducción; su almacenamiento principal no es de tipo sedimentario sino gaseoso, sus sales son altamente solubles y sólo es estable termodinámicamente en sus formas de nitrógeno molecular y nitratos (en condiciones óxicas) y amoniacal (en condiciones anóxicas). El nitrógeno se presentó en su mayoría como nitrato, teniendo mayores valores en La Luna ($22.6 \pm 2 \mu\text{M}$) con respecto a El Sol ($4.7 \pm 3.2 \mu\text{M}$), tanto temporal como espacialmente. Incluso las concentraciones de N-NO_3^- en La Luna se encuentran entre las más altas reportadas para este tipo de ambientes, aun mayores a las reportadas por MOLAR (1999) para laguna Cimera (España), lago Chuna (Rusia) y lago Saanajärvi (Finlandia) y para otros lagos oligotróficos, como Jöri lagos III y VII (Hinder *et al.*, 1999) (Tabla 12).

Tabla 12. Continuación

Jöri Lago III (1996) (1997)	2489	6.75 7.15	13.85 18.13	- -	0.56 0.63	1.16 0.29	- -	Hinder <i>et al.</i> (1999)
Jöri Lago VII (1996) (1997)	2730	6.7 N.D.	12.87 12.06	- -	N.D. 0.19	N.D. 0.29	- -	Hinder <i>et al.</i> (1999)
Knob	3358	-	-	-	-	0.27	-	Sarnelle y Knapp (2005)
Square	3443	-	-	-	-	0.24	-	Sarnelle y Knapp (2005)
No Good	3516	-	-	-	-	0.18	-	Sarnelle y Knapp (2005)
Lower Desolation	3413	-	-	-	-	0.21	-	Sarnelle y Knapp (2005)
Mesa	3437	-	-	-	-	0.20	-	Sarnelle y Knapp (2005)

En cuanto a las concentraciones de fósforo soluble reactivo (FSR), éstas fueron bajas y similares para ambos lagos ($0.13 \pm 0.15 \mu\text{M}$ en La Luna y $0.17 \pm 0.11 \mu\text{M}$ en El Sol). Estas bajas concentraciones de FSR, asociadas a pH bajo se presentan en el lago Paione Superior, Italia (Molar, 1999). En otros lagos oligotróficos como los descritos por Sarnelle y Knapp (2005) también se han reportado valores bajos de FSR (Tabla 12). Chambers *et al.* (1995) reportan que la liberación de FSR es variable con respecto al pH del agua, de modo que a valores menores de pH, la liberación de FSR es menor.

Como ha sido expuesto reiteradamente, no es tanto la concentración de cada uno de los nutrientes sino su relación (Redfield, 1958; Redfield, *et al.*, 1963; Doremus *et al.*, 1980; Rinaldi *et al.*, 1992; Dodds, 2003) la que parece controlar las poblaciones fitoplanctónicas, al menos, cuando las concentraciones no son muy bajas (Reynolds, 1999). Así la proporción calculada se puede comparar con el valor de referencia de Redfield de 16N:1P (Redfield, 1958). Suponiendo que el fitoplancton utiliza los nutrientes en esta proporción ideal, cualquier desviación de esta proporción se puede utilizar para determinar el nutriente que posiblemente esté limitando la producción primaria en la masa de agua. La relación existente entre las concentraciones de nitrógeno y fósforo proporciona una orientación sobre el estado trófico de un cuerpo de agua (Margalef, 1983; Toman y Mueller, 1987; Dodds, 2003). La utilización de este concepto implica que el crecimiento del fitoplancton es proporcional a la cantidad de nutrientes (Ryding y Rast, 1992) y el ingreso de nutrientes está relacionado al tamaño de la cuenca, ya que mientras mayor sea ésta, mayor será el aporte de los nutrientes al lago. Por otra parte, este aporte es inversamente proporcional al volumen del lago (Schlinder, 1977).

Diversos estudios limnológicos han demostrado que el fósforo es el principal nutriente que limita la producción fitoplanctónica en los lagos templados, mientras que en los lagos tropicales es el nitrógeno el factor limitante (Vincent *et al.*, 1984; Wurtsbaugh *et al.*, 1985). La relación de Redfield promedio para La Luna fue de 174 (de 1990 en agosto a 43 en noviembre) y para El Sol fue de 25 (estación 1; de 170 en agosto a 18 en diciembre) y 29 (estación 2; de 234 en julio a 22 en diciembre); temporalmente siempre mostró la misma tendencia, es decir el cociente siempre fue mayor al de Redfield.



<http://images.google.com/images?q=tbn:ZfFO6SeauDi3uM:http://www.mitoluca.com.mx/tolmetepec/crater.jpg>



Por lo anterior expuesto y con base en este criterio, es posible decir que el nutriente limitante en ambos lagos fue el FSR, ya que el nitrógeno disponible se encontró siempre en una proporción mayor a la de la relación de Redfield.

En cuanto al sílice como silicato, los mayores valores se encontraron en ambos lagos en la temporada de lluvias. En La Luna se presentaron menores cantidades ($0.62 \pm 1.01 \mu\text{M}$) que en El Sol ($2.47 \pm 2.16 \mu\text{M}$), pero al parecer no se comportó como nutriente limitante, dada la cantidad de diatomeas presentes en el perifiton (Cuna *et al.*, 2004). Asimismo, en el lago El Sol se ha descrito la presencia de más de 30 morfotipos de estomatoquistes (quistes que producen las crisofíceas con cubierta de sílice), de los cuales sólo cuatro se encontraron en La Luna; parece ser que estas diferencias no se deben a los aportes de Si sino a los bajos pH de La Luna (Vilaclara *et al.*, 2005). Las características limnológicas de estos lagos tropicales de alta montaña (pH ácido, temperatura relativamente baja, escasa mineralización) explican la elevada riqueza de estomatoquistes, producto de una flora de crisofíceas importante, al menos en el lago El Sol. Esto indica que la concentración de silicato es suficiente, ya que estas formas de resistencia presentan la característica particular de que se generan cuando la población se encuentra en condiciones óptimas: aguas poco mineralizadas (baja conductividad, pH con tendencia ácida), condiciones oligotróficas y relativamente frías (Sandgren, 1991; Vilaclara *et al.*, 2005).

Tabla 13. Clasificación del estado trófico basado en la concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g Cl a L}^{-1}$)¹⁾ (*Tomado de Antimán y Martínez 2005).

Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Referencia
3	10 (15)	-	*Proyecto Norma secundaria Calidad ambiental (sin año)
< 4	4 - 10	> 10	*NAS/NAE (1972)
< 2	3 - 6.9	= 10	*Wollenweider (1968)
1.0 - 2.5	2.5 - 8	8 - 25	*OECD (1982)
< 5			Margalef (1983)
1.5 - 10.5		> 300	Zahory y Robarts (1990)

Tabla 14. Biomasa fitoplanctónica medida como $\mu\text{g Cl a L}^{-1}$ en lagos tropicales y templados.

Lagos		Promedio anual de Cl a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Referencia
Tropicales	El Sol	1.8	Presente estudio
	La Luna	0.6	Presente estudio
	Valencia (Venezuela)	75	Lewis (1986)
	Lanao (Filipinas)	6.9	Lewis (1974)
	Victoria (Tanzania)	3.1	Talling (1966)
	Titicaca (Perú-Bolivia)	2.3	Vincent <i>et al.</i> (1984)
	Tanganica (África)	0.85	Hecky y Kling (1981)
Templados	Wintergreen (EEUU)	29	Manny (1972)
	Croze Mere (Inglaterra)	33	Reynolds (1973)
	Ontario-Hamilton (Canadá-EEUU)	31	Harris <i>et al.</i> (1980)
	Zurich (Suiza)	7	Sommer (1986)
	Leman (Francia-Suiza)	8.2	Sommer (1986)
	Washington (EEUU)	9.9	Edmondson (1969)
	De Vila (Brasil)	12	De Emiliani (1973)
	Ammersee (Alemania)	4.8	Sommer (1986)
	Wallensee (Suiza)	4	Sommer (1986)
	Esrom (Dinamarca)	4.5	Jonasson y Kristiansen (1967)
	Bodensee Alemania	3.6	Sommer (1986)
	Attersee (Austria)	2.4	Sommer (1986)
	Vierwaldstattersee (Alemania)	2.1	Sommer (1986)
	Taupo (Nueva Zelanda)	1.5	White <i>et al.</i> (1980)
	Huron (Canadá-EEUU)	0.81	Brown y Manny (1983)
	Tahoe (EEUU)	0.22	Goldman (1974)

