



*Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*  
Universidad Nacional Autónoma de México



DINÁMICA VERTICAL Y TEMPORAL DE LOS NUTRIMENTOS (N, P, Si) EN UN LAGO MONOMÍCTICO  
CÁLIDO TROPICAL: ALCHICHICA, PUEBLA, MÉXICO.

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRA EN CIENCIAS  
(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA

QUIM. REBECA SÁNCHEZ SILVA

DIRECTORES DE TESIS: DR. JAVIER ALCOGER DURAND  
DR. MARTÍN MERINO IBARRA

COMITÉ TUTORAL:

DRA. GLORIA VILA CLARA FATJÓ  
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ  
DR. LUIS E. MARÍN STILLMAN

MÉXICO, D.F.

MAYO 2006



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

## Agradecimientos

Al Dr. Javier Alcocer Durand y al Dr. Martín Merino Ibarra por su invaluable ayuda y entrega para la finalización de este trabajo, por su tiempo y por su amistad, gracias.

A los otros miembros de mi comité tutorial y jurado de tesis, Dra. Gloria Vilaclara, Dr. Alfonso Lugo y Dr. Luis E. Marín, por su guía, apoyo y experiencia proporcionada durante el desarrollo de este trabajo de tesis.

Al Hidrobiól. Sergio Castillo, por su gran ayuda para el análisis químico de las muestras de nutrimentos y por ayudarme a resolver las dudas que se presentaron.

A la M. en C. Laura Peralta y al M. en C. Luis A. Oseguera por el apoyo logístico brindado para la obtención de las muestras analizadas en el presente trabajo de tesis.

Al Dr. Miroslav Macek por su experiencia y conocimientos en la realización de los diagramas profundidad-tiempo con el programa surfer, apoyo esencial para analizar la información.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través del proyecto 34893-T otorgado al Dr. Javier Alcocer Durand, sin el cual no hubiera sido posible la realización de esta investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Dirección General de Estudios de Posgrado por otorgarme las becas que me permitieron realizar y finalizar mis estudios de maestría.

Al Proyecto de Investigación en Limnología Tropical (PILT) de la FES Iztacala y al Laboratorio de Biogeoquímica Acuática del ICML por el apoyo logístico proporcionado para la realización de esta tesis.

### **Dedicatoria**

A mi padre, Francisco Sánchez Arredondo y a mi madre, Rebeca Silva Romo, por que gracias a su ejemplo, comprensión, guía y cariño he alcanzado todas mis metas. Por estar siempre a mi lado y ser mí soporte, mil gracias.

A mis hermanos, Victor Francisco y Luis Genaro, por su ayuda incondicional y sus consejos, pero sobre todo por su amistad, sus sonrisas y su cariño.

## ÍNDICE

	PP.
RESUMEN	5
INTRODUCCIÓN	6
NITRÓGENO	9
FOSFATOS	10
SILICATOS	11
PATRONES DE CIRCULACIÓN EN LAGOS TROPICALES	12
JUSTIFICACIÓN	14
HIPÓTESIS	15
OBJETIVO	16
METAS	16
ÁREA DE ESTUDIO	16
MATERIAL Y MÉTODOS	19
CONDICIONES DE MUESTREO Y MANIPULACIÓN DE LAS MUESTRAS	19
CONDICIONES DE ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS	20
EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS DETERMINACIONES DE NUTRIENTES	23
PROCESAMIENTO GRÁFICO DE LA INFORMACIÓN	24
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	27
1) TEMPERATURA	27
2) OXÍGENO DISUELTO	33
3) DINÁMICA DE LA ZONA DE MEZCLA (ZMIX)	38
4) ZONA FÓTICA (ZEU)	39
5) NUTRIMENTOS	
AMONIO	40
NITRATOS	48
NITRITOS	56
NITRÓGENO INORGÁNICO DISUELTO	62

FOSFATOS	63
SILICATOS	70
CONSIDERACIONES FINALES	76
CONCLUSIONES	77
APÉNDICE: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD Y VALIDACIÓN DE DATOS	79
AGRADECIMIENTOS	98
DEDICATORIA	99
REFERENCIAS	100

## ÍNDICE DE FIGURAS

	PP.
FIGURA 1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL LAGO ALCHICHICA, PUEBLA	18
FIGURA 2. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOTERMAS EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA	32
FIGURA 3. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE OXÍGENO DISUELTO EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA	37
FIGURA 4. DINÁMICA TEMPORAL DE LA CAPA DE MEZCLA EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA	38
FIGURA 5. DINÁMICA TEMPORAL DE LA ZONA FÓTICA, OXICLINA Y TERMOCLINA EN ALCHICHICA	40
FIGURA 6. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE AMONIO EN ALCHICHICA	47
FIGURA 7. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE NITRATOS EN ALCHICHICA	55
FIGURA 8. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE NITRITOS EN ALCHICHICA	61
FIGURA 9. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE FOSFATOS EN ALCHICHICA	69
FIGURA 10. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE SILICATOS EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA	75
FIGURA 11. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN DE AMONIO CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA	80
FIGURA 12. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN DE NITRATOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA	80
FIGURA 13. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN DE NITRITOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA	81
FIGURA 14. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN DE FOSFATOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA	81
FIGURA 15. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN DE SILICATOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA	82
FIGURA 16. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE LA MEDIA DE LA RELACIÓN N:P (BAJO TRES OPCIONES) EN EL EPILIMNION DE ALCHICHICA PARA VERIFICAR LA SELECCIÓN DE LOS DATOS DE NUTRIMENTOS	96

## ÍNDICE DE TABLAS

	PP.
TABLA 1. EVALUACIÓN DEL ERROR DEBIDO A LA TÉCNICA ANALÍTICA Y ERROR DEBIDO A LAS CUBETAS	84
TABLA 2. POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DE LAS SUSTANCIAS UTILIZADA EN EL PROCEDIMIENTO DE LAVADO DE LAS CUBETAS	85
TABLA 3. EVALUACIÓN DEL ERROR BAJO PROCEDIMIENTOS ALTERNATIVOS DEL LAVADO DE LAS CUBETAS	87
TABLA 4. FRACCIÓN Y PORCENTAJE DE ERROR POR NUTRIMENTO Y POR AÑO	89
TABLA 5. IDENTIFICACIÓN DE LAS CONDICIONES OPTIMAS DE CONSERVACIÓN Y MANIPULACIÓN DE LAS MUESTRAS	94
TABLA 6. COMPARACIÓN DE TRES ALTERNATIVAS EN LOS PROCEDIMIENTOS DE LAVADO Y ENJUAGUE DE BOTELLAS Y CUBETAS	96

## RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo reconocer el comportamiento vertical y temporal de los nutrimentos (amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos) en el lago Alchichica a lo largo de cuatro periodos anuales (1999-2002). Alchichica se ubica en la cuenca hidrográfica Oriental en los límites de los estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz a una altitud de 2,345 m s.n.m. Los análisis de los perfiles de temperatura ratifican que Alchichica es un lago monomíctico cálido, permanece mezclado durante el periodo frío de secas y estratificado el resto del año, durante la época cálida-lluviosa. El oxígeno disuelto presentó un perfil homogéneo a lo largo del periodo de circulación, mientras que durante la época de estratificación se desarrolló un perfil clinógrado con concentraciones cercanas a la saturación o ligera sobresaturación en el epilimnion, y una disminución importante hacia el hipolimnion del cuerpo de agua, alcanzando condiciones de microaerofilia y posteriormente anoxia a partir de los 25-40m de profundidad. Se registró un acoplamiento entre la termoclina, oxiclina y el limite de la zona fótica (1% de la radiación fotosintéticamente activa) todos ellos ubicados en el tope superior del metalimnion. Los nutrimentos registraron un perfil homogéneo durante el periodo de mezcla, mientras que durante la época de estratificación se presentó un agotamiento de éstos en el epilimnion y un enriquecimiento hacia el hipolimnion del lago debido a la remineralización de la materia orgánica. El análisis de los perfiles verticales de amonio permitieron concluir que el grado de desarrollo de la capa anóxica es el principal regulador de su acumulación hipolimnética, la cual a su vez, adquiere gran importancia durante el periodo de mezcla para promover la producción primaria el siguiente ciclo. Las máximas concentraciones de nitratos observadas entre 15-35m de profundidad, al inicio del periodo de estratificación, fueron probablemente consecuencia del florecimiento anual (primavera) de la cianobacteria fijadora de nitrógeno *N. spumigena* y de los procesos de nitrificación que ocurren a estas profundidades. El perfil vertical de nitritos se caracterizó por registrar concentraciones mínimas tanto en el epilimnion como en el metalimnion durante la época de estratificación, mientras que el fondo del cuerpo de agua exhibió un incremento importante debido principalmente a los procesos de desnitrificación que ocurren en ambientes anóxicos. La acumulación hipolimnética de fosfatos se debió a los procesos de remineralización y probablemente a la liberación de este nutrimento desde los sedimentos hacia la columna de agua debido a las condiciones anóxicas del hipolimnion. Las máximas concentraciones de silicatos coincidieron con el final del periodo de estratificación e inicios de la época de mezcla, lo cual probablemente promueve junto con el incremento general de nutrimentos, luz y temperatura el florecimiento anual (invierno) de diatomeas. Contrario a lo esperado, no se detectó atelomixis (variaciones en lapsos cortos del grosor de la capa mezclada durante el periodo de estratificación). El patrón de distribución de oxígeno disuelto, determinado por procesos físicos (mezcla/estratificación) y biológicos (respiración/fotosíntesis), influyó de manera importante sobre la forma química predominante de los nutrimentos, favoreciéndose así distintos procesos biogeoquímicos en los tres estratos del lago.

## INTRODUCCIÓN

En ambientes marinos y epicontinentales, además de la luz, el fósforo y el nitrógeno son capaces de limitar la producción fitoplanctónica (Lampert y Sommer 1997), debido a que son elementos esenciales para la producción primaria. El fósforo, debido a su participación en los procesos fundamentales para el metabolismo de los seres vivos -tales como son el almacenamiento de energía en forma de ATP y la estructuración de la membrana celular-, mientras que el nitrógeno participa como el principal constituyente de las proteínas, componentes básicos de la biomasa celular (Payne 1986, Esteves 1988).

La abundancia relativa de nitrógeno y fósforo particulado y/o disuelto en los lagos ha sido tema de múltiples discusiones, debido principalmente a que tiene efectos cuantitativos y cualitativos sobre las comunidades fitoplanctónicas (Downing *et al.* 1992).

Quizás uno de los temas más discutidos en las ciencias acuáticas sea el definir cuál es el factor limitante de la producción primaria. De manera general, puede establecerse que, en las aguas continentales, el fósforo es el nutrimento limitante, aunque depende de cada cuerpo de agua en particular, pudiendo ser el nitrógeno bajo condiciones particulares (Libes 1992, Lewis 2002).

En los lagos templados más estudiados se ha demostrado que es el fósforo, más frecuentemente que el nitrógeno, el factor limitante de la producción primaria. Estudios relacionados con factores que influyen la producción de los lagos, muestran una correlación significativa entre la producción fitoplanctónica en latitudes templadas durante el periodo de crecimiento y las concentraciones de fósforo y nitrógeno total en la columna de agua (Payne 1986).

En el caso de lagos tropicales, Talling y Talling (1965 en Payne 1986) sugieren, a partir de sus observaciones en los lagos del este de África (a menudo con

condiciones alcalinas por ser zona volcánica y árida, como en numerosos lugares de la zona central de México), que el nitrógeno es más crítico que el fósforo. Trabajos posteriores en el lago Chilwa localizado en Malawi y el Lago George, localizado en el suroeste de Uganda, muestran que el nitrógeno inorgánico resulta más estimulante para la producción y crecimiento del fitoplancton que el fósforo (Moss 1969, Viner 1973, ambos en Payne 1986).

Parte de la evidencia relacionada con la limitación por nitrógeno procede de fuentes experimentales (Lewis 1996), como es el caso de los experimentos de enriquecimiento realizados en el lago George y en pequeñas pozas en Tanzania, que han sugerido que el nitrógeno es comúnmente el factor limitante en los cuerpos de agua tropicales y que el fósforo no es tan relevante como en el caso de lagos templados (Payne 1971 en Payne 1986), mientras que otra parte importante de la evidencia es de origen circunstancial (Lewis 1996).

Los cuerpos acuáticos tropicales tienen una proporción nitrógeno inorgánico disuelto (DIN, por sus siglas en inglés) a fósforo reactivo soluble (SRP, por sus siglas en inglés) menor que la prevaleciente en aguas de latitud templada. Es común que en aguas tropicales, el fósforo total se encuentre en altas concentraciones, lo mismo que el fósforo reactivo soluble, mientras que el nitrógeno inorgánico esté presente en muy bajas concentraciones. Lo anterior no es indicativo de que los lagos tropicales estén exentos de presentar limitación por fósforo, ya que algunos lagos africanos también manifiestan esta condición (Lewis 1996).

Los procesos de intemperismo químico del fósforo y los de evapo-concentración del mismo, se facilitan debido a las altas temperaturas características de las latitudes tropicales, favoreciéndose de esta manera la limitación por nitrógeno y una mayor disponibilidad de fósforo (Talling 1992, Melack y MacIntyre en prensa, todos en Lewis 1996).