En general, los cuerpos de agua con bajos niveles de nutrientes se consideran oligotróficos y tienen concentraciones de clorofila bajas (uno de los criterios es menor a $5 \mu\text{gL}^{-1}$, Margalef 1983; Tabla 13). Esto queda claramente de manifiesto en La Luna, donde las concentraciones estuvieron por debajo de ese valor ($0.6 \pm 0.3 \mu\text{gL}^{-1}$, de 0.3 a $2.2 \mu\text{gL}^{-1}$). En El Sol, la concentración promedio también cumple con este criterio (estación 1: $1.7 \pm 1.5 \mu\text{gL}^{-1}$, de 0.2 a $6.8 \mu\text{gL}^{-1}$; estación 2: $1.9 \pm 0.2 \mu\text{gL}^{-1}$, de 0.1 a $8.8 \mu\text{gL}^{-1}$), aun cuando se registraron concentraciones mayores en agua de fondo en septiembre y octubre, lo cual da a pensar que la muestra incluyó una fracción de fitobentos (algas filamentosas removidas del sedimento por las corrientes), ya que éste es un componente importante en El Sol, con base en observaciones realizadas *in situ*.

Estudios en otros lagos tropicales y templados de alta montaña han reportado en general valores bajos de biomasa debido a la reducida disponibilidad de nutrientes (Tabla 14).

Con relación a la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica -tanto total como fraccionada-, a pesar de que se apreció una cierta tendencia gráfica a concentrarse hacia el fondo, estas diferencias no resultaron estadísticamente significativas ($p > 0.05$), lo que puede deberse a que, aun cuando los organismos tiendan a distribuirse en forma diferencial en la columna de agua (o sea, concentrándose hacia el fondo), la mezcla continua de la columna de agua hace que su distribución resulte homogénea, dado el tamaño de los organismos y su velocidad de desplazamiento en comparación con la masa de agua en la que se encuentran. Al respecto, Moss (1980 en Alcocer *et al.*, 2004) explica que la estratificación vertical del fitoplancton está influenciada por la tasa de reproducción (dependiente de la luz y los nutrientes), hundimiento pasivo, resuspensión y migración activa (todo influenciado por la turbulencia del agua). Además, menciona que siempre que ocurra la estratificación termal habrá alguna estratificación concomitante del fitoplancton, mientras que la mezcla turbulenta impone el modelo vertical que favorece una distribución homogénea.



www.geocities.com/el_camino10/Mexico.html



<http://users.swing.be/sw365114/Mexico/Mexico.htm>

La primera pregunta de investigación planteada en este trabajo fue si la distribución de la biomasa fitoplanctónica se encontraría en forma heterogénea u homogénea en la columna de agua de ambos lagos. Se esperaba encontrar una distribución heterogénea en la columna de agua, concentrándose hacia el fondo (i.e., correspondiente al máximo profundo de clorofila de los lagos de alta montaña transparentes), dada la transparencia del cuerpo de agua que permite una penetración considerable de radiación solar que podría resultar dañina. Sin embargo, la biomasa fitoplanctónica total y fraccionada se distribuyó homogéneamente a lo largo de la columna acuática, por lo cual se rechaza la hipótesis 1.

En El Sol, la biomasa fitoplanctónica total (BFT) fue mayor que en La Luna. A pesar de que el análisis de correlación entre los nutrientes y BFT y fraccionada no entregó ninguna relación significativa para ninguno de los dos lagos estudiados. Al considerar gráficamente la dinámica de los nutrientes y BFT -y consecuentemente la talla grande por ser la dominante- en El Sol, se observó que posterior al aumento de la BFT se producen los valores mayores de N-NO_3^- (de $5.1 \mu\text{M}$ a $9.9 \mu\text{M}$) mientras que la menor BFT se produce junto con los valores mayores de N-NH_4^+ ($5.5 \mu\text{M}$ a $2.5 \mu\text{M}$). Resulta muy interesante que es justamente en este mismo periodo en que se observaron las mayores abundancias de rotíferos y cladóceros (Dimas, 2005). Dicho comportamiento sugiere herbivoría por parte del zooplancton, lo cual puede estar relacionado a su vez, con el incremento de amonio derivado de la excreción de la relativamente elevada cantidad de zooplancton presente (Sarnelle y Knapp, 2005) y que, al oxidarse, se transforman en nitratos (O'Connor, 1981; Leninger, 1993).

En La Luna, los valores mayores de N-NH_4^+ ($5.28 \mu\text{M}$) y de PSR ($0.56 \mu\text{M}$) se producen un mes después de haberse producido el máximo de BFT ($3.3 \mu\text{gL}^{-1}$, junio y $2.9 \mu\text{gL}^{-1}$, noviembre). Tras producirse el máximo de BFT se genera un pico de rotíferos y cladóceros de acuerdo a lo descrito por Dimas (2005), lo cual es similar para El Sol y explicaría, asimismo, los elevados valores de N-NH_4^+ . Los mínimos de BFT ocurren en septiembre, posteriormente a la mínima concentración de PSR, lo que pudiera ratificar el papel de este elemento como limitante de la producción primaria. Fisher *et al.* (1995 en Movellán, 2004) y Antimán y Martínez (2005), han descrito que cuando ocurre esta relación, los nutrientes decaen como resultado del consumo por parte del fitoplancton.



<http://images.google.com/images?q=tbn:Aq47akWwdTUKQM>:<http://www.vivanatura.org>

Con relación a la segunda hipótesis -que menciona que los nutrimentos (control de abajo hacia arriba o bien "bottom-up") serían el factor que limitarían la producción de fitoplancton, ya que la mayor parte de los estudios indican que la biomasa fitoplanctónica es consecuencia de la disponibilidad de nutrimentos- se rechaza, ya que solo se obtuvieron correlaciones positivas en El Sol entre la BF de talla grande y las formas de nitrógeno y no se encontraron correlaciones con los nutrimentos en ambos lagos ni con la biomasa fitoplanctónica total, ni con la BF de talla pequeña.

Como se mencionó anteriormente, a pesar de no existir una correlación significativa entre biomasa fitoplanctónica total y los nutrimentos, se pudo ver en La Luna que en los meses en donde aumenta la biomasa fitoplanctónica de tamaño pequeño, disminuye el nitrógeno -en las formas de nitrato y amonio- disponible en el medio, por lo que se podría relacionar un aumento de los valores de biomasa fitoplanctónica con las bajas concentraciones de este nutrimento. Por otra parte, de acuerdo a lo planteado por Barbieri *et al.* (1999), un factor alternativo para explicar las muy elevadas concentraciones de nitrógeno, es el pH bajo -especialmente en La Luna por su grado de acidez mayor-, que combinado con la presencia de aluminio inhiben el metabolismo de las algas y reducen la asimilación de nitratos. Variaciones en el pH, particularmente entre las 5 y 6 unidades, provocan extinción y reemplazo de especies sensibles de zooplancton (Kopáček *et al.*, 2000; Fott *et al.*, 1994), correlacionándose negativamente (Fryer, 1980; Cammarano y Manca, 1997), lo cual probablemente tiene un efecto indirecto negativo sobre el fitoplancton. Esta correlación negativa entre pH y BF de talla pequeña se obtuvo en El Sol, estación 1.

Según Tilman *et al.* (1982 en Sven-Olof y Rast, 1992), diferentes especies pueden asimilar nutrimentos en diversas cantidades y velocidades de asimilación, mientras que otros investigadores (Stockner y Antia, 1986; Frennette, 1993; Frennette *et al.*, 1994, 1996b; Stockner, 1998 y Zhao *et al.*, 2001, en Adame, 2005) han visto, en condiciones de baja concentración de nutrimentos, que la fracción más pequeña de fitoplancton consume los nutrimentos con mayor eficacia que las de tamaño mayor, contribuyendo de manera importante a la biomasa del fitoplancton -y producción primaria-. Por otro lado, en aguas con altas concen-



<http://images.google.com/images?q=tbn:3HBhVI9M8vkTkM:http://users.swing.be/sw365114>

traciones de nutrientes, la biomasa autotrófica -y producción primaria- está dada por el nano y microfitoplancton (Kalff y Watson, 1986; Munawar y Munawar, 1986; Petrova, 1986).

En otras palabras, la distribución de tamaños de la comunidad fitoplanctónica estará relacionada con el estado trófico del lago. Esta dominancia en lagos oligotróficos tropicales ha sido registrada para el lago Alchichica (Sánchez, 2000; Adame, 2005) y para el lago templado oligotrófico de alta montaña Mountain Lake, Virginia, USA (Beaty y Parker, 1995), entre otros. Por tales motivos, se esperaba una mayor importancia del picofitoplancton en este tipo de aguas, lo cual se ha planteado como hipótesis 3 en este trabajo. Este dominio del picofitoplancton sobre el resto del fitoplancton se ha explicado a través de diversos motivos: una elevada eficiencia en tomar los nutrientes a bajas concentraciones, una pérdida reducida por sedimentación y su alta tasa de crecimiento (a 20°C, de aproximadamente 2.5 d⁻¹), todo esto como consecuencia del tamaño diminuto de las células (Reynolds, 1984; Raven, 1986; Lampert y Sommer, 1997). A ello se suma que la temperatura juega un papel importante en la dinámica del picofitoplancton a escalas temporales, mientras que la luz regula principalmente su distribución vertical (Weisse, 1993). Puede ser posible que la disponibilidad de nutrientes provenientes del deshielo y la temporada de lluvias hayan sido algunos de los factores responsables de los aumentos de biomasa en los lagos, ya que -como se ha descrito para el Lago El Sol- la precipitación máxima mensual coincide con la concentración mensual máxima de Cl en el agua, así como con los máximos de nitratos y fosfatos. Sin embargo, la biomasa fitoplanctónica total fue en general baja y su distribución no mostró un patrón, ni por estratos ni en el tiempo.

Bajo las condiciones oligotróficas como las que presentan estos lagos de alta montaña, se esperaba encontrar, de acuerdo a la literatura, al picofitoplancton como fracción dominante. Aunque fue posible ver que los meses con mayor temperatura coincidieron con un aumento de la biomasa fitoplanctónica de la talla pequeña, no se encontró ninguna correlación estadísticamente significativa entre la biomasa fitoplanctónica fraccionada de talla pequeña con la concentración de nutrientes, por lo que es probable que éstos no sean la única variable relevante, por lo que habría que considerar, por ejemplo, la influencia del pastoreo por parte del zooplancton para explicar tanto la dinámica de la biomasa como la predominancia de una u otra fracción de talla.



Conociendo que las especies dominantes de zooplancton en estos lagos son herbívoras y que las tallas que dominan el zooplancton en El Sol son menores (aproximadamente de 100 μm) que las de La Luna (alrededor de 2 mm), deben estar ejerciendo una presión de forrajeo importante pero sobre diferentes fracciones de talla del fitoplancton. Analizando esta situación en el lago El Sol, se puede pensar que el zooplancton, al ser de tamaño menor, estaría depredando predominantemente a la BFF de talla menor, en especial los rotíferos, ya que éstos se encontraron en mayor cantidad (Dimas, 2005) y su alimentación se basa en organismos de talla más pequeña. Esto se reflejaría en el predominio de la talla mayor en este lago. Al respecto, Scheffer (1997) explica que *Daphnia* come muchas especies de algas fitoplanctónicas, excluyendo sólo aquellas que forman colonias y que, además, reducen su alimentación cuando hay muchos competidores y cuando la cantidad de alimento es baja.

En La Luna, aunque el zooplancton se encontró en menor cantidad (Dimas, 2005), éste es de mayor tamaño, especialmente los cladóceros, los cuales estarían consumiendo al fitoplancton de talla mayor (<http://www.fao.org/docrep/008/v7283s/V7283S04.htm>). Al respecto y en un estudio en un lago tropical, Komárková y Tavera (2003) explican la disminución de fitoplancton de talla grande por presión de depredación y por procesos de sedimentación. Asimismo, Puggnetti y Bettinetti (1999), en un estudio realizado en el lago Paione Superiore, explican la disminución de la biomasa fitoplanctónica como resultado del aumento de la densidad de *Daphnia*, principal componente zooplanctónico. A pesar de que la presencia de cladóceros en La Luna no permanece constante en densidad en el tiempo, cuando están presentes en gran número, el picofitoplancton disminuye a las menores concentraciones registradas. Sin embargo, no se encontró una correlación significativa entre la dinámica de la BF total y fraccionada con la densidad de los diferentes grupos del zooplancton en ninguno de los dos lagos.

En El Sol y La Luna deben existir, como se mencionó con anterioridad, presiones de depredación diferentes derivado de una mayor cantidad y menor talla de zooplancton en El Sol y una menor cantidad y mayor talla del zooplancton en La Luna (Dimas, 2005). Tras producirse el máximo de biomasa fitoplanctónica, en ambos lagos se genera el valor máximo de biomasa de zooplancton, posiblemente como respuesta a una mayor disponibilidad de alimento. Asimismo, durante los meses con densidades altas de zooplancton, el fitoplancton disminuye, posiblemente como consecuencia de la fuerte depredación por parte del zooplancton. Dimas



(2005) menciona que la densidad y biomasa zooplanctónica en La Luna fue menor debido posiblemente a la menor cantidad del alimento disponible y a los bajos valores de pH. Cabe la pregunta de que si es el zooplancton el que finalmente regula al fitoplancton, lo que significaría que el sistema está dominado por controles "top-down" (herbivoría) y no "bottom-up" (nutrimentos), o bien si existe una alternancia entre ambos procesos. Finalmente, no habría que olvidar el efecto que el pH menor puede estar ejerciendo en La Luna. Sin embargo, de ninguna manera se tienen las evidencias como para concluir al respecto.

Al tener la Luna una menor densidad de zooplancton que consuma al fitoplancton, específicamente el de talla grande, la misma debiera de verse favorecida. Sin embargo, se presentó una alternancia entre dominancia de la talla pequeña y codominancia entre ambas tallas, dominando la fracción grande sólo durante 3 meses de todos los estudiados. Esto puede ser explicado por estudios como los de Healey (1973, en Sven-Olof y Rast, 1992), donde se concluye que los efectos generales de una baja concentración de nutrimentos se traduce en una disminución del contenido de clorofila, proteínas y ácidos nucleicos, así como de la fotosíntesis y de la velocidad de asimilación de carbono, por lo que la talla pequeña es la favorecida bajo esas condiciones. Sin embargo, siempre fueron muy bajas las concentraciones tanto de BFT y BFF, ya que siendo el zooplancton de un tamaño grande (específicamente *Daphnia*) es probable que su depredación haya sido poco selectiva, ejerciendo presión sobre ambas tallas.

La tercera hipótesis que planteaba que sería el picofitoplancton la fracción que haría una mayor contribución a la biomasa total, es rechazada para El Sol, mientras que para La Luna es aceptada parcialmente (sólo para los meses de agosto, septiembre, octubre, noviembre y enero), ya que existió la tendencia de dominio del picofitoplancton en la temporada con pH más ácido.

Finalmente, la cuarta hipótesis planteada sobre que no se esperaba encontrar diferencias en la dinámica de la biomasa fitoplanctónica, considerando que ambos lagos están bajo las mismas condiciones ambientales, se rechaza. Habiendo hecho el análisis de los parámetros físico-químicos y correlacionándolos con las fracciones de talla de la biomasa fitoplanctónica, se



<http://www.skimountaineer.com/ROF/NorAm/Toluca/TolucaNorth.jpg>



www.hastalacumbre.com/Mx05%20Toluca.htm

observó que aun estando bajo las mismas condiciones climáticas, los valores de pH, N-NO₃⁻ y silicatos fueron diferentes, así como la dinámica de biomasa fitoplanctónica en cada lago.