Asimismo, las altas temperaturas del agua en los lagos tropicales traen como consecuencia que la pérdida interna de nitrógeno a través de los procesos de desnitrificación sea mayor que la que ocurre en ambientes templados, ocasionándose así una menor disponibilidad de nitrógeno (Lewis 2002). Otros factores que favorecen la condición anterior son la velocidad con la que se alcanzan bajos potenciales redox en los sedimentos, el lapso de tiempo que este potencial perdura y la tasa metabólica de las bacterias desnitrificadoras en presencia de los sustratos adecuados, ya que son mucho mayores en latitudes tropicales que en templadas (Lewis 1996).

De la misma manera, una elevada reserva alcalina con dominancia de Na facilita la existencia de una mayor cantidad de fosfatos, ya que no se cuenta con uno de los mecanismos de autorregulación como es la coprecipitación de ortofosfatos con el  $\text{CaCO}_3$  (Margalef 1983, Alcocer y Escobar 1992).

La importancia relativa del nitrógeno en relación con su papel como elemento limitante ha sido demostrada, por ejemplo, para el lago Jacaretinga -localizado en la parte central del Amazonas-, el lago Titicaca -localizado entre Perú y Bolivia- y para algunos lagos brasileños (Payne 1986).

El papel del nitrógeno y el fósforo como elementos limitantes sobre la abundancia y producción fitoplanctónica está en función de procesos tales como la fijación de nitrógeno, la desnitrificación y la absorción del fósforo (Howarth 1988 en Melack 1996), siendo en los lagos tropicales más común que el nitrógeno se comporte como el nutriente limitante (Lewis 2002).

El proceso de desnitrificación es el principal mecanismo responsable de la pérdida interna de nitrógeno en ambientes tropicales, alterando la relación N:P y convirtiendo al nitrógeno biológicamente disponible en nitrógeno gaseoso, ya sea en forma de  $\text{N}_2$  ó de  $\text{N}_2\text{O}$ , los cuales no son accesibles para los organismos (Seitzinger 1988); por el contrario, la fijación de nitrógeno es el único proceso,

además de los aportes de las lluvias y de los ríos, que incorpora nitrógeno disponible para la producción (Libes 1992).

De esta manera, el cociente de Redfield es la proporción más utilizada para identificar al nutriente limitante del crecimiento fitoplanctónico dentro de los sistemas acuáticos por ser una proporción biogeoquímica relativamente constante y por tener aplicación tanto en sistemas marinos como en sistemas continentales (Hillebrand *et al.* 1999).

Es importante tomar en cuenta que la relación N:P se comportará como un factor indicativo del nutriente limitante en caso de que el nitrógeno o el fósforo actúen como tal; si ninguno de los dos exhibe este comportamiento, la relación N:P no será definitiva en la determinación del factor limitante del crecimiento fitoplanctónico (Reynolds 1999).

Además de la relación N:P, la interacción de otros factores, tales como la temperatura, la disponibilidad de luz y el pH del sistema, limitan y afectan el crecimiento fitoplanctónico (Melack 1996).

## **Nitrógeno**

En la mayor parte de los lagos tropicales parece no existir una relación importante entre la concentración de nitrógeno amoniacal y las tasas de productividad, excepto durante el periodo de estratificación del cuerpo de agua. Durante el periodo de circulación del lago Carioca, Brasil, se registraron concentraciones homogéneas de amonio en toda la columna de agua, mientras que durante el periodo de estratificación se registraron bajas concentraciones en el epilimnion (debido principalmente a su consumo por parte del fitoplancton) y altas en el hipolimnion (debido a su acumulación en ambientes anóxicos) (Esteves 1988).

En cuanto a la distribución de nitratos en lagos tropicales, se observa que durante el periodo de estratificación las concentraciones son más bajas que durante el

periodo de mezcla tanto en el epilimnion como en el hipolimnion. Por debajo de la termoclina se observa una disminución gradual en la concentración de nitratos, con el correspondiente incremento en las concentraciones de nitritos y de amonio, debido probablemente a los procesos de desnitrificación y acumulación que ocurren en ambientes anóxicos, tal como ocurre en lago Amvrakia, Grecia (Payne 1986, Danielidis *et al.* 1996).

En lagos tropicales, la concentración de nitritos comparada con las concentraciones de nitrógeno amoniacal y de nitrato es más baja, generalmente por ser una fase de transición entre estas dos formas de nitrógeno. Solamente en lagos con un nivel de contaminación importante se pueden registrar valores elevados de nitritos. El perfil vertical de nitritos se caracteriza por registrar concentraciones mínimas tanto en el epilimnion como en el metalimnion durante la época de estratificación avanzada, mientras que el fondo del cuerpo de agua exhibe un incremento importante en la concentración de esta forma de nitrógeno, debido principalmente a los procesos de desnitrificación que ocurren en los ambientes anóxicos, en los cuales el nitrato es reducido a nitrito (Esteves 1988).

### **Fosfatos**

En los lagos tropicales la distribución de fosfatos está relacionada con la concentración de oxígeno y el régimen de estratificación térmico, más que con el estado trófico del lago, como ocurre en los lagos templados. El fósforo generalmente se encuentra en forma de fosfatos, lo cual representa la fuente de fósforo para el fitoplancton, ya que rápidamente es tomada por las células deficientes de este elemento, hasta que su concentración en el agua llega a ser muy baja o se agota (Esteves 1988).

En la mayor parte de los lagos tropicales estudiados, el perfil de oxígeno disuelto durante el periodo de estratificación térmica es de tipo clinógrado, el cual se presenta en lagos que están estratificados la mayor parte del año. Los fosfatos se

encuentran en altas concentraciones por debajo de la termoclina como resultado de la descomposición de la materia orgánica por un lado (Payne 1986) y, por el otro, debido a su liberación desde los sedimentos hacia la columna de agua, producto de las condiciones anóxicas del hipolimnion (Lampert y Sommer 1997).

En el lago Castaño, localizado en la parte central del Amazonas, los fosfatos se acumulan en el hipolimnion durante el periodo de estratificación, mientras que en el epilimnion se registran bajas concentraciones debido a la actividad fotosintética (Payne 1986).

### **Silicatos**

En los sistemas acuáticos, los silicatos generalmente están presente en concentraciones de moderadas a bajas y proviene en su mayoría de la descomposición de minerales que contienen silicatos de aluminio, como es el caso de los feldspatos, pudiendo estar presentes en forma de ion soluble ( $\text{SiO}_4$ ), de sílice coloidal y sílice particulada (Esteves 1988).

La distribución del ion soluble (forma asimilable por los organismos) adquiere gran importancia en el medio acuático, ya que funciona como el elemento limitante para la producción de las diatomeas, las cuales pueden comportarse como el fitoplancton dominante en zonas donde los silicatos y otros nutrientes son abundantes, debido a que además de que utilizan a los silicatos para la elaboración de sus caparazones (>60% de su fracción inorgánica y del 15-20% de su peso seco), tienen una mayor capacidad de asimilación de nutrientes en comparación con otros organismos (Libes 1992; Parsons *et al.* 1961, en Bougis 1976).

El perfil vertical de silicatos en los cuerpos de agua tropicales está muy relacionado con la hidrodinámica del lago (periodos de circulación / estratificación): durante el periodo de mezcla se pueden encontrar tanto

distribuciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua, como bajas concentraciones en la superficie, pudiendo llegar a presentarse concentraciones cercanas a cero (Libes 1992), lo anterior debido a que las diatomeas son muy eficientes en la remoción de silicatos de las capas superficiales. Asimismo, durante el periodo de estratificación puede presentarse un empobrecimiento en el epilimnion y una acumulación de silicatos en el hipolimnion (Esteves 1988).

### **Patrones de circulación en lagos tropicales**

La cantidad de luz solar que llega a la superficie terrestre afecta el promedio anual de temperatura, ayuda a definir el perfil térmico vertical de las aguas epicontinentales y marinas, además de que marca el inicio de los procesos fotosintéticos que ahí ocurren, siendo éstos la base para los ecosistemas acuáticos (Ruttner 1975, Wetzel 1983, Burgis *et al.* 1987, Cole 1994).

Una cantidad importante de la radiación solar que alcanza la superficie de un cuerpo de agua se pierde por reflexión, mientras que una parte de la fracción de luz que logra penetrar al lago sufre procesos de dispersión y de absorción, transformándose en calor con la profundidad, quedando de esta manera solamente una pequeña fracción disponible para los organismos fotosintéticos (Ruttner 1975, Payne 1986, Wetzel 1983).

La radiación fotosintéticamente activa (PAR) se ubica entre los 400 y 700nm, intervalo que corresponde al espectro visible de la radiación electromagnética y a la región donde se encuentran las bandas de máxima absorción de la clorofila "a" (430 y 665nm). Los procesos fotosintéticos ocurren a niveles de luz iguales o mayores al 1% de la radiación incidente en la superficie del cuerpo de agua. La disminución exponencial de la luz con la profundidad, ya sea por procesos de absorción o de dispersión, genera regiones en el lago y define a su vez, la zonación vertical de los organismos (Wetzel 1983, Cole 1994).

Dentro de la zona fótica, delimitada por la profundidad a la que se encuentra más del 1% de la PAR superficial, se presentan las máximas tasas fotosintéticas debido a que éstas están saturadas por la luz, tomando en cuenta que, al incrementarse la radiación solar, se incrementa también la actividad fotosintética hasta alcanzar su valor máximo (punto de estabilización), a partir del cual, aunque se presente un incremento en la intensidad luminosa, no se registrará un aumento en la actividad fotosintética. En niveles inferiores al 1% se localiza la zona afótica, en donde los procesos fotosintéticos no se pueden llevar a cabo en forma neta debido a las condiciones de falta de luz prevalecientes a esas profundidades (Lalli y Parson, 1993).

Los lagos tropicales se caracterizan porque pequeños cambios de temperatura son suficientes para generar cambios importantes de densidad, favoreciendo su estratificación la mayor parte del año. Asimismo, la capa de mezcla es más gruesa y más variable, mientras que la termoclina se localiza a una mayor profundidad en comparación con los lagos templados. Este efecto tiene repercusiones importantes sobre el reciclamiento de nutrientes en los lagos tropicales y, por lo tanto, sobre la producción primaria, ya que éstos podrán ser reutilizados al moverse de la capa superficial a la capa profunda y posteriormente regresados a la superficie debido a la dinámica de la capa de mezcla (Lewis 1973 y 1983b en Lewis 1996), lo cual no ocurre en Alchichica, ya que el tope de la termoclina va descendiendo paulatinamente desde el inicio hasta el final de la estratificación, con lo cual no se favorecen pulsos epilimnéticos de nutrientes durante este periodo.

Los periodos de circulación / estratificación de los lagos tropicales influyen sobre la distribución de los nutrientes, favoreciéndose quimioclinas durante la época de estratificación dentro de la columna de agua (Payne 1986).

Dentro de los lagos tropicales se incluyen los lagos monomícticos cálidos, los cuales -debido a su largo periodo de estratificación- presentan una limitación impuesta por el agotamiento de nutrientes en el epilimnion, mientras que

durante el periodo de mezcla, las concentraciones son homogéneas en toda la columna de agua (Lewis 1983).

### **Justificación**

Con base en un número reducido de estudios disponibles llevados a cabo en lagos tropicales africanos, asiáticos, australianos y de Centro y Sudamérica, la mayor parte de ellos por debajo de los 15° de latitud norte y sur, se ha llegado a las siguientes conclusiones:

- Los lagos tropicales profundos son predominantemente monomícticos cálidos y presentan una gran regularidad en su periodo de circulación. La estratificación es persistente, pero menos estable que en latitudes altas; por esta razón, los lagos tropicales muestran una variación importante en el grosor de la capa mezclada, afectando el reciclamiento de los nutrientes y consecuentemente, la producción primaria (Lewis 1996).
- Debido a que generalmente el periodo de estratificación de estos lagos tiene una duración de 9-10 meses, el perfil vertical de oxígeno se ve influenciado de manera importante, ya que no solamente las condiciones anóxicas del fondo dan inicio más rápidamente, sino que además se dispone de mayor tiempo para alcanzar estas condiciones (Lewis 2002).
- El nitrógeno y el fósforo son los nutrientes que pueden limitar el crecimiento fitoplanctónico; sin embargo, en los lagos tropicales la disponibilidad de nitrógeno inorgánico disuelto suele ser más baja que la correspondiente al fósforo soluble reactivo, favoreciéndose de esta manera la limitación por nitrógeno en ambientes tropicales (Talling 1992, Melack y MacIntyre todos en Lewis 1996).

durante el periodo de mezcla, las concentraciones son homogéneas en toda la columna de agua (Lewis 1983).