XI. CONCLUSIONES

1. Los lagos de alta montaña tropicales El Sol y La Luna presentan ambientalmente dos épocas: fría de secas (menor temperatura y pH; mayor conductividad y concentración de oxígeno disuelto) y cálida de lluvias (mayor temperatura y pH; menor conductividad y oxígeno disuelto).
2. Las concentraciones de biomasa fitoplanctónica (Cl *a*) fueron en promedio bajas (El Sol: $1.8 \pm 1.5 \mu\text{g L}^{-1}$; La Luna: $0.6 \pm 0.3 \text{ L}^{-1}$) y similares a otros lagos de alta montaña templados y tropicales.
3. La biomasa fitoplanctónica total y fraccionadas se distribuyó en forma homogénea verticalmente (i.e., no presentaron diferencias estadísticas en el perfil vertical); sin embargo, gráficamente se observó un ligero incremento hacia el fondo.
4. De acuerdo al cociente de Redfield (La Luna: 174, de 43 a 1990; El Sol: 25 de 18 a 170, estación 1; 27 de 22 a 234, estación 2), el fósforo es el nutriente que debe estar limitando el crecimiento fitoplanctónico en ambos lagos.
5. En El Sol, la biomasa fitoplanctónica fraccionada de talla grande ($> 2 \mu\text{m}$) es la dominante (de marzo-00 hasta diciembre). En el lago La Luna la fracción dominante es la talla pequeña (de agosto a noviembre y enero) durante la temporada fría de secas, con pH más ácido. Codominan la talla pequeña con la talla grande durante el mismo periodo de tiempo (marzo, junio, julio, diciembre y febrero).
6. En El Sol, la biomasa fitoplanctónica máxima se presentó en verano, mientras que en La Luna fue en primavera; posiblemente esta diferencia sea el resultado del aporte de nutrientes y de la variación en la depredación causada por el zooplancton.

7. Aun estando ambos lagos sujetos a condiciones ambientales similares, presentaron diferencias en pH (más ácido en La Luna), N-NO_3^- (mayor concentración en La Luna) y silicatos (mayor concentración en El Sol), así como en la cantidad de la biomasa fitoplanctónica total y fraccionada (mayor en El Sol).

8. No existió ninguna correlación estadística significativa entre la biomasa fitoplanctónica ni con los nutrimentos (control de abajo hacia arriba, "bottom-up") ni con el zooplancton (control de arriba hacia abajo, "top-down"). En El Sol posiblemente el factor regulador más importante de la biomasa fitoplanctónica corresponde a la herbivoría causada por el zooplancton que estaría ejerciendo presión sobre el picoplancton. En el lago La Luna el pH más bajo y la herbivoría por parte del zooplancton podrían ser los factores determinantes de la variación de la biomasa fitoplanctónica



LITERATURA CITADA

- Adame, M.F. 2005. Fracciones de talla de fitoplancton en un ecosistema limnético tropical en el lago Alchichica, Puebla. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Alcocer, J. 1980. Aportaciones limnológicas al estudio del lago del Sol y lago de la Luna, Nevado de Toluca, Estado de México. Reporte de Servicio Social inédito. UAM Iztapalapa. México. 16 pp.
- Alcocer, J., L. A. Oseguera, E. Escobar, L. Peralta y A. Lugo. 2004. Phytoplankton Biomass and water chemistry in two high mountain tropical lakes in central México. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, Vol. 36, N° 3, pp. 342-346.
- Ansotegui A., A. Sarobe, M. Trigueros, I. Urrutxurtu y E. Orive. 2003. Size distribution of algal pigments and phytoplankton assemblages in a coastal-estuarine environment: contribution of small eukaryotic algae. *J. Plankton Res.* 25(4): 341-355.
- Antimán, M. y C. Martínez. 2005. Grado de antropización, evaluación y modelación matemática del nivel trófico del lago Budi, como base para determinar su comportamiento ambiental. Tesis, Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco, Chile. 200 p.
- Arar, E.J. y G.B. Collins. 1997. In vitro determination of chlorophyll "a" and pheophytin "a" in marine and freshwater algae by fluorescence (445.0), US Environmental Protection Agency.
- Armienta, M. A., S. De la Cruz-Reyna y J.L. Macías. 2000. Chemical characteristics of the crater lakes of Popocateptl, El Chichón y el Nevado de Toluca volcanoes, Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal.* 97(1-4): 105-125.
- Azam, F., G. Fenchel, S. Field, A. Gray, Meyer-Reil y F. Thingstad. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10:257-263.
- Banderas, A. 1984. Estudio anual de la limnología y del fitobentos del lago El Sol, Nevado de Toluca. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 69 p.
- Banderas, A. 1988. Análisis de la estructura de la comunidad fitobentónica del lago El Sol, México. Tesis Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 97p.
- Banderas, A. 1994. Limnología del lago El Sol, Nevado de Toluca. Tesis Doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 146 pp.
- Banderas, A., R. González-Villela y G. de la Lanza. 1991. Limnological aspects of a High-Mountain Lake in México. *Hydrobiologia*, 224: 1-10.

- Banderas, A. y R. González. 1995. Limnología de El Sol, un lago alpino tropical. Lagos y Presas de México. Centro de ecología y desarrollo, México D. F. De La Lanza, G. y C. Garcías (Compiladores), 320 p.
- Barbieri, A.; Veronesi, M.; Simona, M; Malusardi, S y V. Straskrabová. 1999. Limnological survey in eight high mountain lakes located in Lago Maggiore. *Journal of Limnology* 58: 179-192.
- Barbieri A., R. Mosello y M. Simona. 2001. Chemical and biological features of a high lake in the Southern Alps (Laghetto Inferiore, Switzerland). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 6: 49-61.
- Battarbee, R.W. 1994. Diatoms, lake acidification and the Surface Water Acidification Programme (SWAP): a review. *Hydrobiologia* 274: 1-8.
- Beaty, M.H. y B.C. Parker. 1995. Relative importance of pico-, nano-, and micro-plankton algae in Mountain Lake, Virginia. *J. Phycol.* 31(3).
- Beaty, M.H. y B.C. Parker. 1996. Response of phytoplankton primary productivity to nutrient enrichment at Mountain Lake, Virginia. *Journal of Freshwater Ecology*. 11: 421-431.
- Boland, K.T. y D.J. Griffiths. 1996. Water column stability as a major determinant of shifts in phytoplankton composition – evidence from two tropical lakes in northern Australia. Pp. 89-99. In: Schiemer, F. y K.T. Boland (eds.). *Perspectives in tropical limnology*. SPB Academic Publishing by. Amsterdam. The Netherlands.
- Brown, C. L. and B. Manny. 1983. Nearshore phytoplankton of Hammond Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 9: 523-529.
- Burgis, M.J. y P. Morris. 1987. *The natural history of lakes*. Cambridge University Press. 218 pp.
- Butler, N.M. 1994. Lipid storage in *Diaptomus kenai* (Copepoda; Calanoida): effects of inter-and intraspecific variation in food quality. *Hydrobiologia* 274: 9-16.
- Caballero, M. 1996. The diatom flora of two acid lakes in central Mexico. *Diatom Research* 11: 227-240.
- Cammarano, P. y M. Manca. 1997. Studies on zooplankton in two acidified high mountain lakes in the Alps. *Hydrobiologia* 356: 97-109.
- Capblancq, J. y J. Catalán. 1994. Phytoplankton: Which, and how much?. In: Margalef, R. (ed). *Limnology now: A paradigm of planetary problems*. Elsevier Science B.V. pp 9-36.
- Caroppo, C. 2000. The contribution of picophytoplankton to community structure in a Mediterranean brackish environment. *J. Plankton Res.* 22(2): 381-397.

- Catalán, L. C., E. García, E. Ballesteros y M. Felip. 1994. Nitrogen in the Pyrenean lakes (Spain). *Hydrobiologia* 274: 17-28.
- Cervantes, A. y M. Gutiérrez. 1996. Cladóceros del Estado de México, aportaciones sobre biología y sistemática. Edo. de México, Tesis Licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM, México.
- Chambers, R.M., Fourqurean, J.W., Hollibaugh, J.T. y Vink, S.M. 1995. Importance of terrestrially derived particulate phosphorus to phosphorus dynamics in a West Coast estuary. *Estuaries* 18, 518-526.
- Clow, D.W., R.G. Striegl, L. Nanus, M.A. Mast, D.H. Campbell y D.P. Krabbenhoft. 2002. Chemistry of selected high-elevation lakes in seven national parks in the western United States. *Water, Air and Soil Pollution. Focus* 2: 139-164.
- Cruz-Pizarro, L., I. Reche y P. Carrillo. 1994. Plankton dynamic in a high mountain lake (Las Yeguas, Sierra Nevada, Spain). Indirect evidence of ciliates as food source for zooplankton. *Hydrobiologia* 274: 29-36.
- Cullen, J.J. 1982. The deep chlorophyll maximum: comparing vertical profiles of chlorophyll "a". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 791-803.
- Cuna, E. 2004. Restos de chrysophyta en sedimentos lacustres como indicadores de condiciones limnológicas en México. Congreso internacional de diatomeas. Cuba.
- Davis, R. y F. Foote. 1967. Tratado de Topografía. Aguilar, Madrid, España.
- De Emiliani, M. O. G. 1973. Fitoplankton de la Laguna del Vila (Gerona, España). *Oecol. Aquat.* 1: 107-155.
- Dimas, N. 2005. Dinámica y estructura del zooplancton de dos lagos de alta montaña. Tesis de Maestría, Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.
- Dodds, W. K. 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 22(2): 171-181.
- Dodds, W.K. y J.C. Prisco. 1990. Mesocosm studies on the influence of phosphate enrichment on ammonium and nitrate flux in an oligotrophic lake. *Hydrobiologia* 206: 235-243.
- Doremus, C. M, S. W. Nixon, P. F. Roques y S. K. Seitzinger. 1980. Primary productivity in the sea. Environmental Science Research, Nitrogen limitation in the ocean versus phosphorus limitation in lakes: An analysis of possible regulatory mechanisms Poster 8. Plenum Press. In: P. G. Falkowski (Ed.) 1980. Vol. 19.

- Edmondson, W. T. 1969. Eutrophication in North America, p. 124-149. In Eutrophication: Causes, consequences, correctives. Natl. Acad. Sci. Publ. 1700.
- Esteves, F.A. 1988. Fundamentos de Limnología. Interciencia/FINEP, Rio de Janeiro. 575 pp.
- Fott, J., M. Prazaková, E. Stuchlik y Z. Stuchlíková. 1994. Acidification of lakes in Sumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountain (Slovakia). *Hydrobiologia* 274: 49-56.
- Frenette, J. Jr. 1993. Impact of hydrodynamic factors on photosynthesis and the fate of primary production in an oligotrophic lake. University of Laval, Canada. 177 p.
- Frenette, J. Jr. ; L. Legendre, J. L. Dodson, S. Demers y M. Boule. 1994. Mixing, stratification and the fate of primary production in an oligotrophic multibasin lake system (Québec, Canada). *J. Plankton Res.* 16(9): 1095-1115.
- Frenette, J.J.; S. Demers; L. Legendre y M. Boulé. 1996a. Size-related photosynthetic characteristics of phytoplankton during periods of seasonal mixing and stratification in an oligotrophic multibasin lake system. *J. Plankton Res.* 18(1): 45-61.
- Frenette, J.; V. Warwick; L. Legendre y T. Nagata. 1996b. Size-dependent phytoplankton responses to atmospheric forcing in Lake Biwa. *J. Plankton Res.* 18(3): 371-391.
- Fryer, G. 1980. Acidity and species diversity in freshwater crustacean faunas. *Freshwater Biology* 10: 41-45.
- García, E. 1988. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (Para adaptarlos a las condiciones climatológicas de la República Mexicana). Instituto de Geografía. México. 217 pp.
- Gee, J.H.R. y C.A. Duigan. 1993. The limnology of Lac DoIni (High Atlas Mountains, Morocco), an unusually productive mountain lake. *Freshwater Biology* 30: 447-462.
- Goldman, C. R. 1974. Eutrophication of Lake Tahoe emphasizing water quality. U. S. EPA Res. Rep. Ser. 662/3-74-034.
- González, R. 1984. Estudio de la productividad primaria de Lago El Sol en el volcán Nevado de Toluca, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM, México. 53 p.
- Grasshoff, K. 1983. *Methods of Seawater Analysis*. K. Grasshoff, M. Ehrharat y K. Kremling (eds). Verlag Chemie, Weinheim.
- Han, M. y K. Furuya. 2000. Size and species-specific primary productivity and community structure of phytoplankton in Tokyo bay. *J. Plankton Res.* 22(7): 1221-1235.

- Harris, G. P., B. B. Piccinin, G. D. Haffner, W. Snodgrass and J. Polak. 1980. Physical variability and phytoplankton communities. 1. The descriptive limnology of Hamilton Harbor. *Arch. Hydrobiol.* 88: 303-327.
- Hecky, R. E. and H. J. Kling. 1981. The phytoplankton and protozooplankton of the euphotic zone of Lake Tanganyika: Species composition, biomass, chlorophyll content, and spatio-temporal distribution. *Limnol. Oceanogr.* 26: 548-564.
- Hernández, M^a del C. 2004. Ecología de las comunidades meiobentónicas litoral y profunda de un lago tropical de alta montaña, El Sol, Nevado de Toluca, México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del mar y Limnología. UNAM.
- Hinder, B., M. Gabathuler, B. Steiner, K. Hanselmann and H. Preisig. 1999. Seasonal dynamics and phytoplankton diversity in high mountain lakes (Jöri lakes, Swiss Alps). *J. Limnol.* 59: 152-161.
- Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on limnology. Vol. I Geography, physics and chemistry. JohnWiley and Sons, Inc. 1015 pp.
- Jonasson, P. M. and J. Kristiansen. 1967. Primary and secondary productivity in Lake Esrom. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 52: 163-217.
- Jordan, W. 1961. Tratado general de Topografía. Gustavo Pili, Barcelona, España.
- Kalff y Watson. 1986. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: tropical and temperature zone comparison. Pp. 161-176. In Munawar M. y Talling J. F. (Eds.). Seasonality of freshwater phytoplankton. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. The Netherlands.
- Kéller, W., J. Heneberry y S.S. Dixit. 2003. Decreased acid deposition and the chemical recovery of Killarney, Ontario, Lakes. *Ambio.* 32-3: 183-189.
- Kernan, M.; M. Hughes y C. Helliwell. 2002. Chemical variation and catchment characteristics in high altitude lochs in Scotland, U.K. *Water, Air and Soil Pollution. Focus* 2: 61-73.
- Kinzie III, R.A., A.T. Banaszak and M.P. Lesser. 1998. Effects of ultraviolet radiation on primary productivity in high tropical lakes. *Hydrobiologia* 385: 23-32.
- Komárková, J. y R. Tavera. 2003. Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). *Hydrobiologia* 502: 187-196.
- Kopáček, J., E. Stuchlík, V. Straskrabová y P. Psenáková. 2000. Factors governing nutrient status of mountain lakes in the Tatra Mountains. *Freshwater Biology* 43: 369-383.

- Lafont M. 1987. Production of Tubificidae in the littoral zone of Lake Léman near Thonon-les-Bains: A methodological approach. *Hydrobiologia* 155: 179-187.
- Lami, A., A. Machedo, P. Guillizzoni, A. Giorgis y J. Masafarro. 1994. Paleolimnological records of carotenoids and carbonaceous particles in sediments of some lakes in Southern Alps. *Hydrobiologia* 274: 57-64.
- Lampert, W. y U. Sommer. 1997. *Limnology. The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. Oxford. 382 pp.
- Legendre, L y F. Rassoulzadegan. 1996. Food-web mediated export of biogenic carbon in oceans: hydrodynamic control. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 145: 179-193.
- Leninger, A. 1993. *Principios de Bioquímica*. Barcelona, Ediciones Omega. 2a edición, España.
- Lewis, W. M. JR. 1974. Primary production in the plankton community of a tropical lake. *Ecol. Monogr.* 44: 377-409.
- Lewis, W.M. Jr. 1983a. A revised classification on lakes based on mixing. *Canadian Journal Fish Aquatic Scientist* 40: 1779-1787.
- Lewis, M. Jr. 1983b. Temperature, heta and mixing in Lake Valencia, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* 28: 273-286.
- Lewis, W. M. 1986. Phytoplankton succession in Lake Valencia. Venezuela. *Hydrobiologia* 138: 189-203.
- Lewis, W.M. Jr. 1987. Tropical limnology. *Annual Reviews Ecology System* 18: 159-184.
- Lewis, W.M. 1990. Comparisons of phytoplankton biomass in temperate and tropical lakes. *Limnol. Oceanogr.* 35(8): 1838-1845.
- Lewis, W.M. Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference, p. 43-64. In Schiemer F. y K.Boland (eds.). *Perspectives in Tropical Limnology*. Academic Publishing.
- Löffler, H. 1964. The limnology of tropical high-mountains lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 15: 176-193.
- Löffler, H. 1972. Contribution to the limnology of high mountain lakes in Central America. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 57: 397-408.
- Manny, B. 1972. Seasonal changes in organic nitrogen content of net- and nanoplankton in two hard water lakes. *Arch. Hydrobiol.* 71: 103-123.