### **Justificación**

Con base en un número reducido de estudios disponibles llevados a cabo en lagos tropicales africanos, asiáticos, australianos y de Centro y Sudamérica, la mayor parte de ellos por debajo de los 15° de latitud norte y sur, se ha llegado a las siguientes conclusiones:

- Los lagos tropicales profundos son predominantemente monomícticos cálidos y presentan una gran regularidad en su periodo de circulación. La estratificación es persistente, pero menos estable que en latitudes altas; por esta razón, los lagos tropicales muestran una variación importante en el grosor de la capa mezclada, afectando el reciclamiento de los nutrientes y consecuentemente, la producción primaria (Lewis 1996).
- Debido a que generalmente el periodo de estratificación de estos lagos tiene una duración de 9-10 meses, el perfil vertical de oxígeno se ve influenciado de manera importante, ya que no solamente las condiciones anóxicas del fondo dan inicio más rápidamente, sino que además se dispone de mayor tiempo para alcanzar estas condiciones (Lewis 2002).
- El nitrógeno y el fósforo son los nutrientes que pueden limitar el crecimiento fitoplanctónico; sin embargo, en los lagos tropicales la disponibilidad de nitrógeno inorgánico disuelto suele ser más baja que la correspondiente al fósforo soluble reactivo, favoreciéndose de esta manera la limitación por nitrógeno en ambientes tropicales (Talling 1992, Melack y MacIntyre todos en Lewis 1996).

Existe un “vacío” de conocimiento de los lagos tropicales para la franja latitudinal de los 15° a los 23.5° tanto norte como sur; especialmente para México se desconoce si estos paradigmas se cumplen.

A diferencia de la mayoría de los lagos mexicanos que son someros, el lago cráter Alchichica, en Puebla, es suficientemente profundo como para desarrollar una estratificación persistente, lo que permite probar la veracidad de estas observaciones. Además, se cuenta con un gran acopio de estudios complementarios al presente, que han sido realizados sobre otros aspectos de este lago, lo cual favorecerá la interpretación de los resultados obtenidos a través de esta investigación.

### **Hipótesis**

1. Como ha sido encontrado en otros lagos tropicales, la variabilidad en el grosor de la capa de mezcla de Alchichica, provocará pulsos de nutrientes del metalimnion al epilimnion, alterando la producción primaria y el reciclamiento de los nutrimentos.
2. De forma similar a otros lagos tropicales, las condiciones anóxicas hipolimnéticas en Alchichica se alcanzarán tan pronto se inicie el periodo de estratificación y se mantendrán a lo largo del mismo. Lo anterior será determinante en la concentración y forma química de los nutrimentos.
3. En Alchichica, la regularidad en la hidrodinámica característica de los lagos monomícticos tropicales inducirá un patrón regular en la dinámica de los nutrimentos. Las condiciones prevalecientes en cada uno de los estratos del lago, favorecerán procesos biogeoquímicos diferentes en cada uno de estos estratos.

## Objetivo

Reconocer el patrón de comportamiento vertical y temporal de los nutrientes en el lago monomictico cálido tropical profundo Alchichica a lo largo de cuatro ciclos anuales (1999-2002).

## Metas

- Establecer el patrón de distribución vertical y temporal de la temperatura, oxígeno disuelto y PAR, a fin de reconocer los periodos de circulación y estratificación del lago, ubicar sus diferentes estratos (epilimnion, metalimnion e hipolimnion), así como la variación en el grosor de la capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ) y la profundidad de la zona fótica ( $Z_{EU}$ ).
- Reconocer el patrón de distribución vertical y temporal de los siguientes nutrientes: amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos. Definir los procesos biogeoquímicos que ocurren durante el periodo de estratificación del lago, a partir de los cuales se determinará la forma química predominante de los nutrientes en las diferentes capas (epi-, meta- y hipolimnion).

## Área de Estudio

Alchichica se localiza en los 19° 24' 13" de latitud norte y 97° 24' 00" de longitud oeste, en la cuenca hidrográfica Oriental, ubicada en los límites de los estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz a una altitud de 2,345 m s.n.m. (Figura 1). Esta región se caracteriza por un clima seco con un régimen de precipitación anual menor a 400 mm y una tasa de evaporación anual de 500-600 mm. La temperatura ambiental anual varía de -5.5°C a 30°C, con un valor medio de 14.4°C (Alcocer *et al.* 1993). La composición geológica del cono del lago incluye tezontle, pómez, andesitas, depósitos cineríticos y piroclásticos, así como basalto (Reyes 1979 en Alcocer *et al.* 1993).

El lago posee una profundidad media de 39 m y una máxima de 64 m, clasificándose así como el cuerpo acuático natural conocido más profundo de México (Lugo *et al.* 1994), con un área superficial de 1.81 km<sup>2</sup> y un volumen de 69,920,000 m<sup>3</sup> de aguas atalasoalinas (STD=8.3–9.0 g/L), alcalinas, con un pH básico (8.7 a 9.2) y con dominancia de los iones sodio, magnesio, cloruros y bicarbonato (Alcocer *et al.* 1993, Arredondo-Figueroa *et al.* 1983, Vilaclara *et al.* 1993, todos en Alcocer *et al.* 2000).

Alchichica es un lago monomíctico cálido cuyo periodo de mezcla coincide con el periodo invernal en el hemisferio norte, presentándose de finales de diciembre a principios de marzo y permaneciendo estratificado el resto del año (Alcocer *et al.* 2000).

Durante el periodo de estratificación, el oxígeno disuelto disminuye por debajo de la termoclina, favoreciéndose condiciones de anoxia en el hipolimnion debido a la descomposición bacteriana de materia orgánica proveniente de capas superficiales y a la respiración de los organismos (Alcocer *et al.* 2000).

El fitoplancton compuesto, tanto por especies de agua salada (*N. spumigena*, *C. elmorei*, *C. quillensis*, *C. choctawhatcheeana* y *O. submarina*) como por especies de agua dulce (*M. minutum* y *S. aquatilis*) (Oliva *et al.* 2001) así como la población pláncica de copépodos (*L. novamexicanus*) presentan una variación vertical y temporal dependiente de los periodos de circulación y estratificación del lago, los cuales a su vez determinan la cantidad de alimento disponible (Lugo *et al.* 1999).

La biota animal superior está compuesta de dos especies endémicas: el pez *Poblana alchichica alchichica* (Álvarez 1950 en Alcocer *et al.* 1993) y la salamandra ambistomátida *Ambystoma taylorii* (Brandon *et al.* 1981 en Alcocer *et al.* 1993).

Las macrofitas acuáticas están constituidas por *Cyperus laevigatus*, distribuida en algunas zonas al borde del lago y *Ruppia maritima* ocupando áreas densas y regulares en partes protegidas a lo largo de la zona litoral, llegando hasta una profundidad de 2 metros (Ramírez García y Novelo 1984).

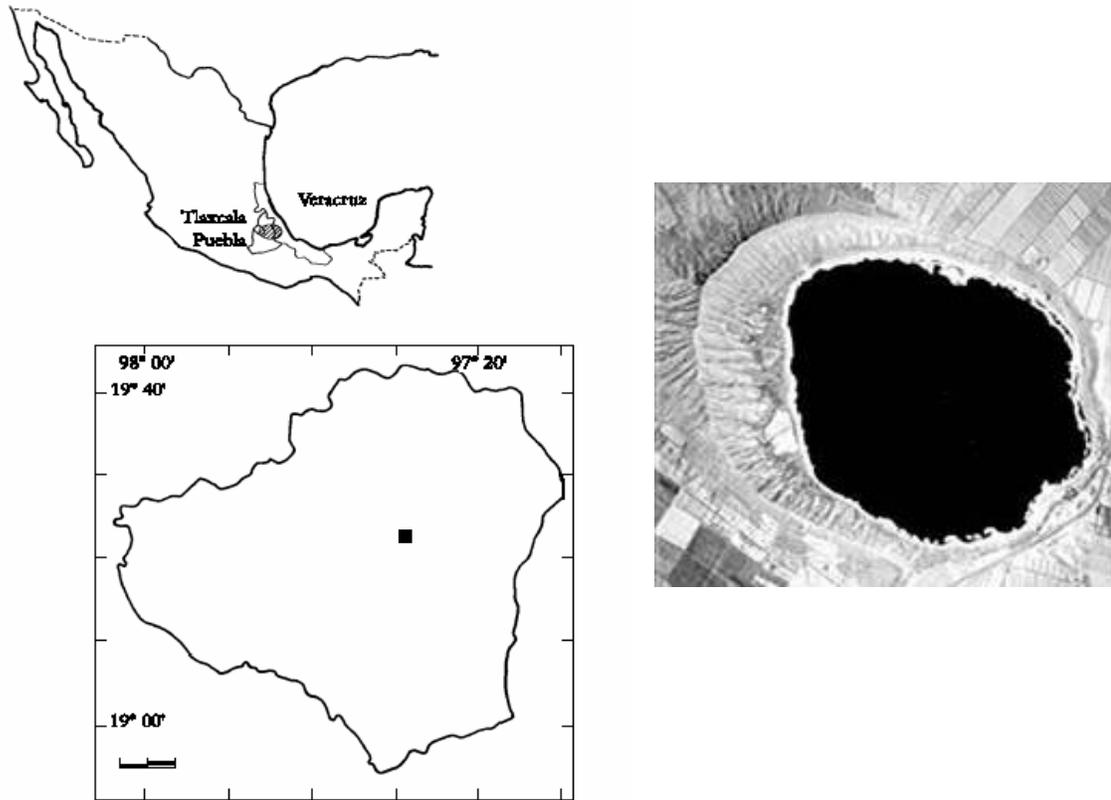


FIGURA 1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL LAGO ALCHICHICA, PUEBLA

## Material y Métodos

### Condiciones de muestreo y manipulación de las muestras

El estudio comprendió un periodo de muestreos aproximadamente mensuales a lo largo de cuatro años (1999-2002), en la parte central del lago Alchichica (62m de profundidad). En el campo se midieron perfiles continuos (discretización vertical 1m), desde la superficie hasta el fondo, de temperatura y oxígeno disuelto con ayuda de un equipo multisensor de monitoreo de calidad de agua Hydrolab Datasonde-DS4, acoplado a un sistema de captura y almacenaje de información Hydrolab-SVR4, previamente calibrado. A partir de los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto se determinó la capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ).

Así mismo, se determinó la distribución de la radiación fotosintéticamente activa (PAR 400-700 nm) a lo largo del perfil vertical (discretización temporal 1 segundo), utilizando un irradiómetro escalar instalado en un perfilador de fluorescencia Biospherical PNF-300, y se calculó la profundidad de la zona eufótica ( $Z_{EU}$ ), definida como la profundidad a la cual se obtiene el 1% de la PAR superficial.

Con base en los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto, se seleccionaron las profundidades de muestreo para el análisis de nutrientes de acuerdo a la presencia de termoclina y/u oxiclina. En todos los casos en donde se detectó estratificación (i.e. presencia de termo y/u oxiclina), se tuvo cuidado de obtener muestras de los tres estratos: epilimnion, metalimnion e hipolimnion. Para el periodo 2000-2002, se realizó un muestreo uniforme recolectando diez muestras, mientras que para el año 1999, en el muestreo se recolectaron solo cinco muestras a lo largo de toda columna de agua.

En forma adicional, para el análisis y discusión de la información se incluyeron las concentraciones de clorofila "a" integradas en la columna de agua determinadas

por Alcocer *et al.* (información no publicada) para las mismas fechas de muestreo y periodo considerado en esta tesis.

Las muestras de agua para los análisis se tomaron de cada profundidad con ayuda de una botella de acrílico tipo Niskin con capacidad de 1.5 L. Las condiciones de manipulación y conservación de las muestras durante el año 1999 fueron: filtración en el laboratorio utilizando filtros de membrana con un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$  y se conservaron en condiciones de congelación hasta el momento de su análisis. Los años 2000 y 2001 se filtraron *in situ*, utilizando filtros de membrana con tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ , conservándose con cloroformo y bajo condiciones de congelación hasta el momento de su análisis. Las muestras correspondientes al 2002, aunque también se filtraron *in situ* bajo las condiciones anteriores, no se les adicionó cloroformo y se mantuvieron bajo condiciones de congelación hasta su análisis.

### **Condiciones de análisis de las muestras**

Los nutrientes fueron analizados con la colaboración del Hidrobiól. Sergio Castillo en un autoanalizador de flujo segmentado (FSA) Marca Skalar Sanplus System, el cual permitió manejar un gran número de muestras y tratar cada una de ellas de la misma manera dentro de condiciones de operación estrictamente prescritas y controladas. Los nutrientes analizados fueron: amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos, con una precisión reportada para el método de 0.20  $\mu\text{mol/L}$  para el amonio y fosfatos y de 0.10  $\mu\text{mol/L}$  para el nitrato, nitrito y silicatos (Kirkwood 1994).

El volumen de muestra requerido para los análisis fue de 11 ml distribuidos en cinco canales diferentes dentro del autoanalizador en los cuales se llevaron a cabo reacciones colorimétricas. Posteriormente, se usaron detectores por los cuales se hizo pasar una señal utilizando filtros de diferentes longitudes de onda, para finalmente obtener la concentración ( $\mu\text{mol/L}$ ) de los nutrientes, siempre dentro

de la precisión reportada para el método analítico. Asimismo y previo a los análisis de las muestras, se calibró el método midiendo una serie de patrones de concentración conocida, ajustando la escala de medida del instrumento a la línea base (absorbancia cero), a fin de que las lecturas de las muestras estuvieran corregidas automáticamente para cualquier absorción pequeña por acción de los reactivos o del disolvente. Las curvas de calibración, a partir de las cuales se determinaron las concentraciones de las muestras en estudio, se construyeron a partir de los datos de absorbancia para las diferentes concentraciones de la serie patrón.

Las muestras correspondientes al periodo 1999-2001 se analizaron utilizando agua destilada, mientras que para el periodo 2002, ésta se sustituyó por agua desionizada ( $K_{25} < 1 \mu S/cm$ ), a fin de no alterar la concentración real de las muestras.