- Marchetto, A., A. Barbieri, R. Mosello y G. A. Tartari. 1994. Acidification and weathering processes in high mountain lakes in Southern Alps. *Hydrobiologia* 274: 75-82.
- Marchetto, A. y A. Lami. 1994. Reconstruction of pH by chrysophycean scales in some lakes of the Southern Alps. *Hydrobiologia* 274: 83-90.
- Marchetto, A., R. Mosello, R. Psenner, G. Bendetta, A. Boggero, D. Tait y G.A. Tartari. 1995. Factors affecting water chemistry of alpine lakes. *Aquatic Sciences* 57: 81-89.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona. 1,010 pp.
- McGuire, D. 2002. Ecosystem element cycling. *Encyclopedia of Environmetrics* (ISBN 0471 899976) Edited by Abdel H. El-Shaarawi and Walter W. Piegorsch; John Wiley & Sons, Ltd, Chichester. Volume 2, pp 614-618.
- Mez, K.; Hanselman, K. y H.R. Preisig. 1998. Environmental conditions in high mountain lakes containing toxic benthic cyanobacteria. *Hydrobiologia* 368: 1-15.
- MOLAR Water Chemistry Group. 1999. The MOLAR Project: Atmospheric deposition and lake water chemistry. *Journal of Limnology* 58(2): 88-106.
- Mosello R., A. Lami, A. Marchetto, M. Rogora, B. Wathne, L. Lien, J. Catalan, L. Camarero, M. Ventura, R. Psenner, K. Koinig, H. Thies, S. Sommaruga-Wögrath, U. Nickus, D. Tait, B. Thaler, A. Barbieri y R. Harriman. 2002. Trends in the water chemistry of high altitude lakes in Europe. *Water, Air and Soil Pollution. Focus* 2: 75-89.
- Movellán, E. 2004. Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del río Ebro. Tesis, Universidad de Barcelona. España.
- Munawar, M. y F. Munawar. 1986. The seasonality of phytoplankton in the North American Great Lakes, a comparative síntesis. Pp. 85-115. In: Munawar M. y F. Talling (Eds.) *Seasonality of freshwater phytoplankton*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. The Netherlands.
- Nauwerck, A. 1994. A survey on water chemistry and plankton in high mountain lakes in Northern Swedish Lapland. *Hydrobiologia* 274: 91-100.
- Niederhauser, P. y F. Schanz. 1994. Comparison of diatom communities in remote high-mountain lakes using index B and cluster analysis. *Hydrobiologia* 274: 115-120.
- O'Connor, D. J. 1981. Modeling Eutrophication in Estuaries. En *Estuaries and Nutrients*. Nelson & Cronin Eds. 643 pp.
- Oseguera, L. 2004. *Ecología de las comunidades bentónicas de dos lagos tropicales de alta montaña*. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del mar y Limnología. UNAM.

- Payne, A. I. 1986. *The Ecology of Tropical Lakes and Rivers*. Nueva Cork, Wiley. 301 pp.
- Petrova, A. 1986. Seasonality of Melosita-plankton of the great northern lakes. Pp. 65-73. In: Munawar M. y F. Talling (Eds.) *Seasonality of freshwater phytoplankton*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. The Netherlands.
- Pick F. R. y D. A. Caron. 1987. Picoplankton and nanoplankton biomass in Lake Notario: relative contribution of phototrophic and heterotrophic communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 2164-2171.
- Pugnetti, A. y R. Bettinetti. 1999. Biomass and species structure of the phytoplankton of an high mountain lake (Lake Paione Superiore, Central Alps, Italy). *J. Limnol.* 58(2): 127-130.
- Pražáková, M. y J. Fott. 1994. Zooplankton decline in the Cerné Lake (Sumava Mountains, Bohemia) as reflected in the stratification of cladoceran remain in the sediment. *Hydrobiologia* 274: 121-126.
- Raven, A. 1986. Physiological consequences of extremely small size for autotrophic organism in the sea. En: Platt T. y W. Li (Eds.) *Photosynthetic picoplankton*. *Can Bull. Fish. Aquat. Sci.* pp. 1-70.
- Redfield, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 206-221.
- Redfield, A. C., B. H. Ketchum y F. A. Richards. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater In: M. N. Hill (Ed.) *Wiley-Interscience*. 26-77.
- Reynolds. C. S. 1973. The phytoplankton of Crose Mere Shropshire. *Br. Phycol. J.-S*: 153-162.
- Reynolds, C. S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge. 384 pp.
- Reynolds, C.S. 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* 289: 9-21
- Reynolds, C. S. 1999. Non-determinism to probability, or N: P in the community ecology phytoplankton. *Arch. Hydrobiologia* 146: 23-35.
- Rinaldi A., G. Montanari, A. Ghetti, C.R. Ferrari y A. Ferrari. 1992. Marine coastal eutrophication. Eutrophy and dystrophy in the Goro lagoon. In: R. A. Vollenweider, R. Marchetti y R. Viviani (Eds.) *Elsevier Sci. Pub.*, pp 457-470.
- Rhode, S. C., M. Pawlowski y R. Tollrian. 2001. The impact of ultraviolet radiation on the vertical distribution of the zooplankton of genus *Daphnia*. *Nature* 412: 69-72.

- Rojas, M. 2004. Ecología de las comunidades meiobentónicas de dos lagos tropicales de alta montaña: El Sol y La Luna, Nevado de Toluca, México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
- Rojo, C. y J. Rodríguez. 1994. Seasonal variability of phytoplankton size structure in a hypertrophic lake. *J. Plankton Res.* 16(4): 317-335.
- Rose, N. 1994. Characterization of carbonaceous particles from lake sediments. *Hydrobiologia* 274: 127-132.
- Rosiles, G. 2005. Estudio comparativo del picofitoplancton y fitoplancton de talla mayor en el lago Alchichica. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 112 pp.
- Ryding, S. y W. Rast. 1992. El control de la eutroficación en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide S.A. Madrid. 375 pp.
- Rzedowski, J. 1981. La vegetación de México. Limusa. México.
- Sánchez, M. 2000. Variación de la clorofila "a" fitoplanctónica y sus mecanismos de control en un lago atalasalino tropical. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y limnología. UNAM. México.
- Sandgren, C. D. 1991. Chrysophyte reproduction and resting cysts: a paleolimnologist's primer. *J. Paleolimnol.* 5: 1-9.
- Sarma S.S.S., Elías-Gutiérrez M. y Serrania C. 1996. Rotifers from high altitude-lakes at Nevado de Toluca Vulcano. *Hydrobiologia* 6: 33-38.
- Sarnelle, O. y R. Knapp. 2005. Nutrient recycling by fish versus zooplankton grazing as drivers of the trophic cascade in alpine lakes. *Limnol. Oceanogr.* 50(6): 2032-2042.
- Scheffer, M. 1997. On the implications of predator avoidance. *Aquatic Ecology* 31: 99-107.
- Schindler, D. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 206-262.
- Sickman, J.O.; Melack, J.M. y D.W. Clow. 2003. Evidence for nutrient enrichment of high-elevation lakes in the Sierra Nevada, California. *Limnology and Oceanography* 48: 1885-1892.
- Sieburth, McN.; Smetacek, V. y J. Lenz. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1256-1263.
- Sommaruga, R. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 62: 35-42.

- Sommaruga, R., Psenner, R., Schaeffner, E., Koinig, K. A., and S. Sommaruga-Wögrath. 1999. Dissolved organic carbon concentration and phytoplankton biomass in high-mountain lakes of the Austrian Alps: Potential effect of climatic warming on UV underwater attenuation. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 31: 247-253.
- Sommer, U. 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. *Hydrobiologia* 138: 1-7.
- Steinitz-Kannan M., P.A. Colinvaux, y R. Kannan. 1983. Limnological studies in Ecuador: 1. Survey of chemical and physical properties of Ecuador lakes. *Arch. Hydrobiologia* 1: 61-105.
- Stockner, J.G. 1998. Phototrophic picoplankton: An overview from marine and freshwater ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 33(4, parte 2): 765-775.
- Stockner, J.G. y N.J. Antia. 1986. Algal picoplankton from marine and freshwater ecosystems: a multidisciplinary perspective. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2472-2503.
- Stockner, J.G. y K.S. Shortreed. 1994. Autotrophic picoplankton community dynamics in pre-alpine lake in British Columbia, Canada. *Hydrobiologia* 274: 133-142.
- Sven-Olof R. y W. Rast. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide, Madrid. UNESCO. 375 p.
- Tait, D. y B. Thaler. 2000. Atmospheric deposition and lake chemistry trends at a high mountain site in the eastern Alps. *J. Limnol.* 59(1): 61-71.
- Talling, J. F. 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East Africa). *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 51: 545-621.
- Thies, H. 1994. Chemical properties of an acidified humic headwater respect to reducing acidic depositions and expected climate change. *Hydrobiologia* 274: 143-154.
- Thomann, R. y J. Mueller. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Harper and Row. Publishers. Inc. New York. 664 pp.
- Thomasson, K. 1956. Reflection on Arctic and Alpine lakes. *Oikos* 7: 117-143.
- Tokeshi, M. 2002. Coexistence. *Encyclopedia of life science*. John Wiley and Sons.
- Viaroli, P., I. Ferrari, G. Paris, G. Rossetti y P. Menozzi. 1994. Limnological research on northern Apennines lakes (Italy) in relation to eutrophication and acidification risk. *Hydrobiologia* 274: 155-162.

- Vilaclara, G., Cuna, E. y B. Zeeb. 2005. Subfossil chrysophyte cyst morphotypes from two tropical, high-mountain lakes in Nevado de Toluca volcano, Central Mexico. *Nova Hedwigia*, Beiheft 128, p. 309-335.
- Vincent, W., W. Wurtsbaugh, C. Vincent y P. Richerson. 1984. Seasonal dynamics of nutrient limitation in a tropical high-altitude lake (Lake Titicaca, Perú-Bolivia): application of physiological bioassays. *Limnology & Oceanography* 29: 540-552.
- Vinebrooke, R.D. y P.R. Leavitt. 1999. Differential responses of littoral communities to ultraviolet radiation in an alpine lake. *Ecology* 80: 223-237.
- Weisse, T. 1993. Dynamics of autotrophic picoplankton in Lake Constance. *J. Plankton Res.* 10(6): 1179-1188.
- Werner, D. 1977. The biology of distoms. *Botanical Monographs*. Blackwell Scientific publications. Volume 13. 498 pp.
- Westlake, D. F. 1980. Primary production. Pp. 141-246. In: Le Cren E.D. y R.H. Lowe-McConnell (eds.). *The functioning of freshwater ecosystems*. International Biological Programme 22. Cambridge University Press. Cambridge.
- Wetzel, R. G. 1975. *Limnology*. Saunders. Filadelfia. 743 pp.
- Wetzel, R. G. 1981. *Limnology*. Saunders.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 1006 p.
- White, E. and Others. 1980. Aspects of the physics, chemistry, and phytoplankton of Lake Taupo. *N.Z. J. Mar. Freshwater Res.* 14: 139-148.
- Wille, A., B. Sonntag, B. Sattler y R. Psenner. 1999. Abundance, biomass, and size-structure of the microbial assemblage in the high mountain lake Gossenköllesee (Tyrol, Austria) during the ice-free period. *Journal of Limnology* 58: 117-126.
- Wojtan, K. y J. Galos. 1994. Acidification of small mountain lakes in the High Tetra Mountains, Poland. *Hydrobiologia* 274: 179-182.
- Wurtsbaugh, W.A.; W.F. Vincent; R. Alfaro; C. Vincent y P. Richerson. 1985. Nutrient limitation of algal growth and nitrogen fixation in a tropical alpine lake, lake Titicaca (Perú-Bolivia). *Freshwat. Biol.* 15 (2): 185-195.
- Zohary, T. and A.D. Robarts. 1990. Hypercums and populations dynamics of *Microcystis aeruginosa*. *J. Plankton Res.* 12: 423-432.

XIII. ANEXOS

Anexo 1. Temperatura del agua en La Luna y El Sol (? T°C = diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 2. Oxígeno disuelto (mgL⁻¹) del agua en La Luna y El Sol (? Oxígeno disuelto= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 3. pH del agua en La Luna y El Sol (?pH = diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 4. Conductividad (µScm⁻¹) del agua en La Luna y El Sol (? µScm⁻¹= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 5. N-NO₃⁻ (µM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 6. N-NH₄⁺ (µM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 7. N-NO₂⁻ (µM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 8. Nitrógeno inorgánico disuelto (µM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 9. P-PO₄⁻³ (µM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 10. Si-SiO₄⁻⁴ (µM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Anexo 11. Biomasa fitoplanctónica total (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago El Sol, estación 1.

Anexo 12. Biomasa fitoplanctónica >2µm (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago El Sol, estación 1.

Anexo 13. Biomasa fitoplanctónica <2µm (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago El Sol, estación 1.

Anexo 14. Biomasa fitoplanctónica total (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago El Sol, estación 2.

Anexo 15. Biomasa fitoplanctónica $>2\mu\text{m}$ (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago El Sol, estación 2.

Anexo 16. Biomasa fitoplanctónica $<2\mu\text{m}$ (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago El Sol, estación 2.

Anexo 17. Biomasa fitoplanctónica total (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago La Luna.

Anexo 18. Biomasa fitoplanctónica $>2\mu\text{m}$ (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago La Luna.

Anexo 19. Biomasa fitoplanctónica $<2\mu\text{m}$ (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago La Luna.

Anexo 1. Temperatura del agua en La Luna y El Sol (? T°C = diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

T°C	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	8.5	8.5	8.5
Desviación estándar	1.9	1.9	1.7
Valor máximo	11.0	11.1	11.5
Valor mínimo	5.1	5.0	5.5
? T°C máximo	0.6	0.8	2.7
? T°C mínimo	0.1	0.4	0.4

Anexo 2. Oxígeno disuelto (mgL⁻¹) del agua en La Luna y El Sol (? Oxígeno disuelto= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Oxígeno disuelto	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	6.8	6.8	6.8
Desviación estándar	0.7	0.7	0.8
Valor máximo	7.9	7.8	9.5
Valor mínimo	5.6	5.6	5.8
? O.D. máximo	0.6	0.4	1.0
? O.D. mínimo	0.1	0.0	0.2

Anexo 3. pH del agua en La Luna y El Sol (? pH = diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

pH	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	5.4	5.5	4.7
Desviación estándar	0.4	0.7	0.3
Valor máximo	6.5	8.4	6.0
Valor mínimo	4.9	5.0	4.4
? pH máximo	0.8	1.2	1.0
? pH mínimo	0.0	0.0	0.1

Anexo 4. Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del agua en La Luna y El Sol (? $\mu\text{S cm}^{-1}$ = diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

$\mu\text{S cm}^{-1}$	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	16	16	14
Desviación estándar	1	2	1
Valor máximo	18	33	16
Valor mínimo	15	15	12
? Conduc. máximo	1	2	3
? Conduc. mínimo	0	0	0

Anexo 5. Nutrientes (μM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

N- NO_3^-	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	4.7	4.7	22.6
Desviación estándar	3.1	3.2	2.4
Valor máximo	10.3	10.4	26.1
Valor mínimo	0.1	0.1	16.5
? N- NO_3^- máximo	2.0	3.8	6.5
? N- NO_3^- mínimo	0.0	0.0	0.1

Anexo 6. Nutrientes (μM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

N- NH_4^+	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	2.72	3.00	2.79
Desviación estándar	1.55	1.66	1.53
Valor máximo	6.71	7.75	6.71
Valor mínimo	0.82	1.08	0.82
? N- NH_4^+ máximo	3.03	5.26	3.03
? N- NH_4^+ mínimo	0.11	0.03	0.11

Anexo 7. Nutrientes (μM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

N-NO₂⁻	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	0.19	0.17	0.05
Desviación estándar	0.23	0.15	0.05
Valor máximo	1.15	0.63	0.20
Valor mínimo	0.04	0.03	0.02
? N-NO₂⁻ máximo	0.24	0.28	0.03
? N-NO₂⁻ mínimo	0.00	0.00	0.00

Anexo 8. Nutrientes (μM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

NID	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	7.6	7.8	25.5
Desviación estándar	4.1	4.3	2.3
Valor máximo	13.5	18.6	28.9
Valor mínimo	0.9	1.2	17.7
? NID máximo	3.0	7.6	7.0
? NID mínimo	0.1	0.1	0.1

Anexo 9. Nutrientes (μM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

FSR	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	0.19	0.16	0.13
Desviación estándar	0.16	0.11	0.15
Valor máximo	0.71	0.50	0.83
Valor mínimo	0.02	0.01	0.01
? FSR máximo	0.52	0.36	0.43
? FSR mínimo	0.00	0.00	0.00

Anexo 10. Nutrientes (μM) del agua en La Luna y El Sol (? Nutrientes= diferencia máxima y mínima entre superficie y fondo) (marzo 2000-2001) Nevado de Toluca.