#### Determinación de Amonio.

Esta determinación se basó en la reacción de Berthelot entre fenol e hipoclorito a pH básico (8–11.5), catalizada por nitroprusiato de sodio y a una temperatura de 40°C para producir el azul de indofenol.

Bajo condiciones básicas el amonio reacciona con el hipoclorito para formar monocloramina, la cual en presencia de fenol y exceso de hipoclorito forma azul de indofenol (Reusch *et al.* 1977, Mostert 1988).

#### Determinación de Nitratos y Nitritos.

Debido a que no se cuenta con una reacción adecuada para la determinación colorimétrica directa de los nitratos, el método utilizado se basa en la reducción de nitratos a nitritos, los cuales posteriormente se incorporan cuantitativamente en un compuesto diazo soluble. El agente reductor utilizado fue una columna empacada con limaduras de cadmio recubiertas con cobre y acondicionada con cloruro de amonio.

El nitrito es diazotizado en condiciones ácidas con sulfanilamina y el producto acoplado con NED (N-naftil etilendiamino dihidrocloruro) para formar un colorante azo soluble (Treguer *et al.* 1975, Bendschneider *et al.* 1952, Collos *et al.* 1992).

#### Determinación de Fósforo.

El principio químico de esta determinación se basa en la formación del ácido 12-molibdofosfórico, el cual posteriormente se reduce a fosfomolibdeno azul con ácido ascórbico, utilizando como agente catalítico la acción del calor.

Para esta determinación, la proporción ácido/molibdato es de gran importancia, ya que no solo promueve la formación del complejo reducido final, sino que también controla la cinética de la reacción (Murphy *et al.* 1962, Pai *et al.* 1990, Aminot *et al.* 1991).

#### Determinación de Silicatos.

Su determinación química se basa en la conversión del ácido silícico a ácido  $\beta$ -silicomolibdico para su posterior reducción a molibdeno azul con ácido ascórbico. Bajo condiciones ácidas, los silicatos disueltos en la muestra reaccionan con el molibdato de amonio para formar los dos isómeros del ácido silicomolibdico ( $\alpha$  y  $\beta$ ). El isómero  $\alpha$  es más estable, pero su formación es mucho más lenta que el isómero  $\beta$ .

De esta manera, la proporción de los reactivos y las condiciones de pH se optimizan para favorecer la formación del isómero  $\beta$ , para posteriormente reducirlo mediante ácido ascórbico a molibdeno azul, el cual se caracteriza por ser un complejo colorido bastante estable (Koroleff 1965; Koroleff *et al.* 1977).

Debido a que durante el proceso de congelación, bajo el cual se mantuvieron todas las muestras antes de su análisis, los silicatos disueltos se polimerizaron /cristalizaron, fue necesario mantener las muestras a temperatura ambiente y en la oscuridad durante un periodo mínimo de 24 horas a fin de promover la total

despolimerización/redisolución de los silicatos y realizar, así, una determinación adecuada de los mismos (Kremling *et al.* 1986).

### **Evaluación de la calidad de las determinaciones de nutrientes**

Debido a las variaciones en los procesos de conservación y manipulación de las muestras utilizados en cada uno de los años de estudio, y a que las muestras permanecieron congeladas durante períodos variables antes de ser analizadas, se evaluó la calidad de las determinaciones de los nutrientes, aprovechando la existencia de réplicas de campo, lo que permitió evaluar la variabilidad de cada muestra y su relación con las condiciones de conservación y almacenaje.

Para llevar a cabo el análisis de calidad se tomaron en cuenta las condiciones de muestreo utilizadas en cada uno de los años de estudio, así como las condiciones de conservación, manipulación, análisis y tiempo de espera, definiendo a este último, como el periodo comprendido entre la fecha de muestreo y la fecha de análisis. Los procedimientos y resultados de esta evaluación se presentan en detalle en el Anexo 1.

El análisis permitió definir que:

- a) El error analítico representó solamente el 5% del error total. Este es el error inherente a la técnica, y para todo el periodo de estudio fue inferior a la precisión reportada para el método.
  
- b) Se identificó que hasta un 37% de la variabilidad de las replicas se debía a la probable contaminación de las cubetas de análisis, que se atribuyó al uso de agua destilada para su lavado, por lo cual a partir de septiembre del 2002 las cubetas se lavaron con agua desionizada. Se considera que este tipo de error ocasionó en general un incremento en las concentraciones determinadas respecto a la concentración real.

c) Se identificó que hasta el 39% de la variabilidad encontrada se debía a la probable contaminación de las botellas en que se tomaron las réplicas en el campo, dado que no se lavaron con la muestra previamente a su llenado. Este error no necesariamente se acumula aritméticamente con el anterior, sino que pueden compensarse.

d) El resto de la variabilidad entre réplicas se atribuyó al efecto combinado de los tratamientos de manipulación y conservación a los que fueron sometidas las muestras, combinado con su almacenaje por tiempos variables, debido a procesos tales como el consumo de los nutrientes y/o de la materia orgánica y también a la degradación de esta última, lo cual ejerció un efecto variable sobre las muestras analizadas.

e) Las condiciones óptimas de manipulación y conservación de las muestras una vez colectadas requieren que las botellas se enjuaguen con agua desionizada en el laboratorio y con agua de cada profundidad colectada, las muestras deben filtrarse utilizando un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ , se les debe adicionar cloroformo y mantenerse en congelación hasta el momento de su análisis; por su parte, las cubetas deben lavarse y enjuagarse perfectamente solamente con agua desionizada.

f) La evaluación permitió validar los datos de concentración a fin de continuar con el procesamiento de la información. Para ello, se seleccionó en cada caso el valor menor de las dos réplicas disponibles, ya que -en todos los casos- los errores combinados llevaron a una sobreestimación de la concentración de las muestras (Ver Anexo 1).

### **Procesamiento gráfico de la información**

La dinámica vertical y temporal de temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes (nitrógeno, fósforo, y silicio) y clorofila se representó a través de diagramas

profundidad-tiempo, los cuales son los más utilizados en estudios limnológicos porque permiten apreciar mejor el comportamiento de las variables en estudio. Para lo anterior se utilizó el programa Surfer Versión 7, aplicando el método de interpolación de Kriging.

A fin de seleccionar el método de interpolación que mejor representara el perfil vertical de las variables ambientales, así como de los nutrientes, se contemplaron las diferentes opciones de interpolación ofrecidas por el programa y se realizaron ensayos con los métodos de Kriging y de Triangulación con interpolación lineal debido a sus características de operación, manejando, en todos los casos, diferentes opciones de anisotropía esto es, de elipses de búsqueda. Las variables anteriores fueron de gran importancia para el caso de los nutrientes, principalmente para el año 1999, el cual se caracterizó por presentar un muestreo irregular y con menor cantidad de datos con respecto al resto del periodo de estudio. De esta manera, la variación de la anisotropía permitió aumentar o disminuir la elipse de búsqueda con respecto al eje "x" o al eje "y".

El método de interpolación de Kriging se caracteriza por ser un método geoestadístico muy flexible que permite la construcción de diagramas profundidad-tiempo a partir de datos espaciados de manera irregular (Isaaks *et al.* 1989, Cressie 1990-1991, Deutsch *et al.* 1992), tal como es el caso del año 1999, mientras que el método de Triangulación con interpolación lineal, a pesar de ser un método muy exacto, es más eficiente cuando los datos están distribuidos de manera regular (Lee 1980, Guibas 1985, Lawson 1977), tal como se presentó en el periodo 2000-2002 y en el caso de la temperatura, oxígeno disuelto y clorofila.

Se definió el método de interpolación y la anisotropía tomando como referencia la irregularidad de los datos del año 1999 y la regularidad del periodo 2000-2002, de manera que se representaran las distribuciones de las variables en estudio de forma real y bajo un solo método de interpolación.

Las anisotropías evaluadas fueron 0.2, 0.5, 1, 2 y 4. En el caso de la interpolación lineal, los años 2000-2002 no exhibieron diferencias al aplicar las diferentes anisotropías; sin embargo, en el año 1999 debido a la irregularidad de los datos, a medida que se incrementó la anisotropía, también se incrementó la elipse de búsqueda sobre el eje "x", generando variaciones con los perfiles del periodo 2000-2002 caracterizado por la regularidad de sus datos.

El método de Kriging se evaluó bajo las condiciones anteriores, siendo la anisotropía de 0.5 (la elipse de búsqueda se incrementó sobre el eje "y") la que permitió corregir la irregularidad de los datos de 1999 e interpolar de manera correcta el resto del periodo de estudio, gracias a que este método se caracteriza por ser flexible y por adaptarse a trabajar con cualquier tipo de conjunto de datos.

Debido a las características anteriores y a la uniformidad de los datos con relación a la toma de muestras en los perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y clorofila, en estos casos también se utilizó el método de interpolación de Kriging.

## Resultados y Discusión

### VARIABLES AMBIENTALES

#### Temperatura

La fluctuación de la temperatura a lo largo del periodo de estudio fue de 14.1°C a 21.2°C, con un valor promedio de 15.9°C  $\pm$  1.5°C, registrándose el valor máximo en el mes de mayo de 2001 en superficie y el mínimo en febrero del 2000 en el fondo del lago.

El análisis de los perfiles verticales de temperatura permitieron ratificar que Alchichica es un lago monomítico cálido, el cual permaneció mezclado durante el periodo más frío de la época de secas, correspondiente a finales de diciembre y principios de enero (1999=15.1°C  $\pm$  0.2°C, 2000=14.5°C  $\pm$  0.6°C, 2001=14.8°C  $\pm$  0.5°C, 2002=15.1°C  $\pm$  0.6°C), registrándose temperaturas bajas y homogéneas en toda la columna de agua (Fig. 2).

La diferencia máxima vertical de temperatura durante este periodo (1.0°C en 1999, 1.7°C en el 2000, 2.5°C en el 2001 y finalmente 1.0°C en el año 2002) se presentó en el mes de marzo, coincidiendo con el final de la época de mezcla.

El periodo de estratificación se presentó de abril a noviembre (1999) o a finales de diciembre (2000-2002) durante la época lluviosa, observándose, de esta manera, diferencias térmicas verticales a lo largo de toda la columna de agua y la distinción de tres etapas dentro de la época de estratificación. La estratificación temprana da inicio con el final del periodo de circulación, mientras que la estratificación establecida se caracteriza por la formación de una termoclina bien definida y estable de julio a septiembre; finalmente, la estratificación tardía se presenta a partir de octubre, cuando la termoclina comienza a debilitarse y

profundizar hasta desaparecer completamente a finales de diciembre, para dar paso nuevamente al periodo de circulación del lago (Fig. 2).

La diferencia máxima vertical de temperatura se presentó en el periodo de estratificación temprana, en el mes de mayo para los cuatro años de estudio (6.0°C en 1999, 5.5°C en 2000, 6.7°C en 2001 y 5.1°C en el año 2002), mientras que las diferencias mínimas se presentaron en la etapa de estratificación tardía, siendo en el mes de diciembre para el periodo comprendido de 2000-2002 (1.5°C, 1.4°C y 1.3°C, respectivamente) y en el mes de noviembre para el año 1999 (2.1°C).

La temperatura promedio a lo largo del periodo de estratificación fue de 16.1°C ± 1.6°C para los años 1999 y 2000, mientras que para los años 2001 y 2002 se registraron temperaturas promedio de 15.9°C ± 1.5°C y 16.3°C ± 1.7°C respectivamente. La temperatura promedio en el epilimnion (1999-2002) fue de 17.5°C ± 1.5°C, mientras que la temperatura hipolimnética fue de 14.6°C ± 0.3°C.

El efecto de la variabilidad climática global que se hizo presente en Alchichica fue una temperatura epilimnética ligeramente mayor durante el año 1999 ("año Niña") (con un valor promedio de 17.4°C ± 0.6°C) que la registrada en los años normales (2000-2002) (valor promedio de 16.8°C ± 0.7°C en el año 2000, 17.1°C ± 0.6°C en el año 2001 y 17.2 °C ± 0.8°C en el año 2002) (Alcocer y Lugo 2003).

La distribución espacio temporal de la temperatura (Fig. 2) muestra algunas variaciones interanuales que pueden deberse al efecto de la variabilidad climática global en Alchichica. En particular, se observó la presencia de temperaturas menores a 14°C en casi toda la columna de agua durante el invierno de 1999 que podría deberse a que fue un año "Niña". Este efecto se mantuvo en la mayor parte del hipolimnion durante el año 2000 y parte del 2001, como lo ilustran también las temperaturas medias en el hipolimnion durante la estratificación temprana, que bajaron de 14.8°C ± 0.04°C en 1999 a 14.2°C ± 0.02°C en 2000,

para subir lentamente durante los dos años siguientes ( $14.5^{\circ}\text{C} \pm 0.04^{\circ}$  en 2001 y  $14.7^{\circ}\text{C} \pm 0.03^{\circ}\text{C}$  en 2002).

En el periodo de estratificación se observaron cambios definidos en los distintos estratos del cuerpo de agua: el epilimnion se caracterizó por ser delgado y encontrarse cercano a la superficie (0-15 m); a partir de junio-julio, se desplazó progresivamente a mayor profundidad conforme avanzaba la etapa de estratificación, hasta alcanzar una profundidad de 38 m en el mes de noviembre de 1999, 39 m en el 2000, 37 m de profundidad en el 2001 y 32 m en el 2002, registrándose estas tres últimas profundidades en el mes de diciembre.

Los cambios en el epilimnion originaron que tanto el metalimnion como el hipolimnion experimentaran modificaciones en su profundidad y grosor conforme avanzaba la época de estratificación. El metalimnion -originalmente de gran espesor y cercano a la superficie (10-25 m de profundidad en 1999, 13-25 m en 2000, 10-22 m en 2001 y finalmente 10-25 m en 2002)- progresivamente se localizó a mayor profundidad (38-45 m en noviembre de 1999, 36-40 m en diciembre del 2000, 37-42m en diciembre de 2001 y, finalmente, en diciembre del 2002, de 36-40 m de profundidad) y se volvió más delgado, hasta su rompimiento a finales de noviembre para el año 1999 y a finales de diciembre para el periodo comprendido del año 2000 al 2002.

Asimismo, el hipolimnion cambió de un gran espesor al inicio de la estratificación (22-60m de profundidad) a delgado al final de la misma (45-60 m de profundidad en noviembre de 1999, 40-60 m de profundidad en diciembre del 2000, 42-60 m en diciembre del 2001 y, finalmente, 40-60 m en diciembre del 2002), dando paso al periodo de mezcla en diciembre de 1999, mientras que para el periodo comprendido del 2000-2002 se presentó en algún momento entre diciembre y enero.

En todos los años, el cambio de temperatura a través del gradiente térmico fue pequeño pero suficiente para formar una termoclina estable (1.4°C/m en 1999 y 2000, 1°C/m en el 2000 y 1.2°C/m en 2002), la cual seguramente limitó el paso de nutrimentos, oxígeno, otros gases y organismos entre el epilimnion y el hipolimnion.

Al comparar las temperaturas promedio registradas en Alchichica durante el periodo de mezcla con otros lagos tropicales, se encuentra que éstas son menores a las reportadas para el lago Kariba localizado en África (22°C) y mayores a las reportadas para el lago Titicaca (11°C), localizado entre Bolivia y Perú (Burgis y Morris 1987), lo cual se relaciona no tanto con la latitud (que les confiere características de lagos tropicales) sino con la altitud sobre el nivel del mar.

El periodo de estratificación se presentó de abril a noviembre (1999) o a diciembre (2000-2002) durante la época lluviosa coincidiendo con el comportamiento registrado para otros lagos tropicales, los cuales -al ser lo suficientemente profundos para estratificarse- presentan un periodo de circulación predecible cada año y un periodo de estratificación con una duración de 9-10 meses, tal como es el caso del lago Lanao en Filipinas, el lago Valencia localizado en el valle Aragua en Venezuela y los lagos D. Helvécio, Carioca, Jacaré y Amarela localizados en Brasil en la región de los "Doce Ríos" (Tundisi 1994; Lewis 2000 en Lewis 2002; Lewis 1973 en Lewis 1983).

Durante la época de estratificación Alchichica presenta temperaturas epilimnéticas mayores a las observadas en el lago Titicaca (12-15.7°C) y menores a las reportadas para el lago Kariba (31°C); asimismo, las temperaturas observadas en el hipolimnion son menores a las reportadas para otros lagos tropicales, tal como es el caso de los lagos Carioca (24°C) y D. Helvécio (23°C) en Brasil y el lago Jacarentinga (28°C) en Amazonas (Burgis y Morris 1987; Tundisi 1994).

El cambio de temperatura a través del gradiente térmico, fue suficiente para formar una termoclina estable en Alchichica, comportamiento que también se observa en otros lagos tropicales tales como son el lago Malawi en África ( $1^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ) (Eccles 1974 en Payne 1986), el lago Subang en Malasia ( $0.5^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ) (Arumagam y Furtado 1980 en Payne 1986) y el lago Amvrakia en Grecia ( $1.5^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ) (Danielidis *et al.* 1996).

Los cambios que se presentan en los diferentes estratos conforme avanza el periodo de estratificación también se observan en el lago Titicaca (estratificado de julio a octubre), registrando en el mes de marzo un epilimnion localizado a 40 m de profundidad, mientras que para el mes de julio se desplaza a mayor profundidad, alcanzando 70m (Burgis *et al.* 1987).

Las temperaturas promedio fueron similares a lo largo de los cuatro años de estudio, teniéndose una diferencia máxima de  $0.4^{\circ}\text{C}$  entre ellos y registrándose la mayor temperatura promedio en el año 2002 ( $16.1^{\circ}\text{C}$ ) y la menor en el año 2000 ( $15.7^{\circ}\text{C}$ ). La mayor duración del periodo de estratificación térmica en los lagos monomícticos tropicales en comparación con la registrada para los lagos templados, aunado a la formación de termoclinas con diferencias térmicas muy pequeñas y al dinamismo de la capa de mezcla, influyen de manera importante sobre el comportamiento químico y biológico de los lagos (Payne 1986, Lewis 1983), como se encontró en el caso de Alchichica.

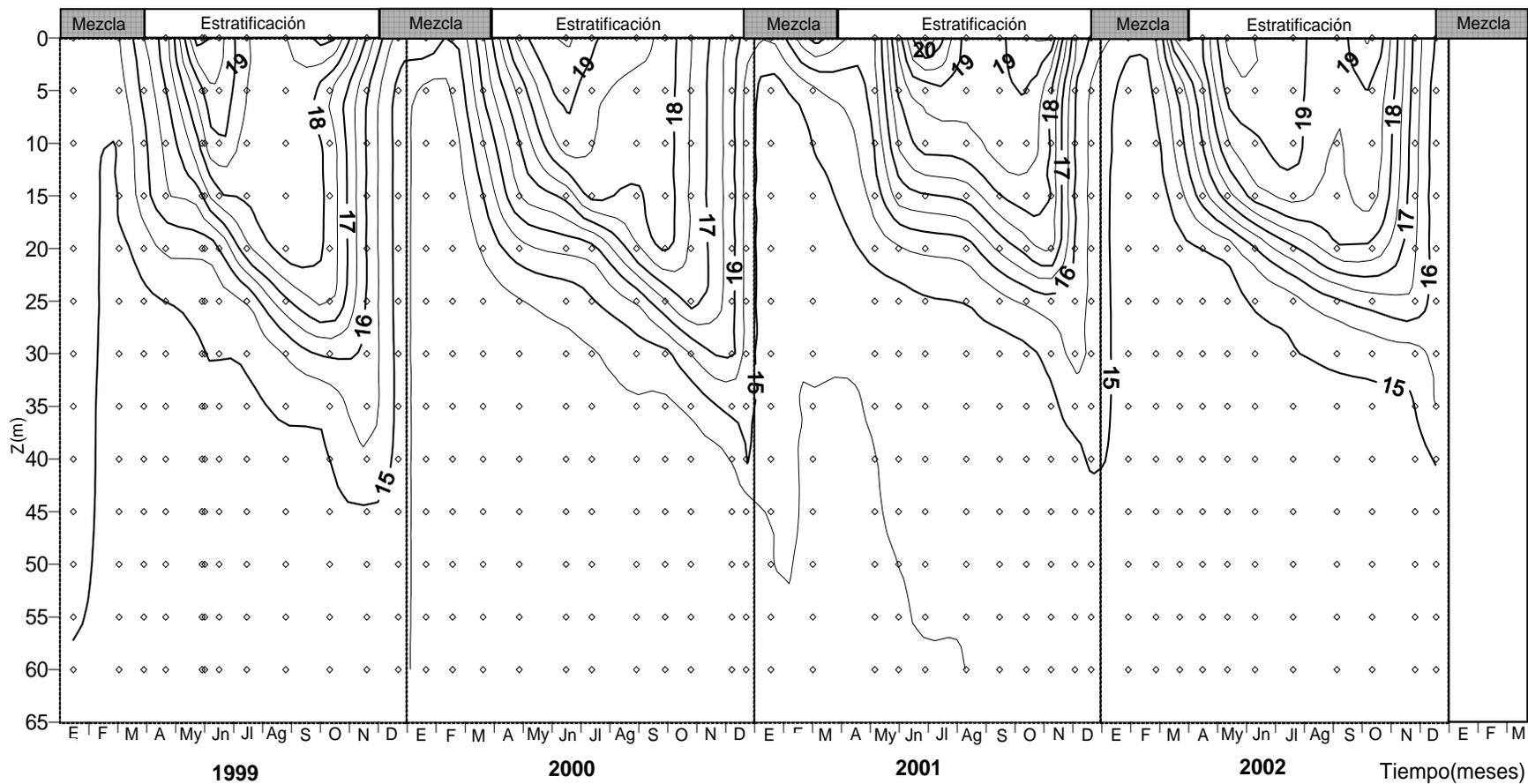


FIGURA 2. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOTERMAS (°C) EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA.

## Oxígeno disuelto

El análisis de los perfiles verticales de oxígeno disuelto mostraron que su concentración en Alchichica osciló desde condiciones anóxicas en el hipolimnion hasta 137% de saturación (9.3 mg/L) en el epilimnion, registrándose los valores mínimos en el hipolimnion durante los periodos de estratificación bien definida (julio-septiembre) y los máximos en el epilimnion durante la época de estratificación temprana (mayo) (Fig. 3).

En 1999, se registraron condiciones de microaerofilia ( $\leq 1\text{mg/L}$ , *sensu* Nurnberg 1995) en el mes de mayo en el fondo del lago, registrándose condiciones anóxicas a finales del mes de julio (1-2 m de ancho, 60-62 m de profundidad) para alcanzar un hipolimnion anóxico a partir del mes de agosto y hasta noviembre. En el año 2000 se presentó un periodo de anoxia de mayor duración (8 meses) en comparación con los otros años de estudio, iniciándose en el mes de abril en el fondo del lago y alcanzando condiciones de anoxia en todo el hipolimnion a partir del mes de junio y hasta diciembre, lo que podría tener relación con la disminución térmica observada en el invierno anterior.

Finalmente, en los años 2001 y 2002, el fondo del lago registró condiciones de microaerofilia a partir del mes de mayo, exhibiendo un hipolimnion completamente anóxico en el mes de junio y hasta noviembre (2001) o diciembre (2002).

Durante el periodo de circulación el oxígeno disuelto se distribuyó de manera homogénea a lo largo de toda la columna de agua, con valores cercanos a la saturación. Al terminar este periodo en el mes de marzo, durante la época de estratificación temprana, se registraron las diferencias verticales máximas verticales en la concentración de oxígeno disuelto, siendo del 34% (2.3 mg O<sub>2</sub>/L) para el año de 1999, de 27% (1.8 mg O<sub>2</sub>/L) para el 2000, 47% (3.3 mg O<sub>2</sub>/L) para el 2001 y finalmente de 47% (3.2 mg O<sub>2</sub>/L) para el año 2002.

La oxiclina se forma desde el mes de marzo y hasta el final del periodo de estratificación, siendo más pronunciada y profunda para el caso del año 1999 en comparación con el resto del periodo de estudio, lo cual coincide con el hecho de que al ser éste un año "Niña" la capa anóxica es más delgada, con un grosor máximo de 30m (Alcocer y Lugo 2003).

A lo largo del periodo de estudio el cuerpo de agua registró concentraciones homogéneas de oxígeno disuelto durante la época de mezcla, con un valor promedio de  $87 \pm 2$  % de saturación de oxígeno disuelto ( $5.9 \pm 0.2$  mg/L), mientras que en la época de estratificación se observaron concentraciones de sobresaturación en el epilimnion (116% de saturación de oxígeno disuelto en 1999, 112% en el 2000 y 2002 y 137% en el 2001), así como una disminución importante en el hipolimnion, alcanzando condiciones de microaerofilia o anoxia a partir de los 25-40 m de profundidad.

El perfil de oxígeno disuelto arriba descrito es de tipo clinógrado, perfil característico de lagos que permanecen estratificados la mayor parte del año, tal como es el caso de Alchichica, donde el epilimnion y el tope del metalimnion exhibieron condiciones aerobias, mientras que la base del metalimnion y el hipolimnion (30-40m hasta el fondo para el periodo 1999-2000; 25m y hasta el fondo en el periodo 2001-2002) registraron condiciones microaerofilicas-anaerobias.

Como ha sido encontrado en los lagos monomícticos cálidos tropicales (Lewis 2002), en el largo periodo de estratificación característico de Alchichica, el oxígeno disuelto en el hipolimnion se consume, teniendo como consecuencia el rápido desarrollo de una capa anóxica y un periodo prolongado en que predominan estas condiciones.

Una vez formada la termoclina, el oxígeno no puede ser reemplazado en la capa profunda desde el epilimnion oxigenado, por su incapacidad de difusión a través de la termoclina. Adicionalmente y durante la época de estratificación, la acumulación y descomposición bacteriana de la materia orgánica en la capa profunda, contribuyeron a que el hipolimnion adquiriera condiciones anóxicas. De manera opuesta, el contenido de oxígeno disuelto en el epilimnion fue alto, debido principalmente al contacto e intercambio con la atmósfera y la actividad fotosintética.