Si-SiO₄⁻⁴	El Sol 1	El Sol 2	La Luna
Promedio	2.45	2.49	0.62
Desviación estándar	2.22	2.51	1.08
Valor máximo	8.51	9.59	5.86
Valor mínimo	0.45	0.14	0.05
? Si-SiO₄⁻⁴ máximo	5.19	4.07	1.36
? Si-SiO₄⁻⁴ mínimo	0.11	0.03	0.02

Anexo 11. Biomasa fitoplanctónica total (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago El Sol, estación 1.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.9	0.7	0.6
Abril	0.7	0.7	0.8
Mayo	0.9	0.6	0.6
Junio	0.4	0.6	0.6
Julio	0.2	0.2	0.3
Agosto	2.3	2.2	1.8
Septiembre	4.5	4.9	4.8
Octubre	4.1	4.3	6.8
Noviembre	1.3	2.8	2.0
Diciembre	1.1	1.0	0.9
Enero	0.8	1.1	1.1
Febrero	1.3	1.3	1.2
Marzo-01	1.7	1.9	1.3
Prom. \pm D.E.	1.6 \pm 1.3	1.7 \pm 1.4	1.8 \pm 1.8

Anexo 12. Biomasa fitoplanctónica >2µm (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago El Sol, estación 1.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.2	0.6	0.6
Abril	0.2	0.4	0.3
Mayo	0.6	1.2	1.3
Junio	0.2	0.2	0.2
Julio	0.3	0.3	0.2
Agosto	1.2	1.7	1.8
Septiembre	1.2	1.2	1.3
Octubre	1.6	1.5	4.4
Noviembre	1.5	1.6	1.4
Diciembre	0.4	0.5	0.1
Enero	0.2	0.3	0.5
Febrero	0.3	0.2	0.3
Marzo-01	0.9	0.7	0.8
Prom. ± D.E.	0.7 ± 0.5	0.8 ± 0.5	1.0 ± 1.1

Anexo 13. Biomasa fitoplanctónica <2µm (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago El Sol, estación 1.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.2	0.0	0.1
Abril	0.2	0.1	0.2
Mayo	0.2	0.1	0.1
Junio	0.1	0.3	0.1
Julio	0.3	0.1	0.1
Agosto	0.7	0.3	0.8
Septiembre	0.3	0.8	0.5
Octubre	0.3	0.7	0.3
Noviembre	0.2	0.3	0.2
Diciembre	0.2	0.2	0.5
Enero	0.3	0.5	0.7
Febrero	0.8	0.8	0.7
Marzo-01	0.4	0.6	0.4
Prom. ± D.E.	0.3 ± 0.2	0.4 ± 0.3	0.4 ± 0.3

Anexo 14. Biomasa fitoplanctónica total (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago El Sol, estación 2.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.5	0.7	0.4
Abril	1.1	1.1	0.9
Mayo	0.5	0.7	0.5
Junio	0.5	0.4	0.1
Julio	0.5	0.7	0.7
Agosto	2.3	2.4	3.4
Septiembre	4.6	5.5	4.4
Octubre	5.2	4.3	8.8
Noviembre	2.8	2.8	2.1
Diciembre	1.1	1.1	1.1
Enero	1.0	1.2	1.1
Febrero	1.0	1.3	1.3
Marzo-01	1.5	1.9	1.6
Prom. \pm D.E.	1.7 \pm 1.5	1.9 \pm 1.5	2.0 \pm 2.3

Anexo 15. Biomasa fitoplanctónica $>2\mu\text{m}$ (promedio) expresada como Cl *a* (μgL^{-1}) en el lago El Sol, estación 2.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.4	0.5	0.3
Abril	0.4	0.5	0.3
Mayo	0.5	0.8	0.7
Junio	0.2	0.1	0.5
Julio	0.3	0.5	0.4
Agosto	2.1	1.5	1.9
Septiembre	1.8	2.5	2.6
Octubre	2.0	2.3	2.0
Noviembre	1.6	1.4	1.2
Diciembre	0.7	0.4	0.9
Enero	0.4	0.3	0.4
Febrero	0.5	0.5	0.5
Marzo-01	0.8	0.4	0.7
Prom. \pm D.E.	0.9 \pm 0.7	0.9 \pm 0.7	1.0 \pm 0.7

Anexo 16. Biomasa fitoplanctónica <2 μ m (promedio) expresada como Cl a (μ gL⁻¹) en el lago El Sol, estación 2.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.1	0.2	0.1
Abril	0.1	0.2	0.2
Mayo	0.1	0.1	0.0
Junio	0.1	0.0	0.3
Julio	0.1	0.2	0.1
Agosto	0.3	0.2	0.4
Septiembre	1.0	0.3	0.4
Octubre	0.2	0.3	0.3
Noviembre	0.3	0.2	0.2
Diciembre	0.2	0.3	0.3
Enero	0.6	0.8	0.7
Febrero	0.5	0.7	0.8
Marzo-01	0.6	0.7	0.5
Prom. \pm D.E.	0.3 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2

Anexo 17. Biomasa fitoplanctónica total (promedio) expresada como Cl a (μ gL⁻¹) en el lago La Luna.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.3	0.3	0.5
Abril	0.9	0.7	0.5
Mayo	0.8	0.9	0.8
Junio	1.0	1.2	1.1
Julio	0.2	0.5	0.7
Agosto	0.5	0.7	0.5
Septiembre	0.3	0.3	0.4
Octubre	0.4	0.5	0.5
Noviembre	0.3	2.2	0.4
Diciembre	0.7	1.0	0.6
Enero	0.6	0.5	0.6
Febrero	0.5	0.3	0.4
Marzo-01	0.4	0.3	0.3
Prom. \pm D.E.	0.5 \pm 0.3	0.7 \pm 0.5	0.6 \pm 0.2

Anexo 18. Biomasa fitoplanctónica >2µm (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago La Luna.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.2	0.2	0.3
Abril	0.6	0.4	0.5
Mayo	0.6	0.4	0.6
Junio	0.1	0.6	0.5
Julio	0.2	0.2	0.3
Agosto	0.1	0.1	0.1
Septiembre	0.1	0.1	0.1
Octubre	0.1	0.2	0.1
Noviembre	0.2	0.1	0.1
Diciembre	0.4	0.3	0.3
Enero	0.2	0.2	0.1
Febrero	0.2	0.3	0.2
Marzo-01	0.2	0.2	0.3
Prom. ± D.E.	0.2 ± 0.2	0.3 ± 0.1	0.3 ± 0.2

Anexo 19. Biomasa fitoplanctónica <2µm (promedio) expresada como Cl a (µgL⁻¹) en el lago La Luna.

Muestreo	Superficie	Media agua	Fondo
Marzo-00	0.1	0.1	0.2
Abril	0.2	0.1	0.1
Mayo	0.1	0.1	0.2
Junio	0.3	0.3	0.3
Julio	0.1	0.2	0.3
Agosto	0.4	0.4	0.4
Septiembre	0.2	0.2	0.1
Octubre	0.3	0.3	0.3
Noviembre	0.2	0.2	0.3
Diciembre	0.3	0.3	0.3
Enero	0.3	0.3	0.3
Febrero	0.3	0.1	0.3
Marzo-01	0.1	0.1	0.1
Prom. ± D.E.	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1