El mayor grosor de la capa anóxica registrado en el periodo 2000-2002, probablemente está asociado con una mayor producción de biomasa fitoplanctónica, ya que en años “no Niño o Niña” (2000-2002) la biomasa superficial de cianobacterias alcanza concentraciones superiores a los 16  $\mu\text{g Chl.a/L}$ , mientras que durante los años “Niño” (1998) y “Niña” (1999) se registraron concentraciones de 2-3  $\mu\text{g Chl.a/L}$  y 2-6  $\mu\text{g Chl.a/L}$ , respectivamente (Alcocer y Lugo 2003). La biomasa fitoplanctónica posteriormente se exporta debajo de la termoclina, tal como lo mencionan Escobar *et al.* (1998), para finalmente ser remineralizada en el hipolimnion, ocasionando una capa anóxica de mayor grosor (mayor a los 34 m) en el periodo 2000-2002, en comparación con el registrado durante el año 1999 (20 m) (Alcocer y Lugo 2003).

La mayor intensidad del florecimiento invernal de diatomeas observado en el periodo 2000-2002 (2000= $866 \pm 43 \text{ mg Chl.a/m}^2$ , 2001= $761 \pm 52 \text{ mg Chl.a /m}^2$ , 2002= $561 \pm 40 \text{ mg Chl.a /m}^2$ , Alcocer *et al.* datos no publicados) en comparación con el año 1999 ( $370 \pm 56 \text{ mg Chl.a/m}^2$ , Alcocer *et al.* datos no publicados) pudo contribuir a que las condiciones anóxicas durante el 2000-2002 se alcanzaran a mayor “velocidad” (2000-2002= junio) en comparación con el año 1999 (agosto).

Otros lagos tropicales en los cuales se ha observado los efectos de la variabilidad climática global son el lago Eyre en Australia, el Lago Lanao en Brasil y el lago Magadi y el lago cráter Green localizados en Kenia (Alcocer y Lugo 2003),

registrándose valores por encima y por debajo de los valores promedio en lo referente a características físicas, químicas y biológicas. Para el caso de México, los únicos lagos en los cuales se han monitoreado estos efectos son el lago Chapala y el lago Pátzcuaro (Alcocer y Lugo 2003).

Perfiles similares de oxígeno disuelto en Alchichica se observan en el lago monomítico cálido Amvrakia, Grecia, el cual permanece estratificado de principios de abril a finales de noviembre, con valores de 70-104% de saturación de oxígeno durante el periodo de circulación y un hipolimnion anóxico a partir de finales del mes de agosto (Danielidis *et al.* 1996).

El lago Onogawa, Japón, se mantiene estratificado de mayo a agosto y registra condiciones de anoxia a partir de finales de julio y hasta principios de agosto, mientras que durante el periodo de mezcla se observan condiciones de saturación a sobresaturación de oxígeno disuelto (Sato *et al.* 2002). El lago Castaño, Brasil, desarrolla una termoclina estable entre 3-5 m de profundidad, observándose una disminución considerable de oxígeno disuelto a partir de 2-3 m de profundidad y alcanzando condiciones de anoxia a partir de una profundidad de 5 m, debido principalmente a que la respiración de los organismos excede la ganancia de oxígeno disuelto (Payne 1986).

La concentración de oxígeno disuelto en Alchichica es determinada tanto por procesos físicos (mezcla) como por procesos biológicos (respiración y fotosíntesis), siendo que durante la estratificación temprana la capa superficial adquiere condiciones de sobresaturación, mientras que durante la estratificación establecida y tardía en el hipolimnion donde predominan los procesos de descomposición, la concentración de oxígeno disuelto disminuye de manera importante, ocasionando que estas variaciones influyan sobre los organismos que dependen de él para su respiración, tal como lo menciona Bronmark y Hansson (1998) y sobre la forma química predominante de los nutrientes, tal como lo menciona Payne (1986).

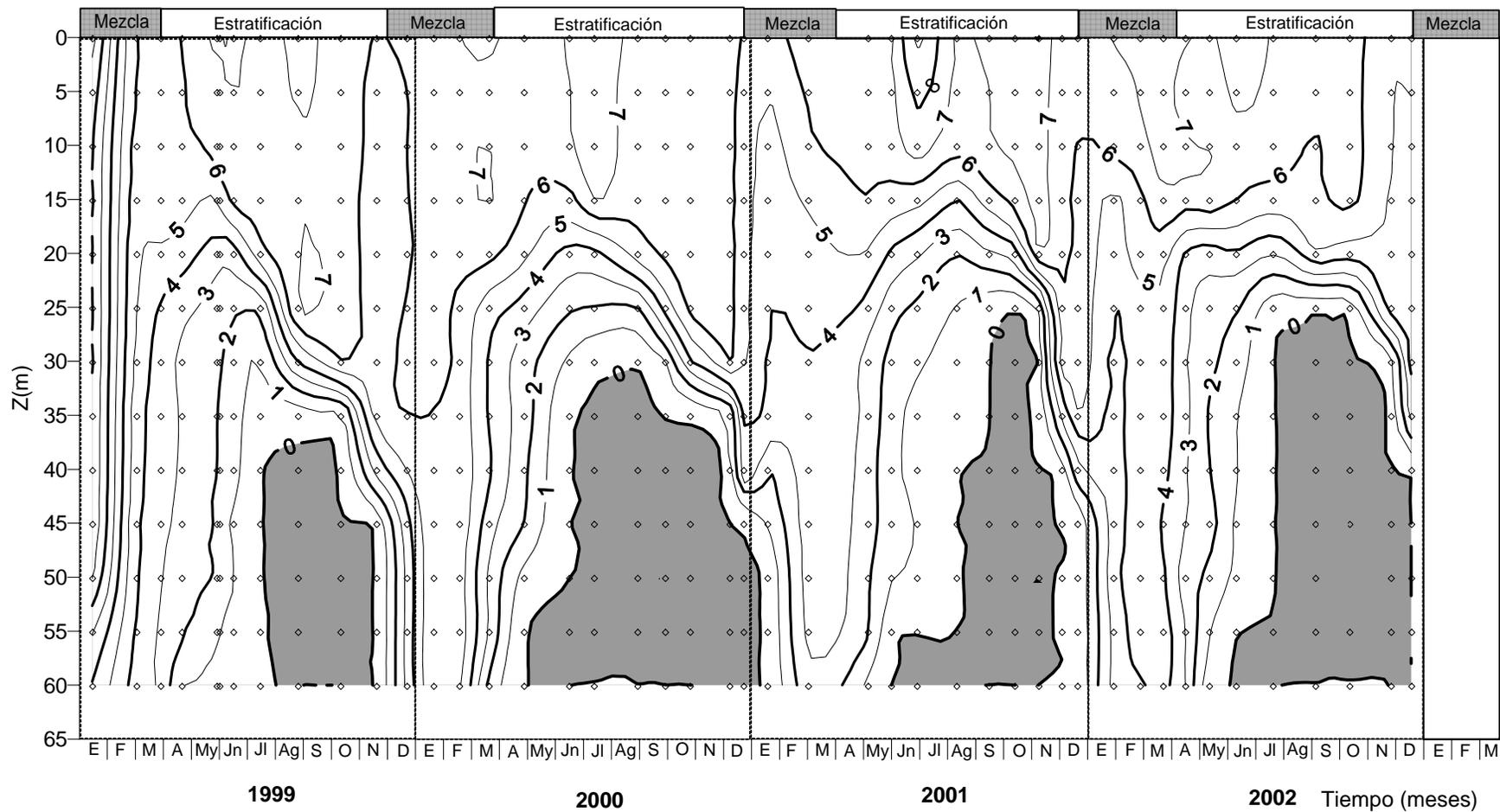


FIGURA 3. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE OXÍGENO DISUELTOS (MG/L) EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA.

## Dinámica de la Zona de Mezcla ( $z_{MIX}$ )

La capa de mezcla en los lagos templados es más estable que en los lagos tropicales, en los cuales cambios pequeños de temperatura pueden debilitar o romper parcialmente –erosionar– el tope de la termoclina -atelmixis- (Lewis 1983; Reynolds 1989 en Reynolds 1999). Para el caso de Alchichica, no se registró este fenómeno, ya que la capa de mezcla fue descendiendo paulatinamente desde el inicio hasta el final del periodo de estratificación (Figs.2 y 4).

Debido a que la capa de mezcla no fluctuó ampliamente en grosor como se esperaba, no parece probable que se hayan presentado pulsos epilimnéticos de nutrimentos debidos a este proceso, los cuales hubieran podido impactar de manera importante la producción primaria, tal como lo menciona Lewis (1973 en Lewis 1996).

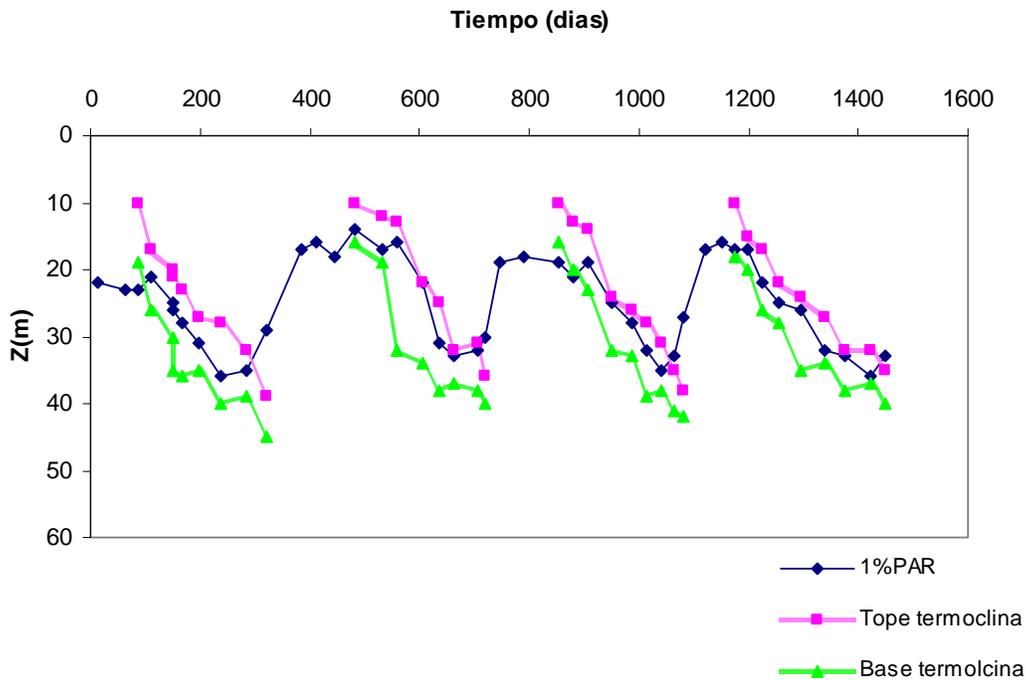


FIGURA 4. DINÁMICA TEMPORAL DE LA CAPA DE MEZCLA EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA.

## Zona Fótica ( $z_{EU}$ )

La zona fótica donde la tasa fotosintética es mayor que la tasa respiratoria (Lalli 1993), está delimitada por la profundidad a la que se encuentra el 1% de la radiación fotosintéticamente activa (PAR por sus siglas en inglés) superficial. La  $z_{EU}$  en Alchichica presentó una fluctuación entre 14 y 36 m, con un valor promedio de  $25 \pm 11$ m.

La zona fótica fue menor ( $18 \pm 9$ m) durante la época de circulación que durante el periodo correspondiente a la época de estratificación tardía ( $32 \pm 13$ m); con base en lo anterior, se pueden reconocer una fase de aguas claras con mayor  $z_{EU}$  durante el periodo de estratificación tardía y una fase de aguas turbias con menor  $z_{EU}$  durante la época de circulación (Fig. 4).

La zona fótica se ubicó dentro de la región aerobia del sistema, abarcando tanto el epilimnion como el tope del metalimnion, mientras que la región afótica abarcó la región anaerobia o de microaerofilia. Se registró un acoplamiento entre la evolución de la termoclina y del PAR durante los periodos de estratificación temprana y bien establecida, ya que la base de la termoclina se ubicó hasta donde logró penetrar la luz, de manera que la zona fótica alcanzó la base de la termoclina. Durante la época de estratificación tardía, el PAR se localizó por encima de la termoclina (Fig. 5).

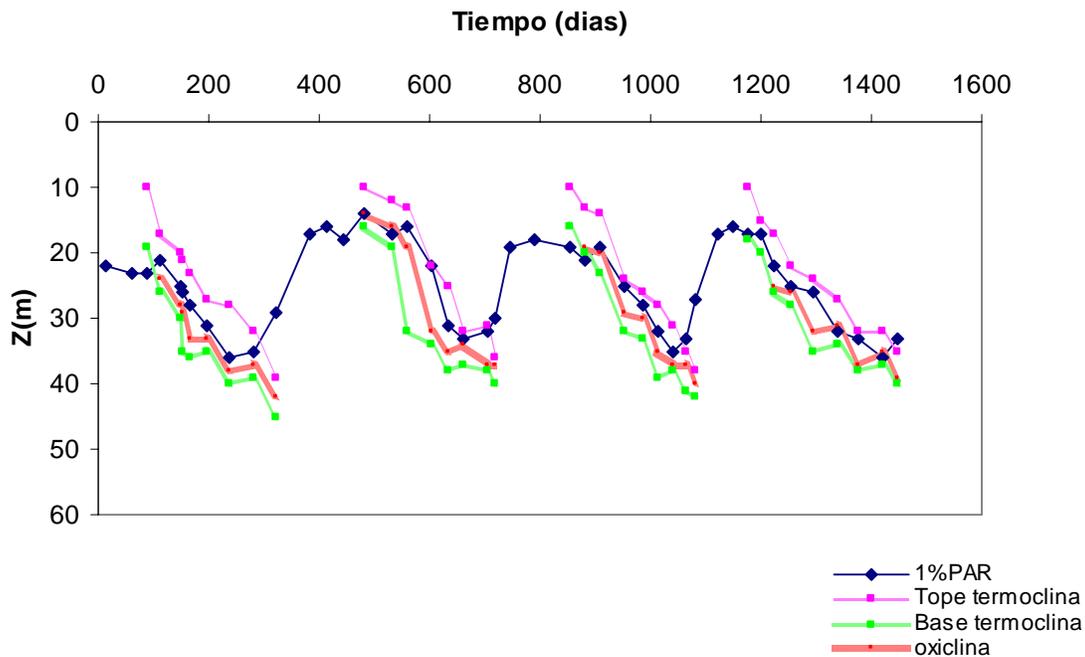


FIGURA 5. DINÁMICA TEMPORAL DE LA ZONA FÓTICA ( $Z_{EU}$ ), OXICLINA Y TERMOCLINA EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA.

## Amonio

A lo largo del periodo de estudio, el amonio presentó una oscilación de 0.07 a 43.7  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ , con un valor promedio de  $7.2 \pm 8.3 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ .

Se registraron concentraciones elevadas y homogéneas de amonio ( $6.3 \pm 2.9 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ), durante el inicio de la época de circulación en los cuatro años de estudio, como consecuencia de la distribución a lo largo de toda la columna de agua del amonio acumulado en el hipolimnion ocurrido durante la estratificación (Eppley *et al.* 1969; McCarthy *et al.* 1977; Ault *et al.* 2000, todos en Satoh 2002).

El epilimnion se caracterizó (Fig. 6) por presentar bajas concentraciones de amonio ( $2.5 \pm 2.1 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) en el periodo de estratificación debido probablemente a los procesos de nitrificación, al consumo por parte del

fitoplancton y su aislamiento del hipolimnion. Por el contrario, el ambiente anóxico de este estrato, característico de la época de estratificación establecida y tardía, favoreció la acumulación de amonio ( $26.4 \pm 11.2 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) como lo mencionan Wetzel (1983 en Satoh 2002) y Esteves (1988).

En 1999, las concentraciones de amonio oscilaron de 0.07 a  $38.10 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ , con un valor promedio de  $6.3 \pm 7.0 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ . En el inicio de la época de circulación se registraron concentraciones elevadas y homogéneas ( $5.5 \pm 0.5 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) en toda la columna de agua y a partir del mes de mayo (estratificación temprana) y hasta finales de la época de estratificación, se observaron bajas concentraciones ( $0.07 \pm 0.03 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) en el epilimnion y un incremento importante en el hipolimnion ( $38.10 \pm 12.3 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) del lago (Fig. 6).

Las concentraciones máximas se registraron durante la etapa de estratificación tardía (octubre) a una profundidad de 50 m, debido a las condiciones anóxicas prevalecientes a partir de los 40 m de profundidad, con lo cual se verificó que conforme disminuye la concentración de oxígeno disuelto, se incrementa la concentración hipolimnética de amonio.

En el año 2000, las concentraciones de amonio oscilaron de 0.33 a  $42.3 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ , con un valor promedio de  $9.6 \pm 8.9 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  (Fig. 6). Durante el periodo de circulación del lago, las concentraciones fueron homogéneas ( $7.2 \pm 0.6 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) a lo largo de toda la columna de agua, mientras que durante la época de estratificación temprana se registraron los valores mínimos ( $0.33 \pm 0.10 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) en los meses de junio y julio en el epilimnion del lago y los máximos ( $39.4 \pm 4.1 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) en los meses de octubre y diciembre en el hipolimnion durante el periodo de estratificación tardía.

Para el año 2001, las concentraciones de amonio oscilaron de 0.27 a  $33.4 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ , con un valor promedio de  $4.4 \pm 5.0 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ , alcanzando de esta manera las menores concentraciones del periodo de estudio (Fig. 6).

Durante el periodo de circulación, las concentraciones de amonio fueron homogéneas (con un intervalo de 4.2 a 5.2  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  y un valor promedio de  $4.8 \pm 0.3 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) a lo largo de toda la columna de agua a partir del mes de febrero, ya que durante el mes de enero, la probable mezcla incompleta del sistema ocasionó una diferencia vertical de  $17.6 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ .

La concentración mínima ( $0.27 \pm 0.10 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) y la máxima ( $33.4 \pm 11.4 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) se registraron durante la época de estratificación tardía, durante el mes de diciembre en el epilimnion e hipolimnion, respectivamente.

Finalmente, en el año 2002 las concentraciones de amonio oscilaron de 0.14 a  $43.7 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ , con un valor promedio de  $8.1 \pm 8.7 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ . La distribución vertical de este año fue similar a las encontradas para los años anteriores (Fig. 6), registrándose concentraciones homogéneas ( $4.9 \pm 0.8 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) durante la época de circulación, mientras que en los periodos de estratificación temprana y estratificación tardía en los meses de julio y noviembre, respectivamente, las concentraciones mínimas ( $0.4 \pm 0.3 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) se presentaron en el epilimnion del lago.

Las concentraciones máximas ( $40.2 \pm 3.5 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) se registraron a 60m de profundidad durante la etapa de estratificación tardía en los meses de octubre, noviembre y diciembre.

En este año se registró una acumulación mayor en comparación con el año anterior, alcanzando, al igual que en el año 2000, concentraciones máximas de  $40 \pm 14.1 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  en el fondo del lago (55-60 m de profundidad).

El intervalo de variación (0.07 a  $43.7 \mu\text{mol}$ ) en la concentración de amonio observado en el lago Alchichica a lo largo del periodo de este estudio se encuentra dentro de las concentraciones registradas para las aguas continentales no

contaminadas (0-230  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) y con una tendencia relativa a ser bajas (Oliva *et al.* 2001).

El comportamiento inverso amonio-oxígeno disuelto observado en el hipolimnion de Alchichica también se presenta en los lagos Onogawa en Japón, Carioca y D. Helvécio en la región de los "Doce Ríos" en Brasil, y en el lago Amvrakia en Grecia (Satoh 2002, Tundisi 1994, Esteves 1988, Danielidis 1996).

De manera similar a lo observado en Alchichica, en el lago Onogawa, las concentraciones máximas de esta forma de nitrógeno (50-60  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) se observaron dentro de la capa anóxica en el fondo del lago (19m de profundidad) durante los meses de septiembre y octubre, justo antes del inicio del periodo de mezcla (Satoh *et al.* 1996 en Satoh 2002).

En el lago Carioca, la máxima acumulación hipolimnética (103  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) se registró a 9 m de profundidad, también durante el periodo de estratificación del lago y bajo las condiciones anóxicas prevalecientes a partir de los 6 m de profundidad. Asimismo, el lago D. Helvécio registró los máximos valores de amonio (100  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) a 17 m de profundidad, bajo las condiciones de microaerofilia existentes a estas profundidades (Esteves 1988). En estos dos casos, los valores son mayores a los encontrados para Alchichica, pero el patrón de comportamiento inverso entre el amonio y el oxígeno disuelto es similar.

Esta misma acumulación hipolimnética se observó en el lago Amvrakia (0.6-8.2  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) durante el final del periodo de estratificación, pero con valores menores a los reportados para los lagos anteriores y para Alchichica (Danielidis *et al.* 1996).

El año 2000 exhibió la concentración promedio más elevada ( $9.6 \pm 8.9 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ), así como la mayor acumulación hipolimnética, alcanzando concentraciones máximas de  $40.0 \pm 12.3 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  en el fondo del lago y registrando

concentraciones de  $20.0 \pm 9.8 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  a partir de los 32 m de profundidad, mientras que en los años 1999 y 2002, las concentraciones de  $20.0 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  o mayores se registraron a partir de los 36 m y en el año 2001 solamente se desarrollaron en el fondo del lago (60 m de profundidad), constituyendo -de esta manera- una de las regiones de máxima concentración alcanzadas durante este año.

La elevada concentración observada a finales del año 2000 pudo deberse a que durante la estratificación de este año se favoreció un florecimiento importante de cianobacterias al inicio del periodo de estratificación temprana, registrándose concentraciones promedio de  $451 \pm 81 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$ , claramente más elevadas que las de los otros años ( $56 \pm 18 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$  en 1999,  $43 \pm 15 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$  en 2001, y  $389 \pm 56 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$  en 2002, Alcocer *et al.* datos no publicados), incrementándose de esta manera la fijación de nitrógeno en el sistema.

En general, las condiciones anóxicas observadas en Alchichica a partir de los 30-35 m de profundidad (estratificación establecida y tardía) serían favorables a que el amonio no se oxidara, sino que se acumulara a partir de estas profundidades al encontrarse en ambientes deficientes de oxígeno.

En este sentido, el hecho de que las condiciones anóxicas durante el año 2000 fueron las de mayor duración en comparación con el resto del periodo de estudio, sería consistente con la idea de que el grado de desarrollo de la capa anóxica es el principal regulador de la acumulación hipolimnética de amonio, tal como lo menciona Satoh (2002). Asimismo, parece indicar que durante los años "normales" la capa anóxica tiene un grosor mayor (superior a los 34 m) que el registrado durante los años Niño (1998) y Niña (1999) (30 m máximo) (Alcocer y Lugo 2003).

Por otro lado, la mayor acumulación hipolimnética de amonio durante el año 2000 ( $40.0 \pm 12.3 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) probablemente favoreció un florecimiento importante de

diatomeas durante el año 2001, registrándose en el mes de enero una concentración de clorofila "a" integrada de  $761 \pm 52$  mg Chl.a/m<sup>2</sup> (Alcocer *et al.* datos no publicados), ya que durante el periodo de circulación los nutrientes regenerados en el hipolimnion en la época de estratificación quedan disponibles para los productores primarios, tal como lo menciona Payne (1986).

El año 2001 se caracterizó por presentar la concentración promedio de amonio más baja ( $4.4 \pm 5.0$   $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ), así como la menor acumulación de amonio hipolimnético, en comparación con el resto del periodo de estudio, alcanzando concentraciones máximas de solamente  $20.0 \pm 8.9$   $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  y  $30.0 \pm 10.5$   $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$  en el fondo del lago (60 m de profundidad).

La menor duración de un ambiente deficiente de nitrógeno en comparación con el resto del periodo de estudio, probablemente favoreció que el florecimiento de cianobacterias también haya sido menor con una concentración de clorofila "a" integrada en la estratificación temprana de  $43 \pm 15$  mg Chl.a/m<sup>2</sup> (Alcocer *et al.* datos no publicados), ocasionando una menor incorporación de nitrógeno al sistema y, en consecuencia, bajas concentraciones de amonio durante este año.

Es probable que la mayor acumulación hipolimnética de amonio ( $0.33$  a  $42.3$   $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ,  $9.6 \pm 8.9$   $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) durante el año 2000, hubiera generado condiciones favorables durante la mezcla del 2001 para un mejor desarrollo del florecimiento de diatomeas durante este año. Lo anterior explicaría las mayores concentraciones hipolimnéticas de silicatos (con una oscilación de  $0.8$  a  $37.4$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$  y un valor promedio de  $8.0 \pm 8.4$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) durante el año 2001 (Fig. 10).

La distribución vertical de amonio del año 2002 probablemente es consecuencia de la mayor extensión de la capa anóxica y del mayor florecimiento de cianobacterias ( $389 \pm 56$  mg Chl.a/m<sup>2</sup>, Alcocer *et al.* datos no publicados ) en

comparación con el año anterior ( $43 \pm 15$  mg Chl.a/m<sup>2</sup>, Alcocer *et al.* datos no publicados). El amonio incorporado al sistema mediante la fijación de nitrógeno, al encontrarse en un ambiente anóxico a partir de los 25 m de profundidad, no se oxidó, sino que se acumuló, registrando las elevadas concentraciones características de este año a partir de dicha profundidad.

El amonio acumulado en el hipolimnion durante el periodo de estratificación en Alchichica se distribuye homogéneamente a lo largo de toda la columna de agua durante la época de circulación, oxidándose y quedando disponible en forma de nitratos en el epilimnion. Aunque no es la especie química más favorable, constituye una fuente de nitrógeno que permite el desarrollo del fitoplancton durante la circulación, adquiriendo -de esta manera- gran importancia para la producción primaria, tal como lo mencionan Satoh *et al.* (2002).

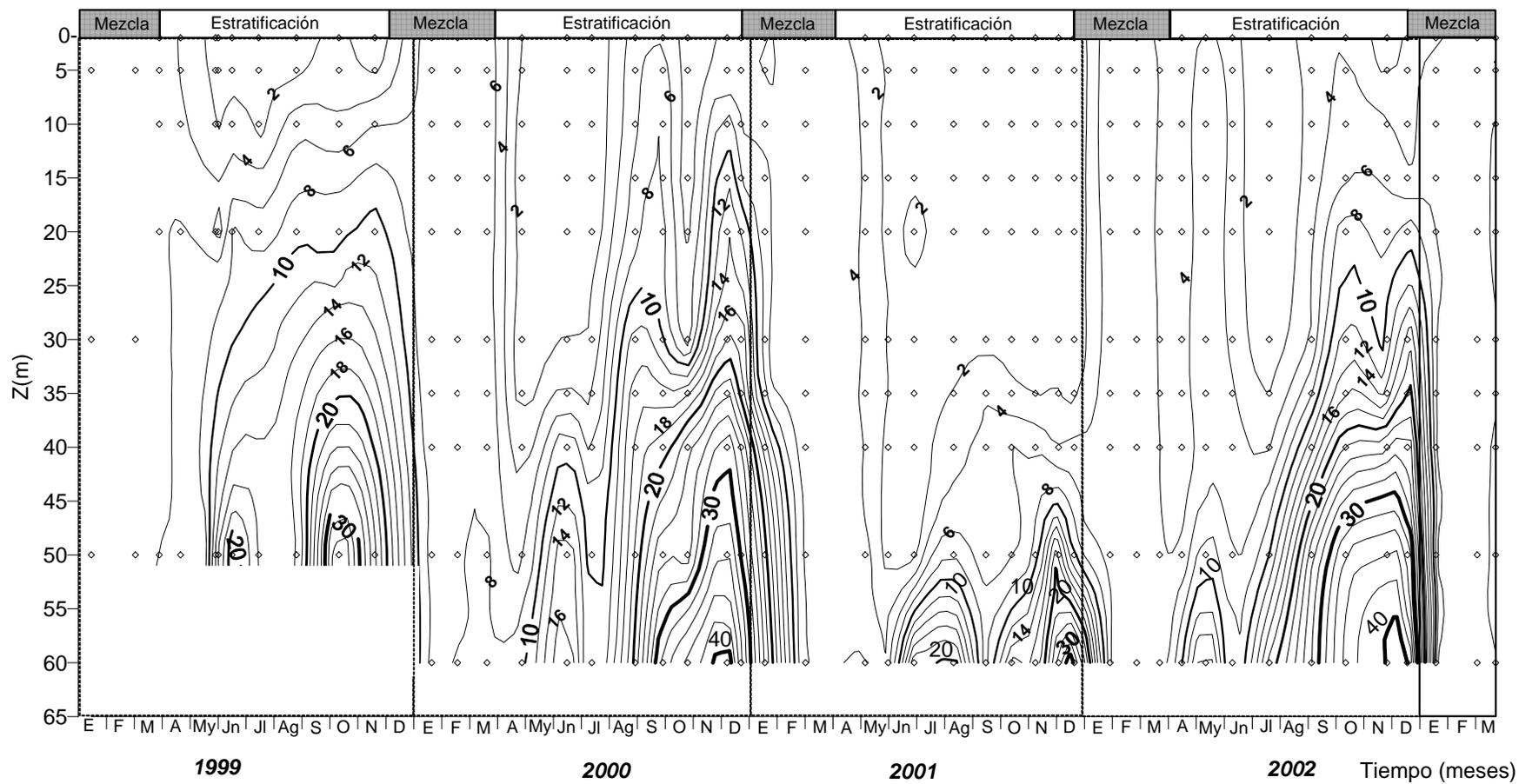


FIGURA 6. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS AMONIO ( $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA

## Nitratos

A lo largo del periodo de estudio (1999-2002), las concentraciones verticales de nitratos oscilaron de 0.01 a 5.2  $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.7 \pm 0.8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ .

Durante el periodo de circulación se registraron concentraciones elevadas y homogéneas ( $0.80 \pm 0.2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ), mientras que en la época de estratificación, las concentraciones de nitratos fueron bajas tanto en el epilimnion ( $0.3 \pm 0.2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) como en el hipolimnion del lago ( $0.34 \pm 0.2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ), registrándose las máximas concentraciones en el metalimnion ( $1.02 \pm 1.2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) durante el periodo de estratificación temprana (Fig. 7).

Durante 1999, los nitratos registraron una oscilación de 0.04 a 4.2  $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.7 \pm 0.8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas ( $0.06 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se registraron en los meses de junio, octubre y noviembre en el epilimnion del lago, mientras que las máximas concentraciones ( $4.2 \pm 1.1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se observaron durante el periodo de estratificación temprana en el mes de junio en el metalimnion, probablemente como consecuencia del florecimiento de *N. spumigena* registrado durante este periodo (Lugo *et al.* 2000, Arredondo *et al.* 1984), de la acumulación de materia orgánica y de las altas tasas de nitrificación-desnitrificación que ocurren a estas profundidades, y que -por lo tanto- definen picos característicos dentro de esta región, como lo mencionan Payne (1986) y Esteves (1988).

Las concentraciones de nitratos registradas en el fondo del cuerpo de agua durante todo el periodo de estratificación son menores a las observadas en el metalimnion del lago, ya que el nitrógeno liberado mediante los procesos de descomposición, al encontrarse en un ambiente anóxico predomina en su forma reducida, tal como lo menciona Payne (1986).

Asimismo, se observa que conforme desaparece el florecimiento de *N. spumigena*, disminuye gradualmente la concentración de nitratos en el cuerpo de agua, tal como lo mencionan Oliva (2001), ya que estos organismos son los responsables de llevar a cabo la fijación de nitrógeno atmosférico, introduciendo al sistema amoniaco, el cual -bajo las condiciones oxigenadas del epilimnion y del tope del metalimnion- constituye la materia prima para la obtención de nitratos mediante los procesos de nitrificación.

Al igual que en el caso de otros nutrientes, el periodo de circulación se caracterizó por presentar concentraciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua ( $1.0 \pm 0.20 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ).

Durante el 2000, las concentraciones de nitratos oscilaron de 0.01 a 1.9  $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ , registrándose un valor promedio de  $0.4 \pm 0.3 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ . Las mínimas concentraciones ( $0.03 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se observaron en el epilimnion durante la fase final del periodo de estratificación temprana e inicios de la estratificación establecida en los meses de junio, julio y agosto.

Las máximas concentraciones ( $1.7 \pm 0.4 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se registraron en el metalimnion en la etapa de estratificación temprana en los meses de abril, mayo y junio, debido probablemente al florecimiento de *N. spumigena* característico de este periodo (Lugo *et al.* 2000, Arredondo *et al.* 1984).

Las concentraciones máximas que se encontraron en el hipolimnion ( $0.67 \pm 0.1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) en la etapa de estratificación tardía en el mes de diciembre fueron presumiblemente consecuencia de la remineralización de los nutrientes, los cuales quedaron atrapados por debajo de la termoclina. Sin embargo, estas concentraciones son menores a las observadas para el amonio a la misma profundidad, debido a que en ambientes anóxicos el nitrógeno predomina en su forma reducida.

A partir del mes de julio se observó una disminución gradual en la concentración máxima de nitratos, debido probablemente a la desaparición del florecimiento de *N. spumigena* y al consumo fitoplanctónico, exhibiendo para mediados de julio en el metalimnion, una concentración de  $0.8 \pm 0.2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$  hasta llegar al mes de diciembre en el mismo estrato a una concentración de  $0.07 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ .

Esto es consistente con el patrón esperado de disminución gradual de nitratos en el cuerpo de agua a medida que disminuye la reducción del nitrógeno gaseoso a amonio, a través del proceso de fijación de nitrógeno y, por lo tanto, su posterior oxidación hasta nitratos bajo las condiciones oxigenadas del epilimnion y tope del metalimnion (Libes 1992).

Al igual que en el año anterior, durante la época de circulación se observaron concentraciones homogéneas debido a la mezcla del cuerpo de agua ( $0.7 \pm 0.1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ).

En el año 2001, las concentraciones de nitratos oscilaron de 0.06 a  $5.2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ , registrando un valor promedio de  $1.0 \pm 1.0 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ .

Las concentraciones mínimas ( $0.11 \pm 0.07 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se observaron en el epilimnion en los meses de mayo y septiembre, mientras que las máximas concentraciones ( $4.6 \pm 0.3 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se registraron en el metalimnion en los meses de mayo y junio. Este comportamiento coincide con el florecimiento de cianobacterias registrado durante la estratificación temprana y con la disminución en la concentración de nitratos a partir de que desaparece el florecimiento de estos organismos (Oliva *et al.* 2001).

Las concentraciones hipolimnéticas de nitratos (con una oscilación de 0.01 a  $3.4 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$  y un valor promedio de  $0.9 \pm 0.3 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ), mayores que las registradas para los otros años del periodo estudio, aunadas a las máximas concentraciones observadas en el metalimnion, influyeron de manera importante

sobre la distribución vertical de nitratos del año 2002, ya que también las máximas concentraciones ( $4.0 \pm 1.1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se observaron en el metalimnion, pero -a diferencia del año anterior- las concentraciones hipolimnéticas fueron menores, registrando una oscilación de 0.01 a  $1.1 \mu\text{mol N-NO}_3^-/\text{L}$  y un valor promedio de  $0.4 \pm 0.2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ .

El periodo de mezcla exhibió un comportamiento similar al de los años anteriores, registrándose concentraciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua ( $1.1 \pm 0.1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ).

Finalmente, para el año 2002, las concentraciones de nitratos oscilaron de 0.01 a  $4.8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.5 \pm 0.8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas ( $0.05 \pm 0.04 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se registraron en los meses de abril, junio, julio y octubre en el epilimnion del lago, mientras que las máximas concentraciones ( $4.3 \pm 0.8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se observaron en el mes de junio en el metalimnion como consecuencia del florecimiento de cianobacterias registrado en este periodo (Lugo *et al.* 2000), de la acumulación de la materia orgánica, de las tasas de nitrificación-desnitrificación que ocurren a esas profundidades, tal como menciona Payne (1986) y de las altas concentraciones de nitratos registradas tanto en el metalimnion como en el hipolimnion del año anterior (Fig. 7).

Al igual que para el resto del periodo de estudio, a partir de que comienza a desaparecer el florecimiento de *N. spumigena* (Oliva *et al.* 2001) disminuyó la concentración de nitratos en la columna de agua, y durante el periodo de circulación se registraron concentraciones homogéneas ( $0.7 \pm 0.1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ).

El análisis de la distribución vertical de nitratos (Fig. 7) establece que a lo largo del periodo de estudio, Alchichica exhibió bajas concentraciones tanto en el epilimnion durante las etapas de estratificación temprana, establecida y tardía (por la utilización fitoplanctónica y por encontrarse aislado de las capas inferiores) como en el hipolimnion (debido a que las condiciones anóxicas promueven que el

nitrógeno liberado mediante los procesos de descomposición se encuentre en su forma reducida); por otro lado, en el periodo de circulación del lago se registraron concentraciones homogéneas y más elevadas a las encontradas durante la estratificación.

Es importante destacar que durante la época de estratificación temprana se registraron las máximas concentraciones de nitratos en el metalimnion; lo que es debido probablemente a los procesos de fijación de nitrógeno atmosférico por parte de cianobacterias (principalmente a través del florecimiento de *Nodularia spumigena*), las cuales se concentran en las capas superficiales lago (0-20 m) (Arredondo *et al.* 1984, Oliva *et al.* 2001) y a la nitrificación que ocurren en el metalimnion (Payne 1986).

Perfiles de nitratos similares a los de Alchichica se registran en los lagos Castanho (0.18  $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) y Carioca (0.10  $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) localizados en Brasil, en donde las concentraciones máximas de nitratos se registran en el metalimnion del lago (Payne 1986, Esteves 1988).

En el lago Amvrakia, Grecia, las máximas concentraciones de nitratos (10.2  $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ ) se registran a finales de septiembre y principios de octubre en la interfase metalimnion/hipolimnion a una profundidad de 20m.

Durante el año 2000, las máximas concentraciones de nitratos fueron menores a las encontradas para el resto de los años estudiados, debido probablemente a que las condiciones anóxicas presentes a partir de los 30-35 m de profundidad en el periodo de estratificación, promovieron que el nitrógeno incorporado al sistema mediante las cianobacterias predominara en su forma reducida, dando por resultado las bajas concentraciones de nitratos en el metalimnion del lago durante este año. Como se menciono anteriormente, el 2000 fue precedido por un año "Niña" (1999), durante el cual se generaron condiciones adecuadas para el florecimiento de cianobacterias del 2000, tomando en cuenta que el incremento

en la temperatura, la radiación solar y condiciones de poco nitrógeno en el agua son parámetros que influyen en el desarrollo de estos organismos (Capblancq y Catalan 1994; Cole 1994; Lalli y Parson 1993; Brylinsky 1973; Philips *et al.* 1997). La conjunción de estas características favorecen una mayor incorporación de nitrógeno al sistema (Alcocer y Lugo 2003), el cual, al encontrarse en ambientes anóxicos (a partir de 30-35m) predominó en su forma reducida.

La estratificación temprana y bien establecida del año 2001 se caracterizó por registrar las mayores concentraciones metalimnéticas, así como las concentraciones hipolimnéticas más elevadas en comparación con el resto del periodo de estudio, debido probablemente a que durante el año 2000 se registraron las mayores concentraciones hipolimnéticas de amonio ( $39.4 \pm 4.1 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ), las cuales al distribirse de manera homogénea durante el periodo de mezcla del año 2001 y al encontrarse en ambientes oxigenados (tomando en cuenta que las condiciones anóxicas durante este año fueron las de menor duración), favorecieron los procesos de nitrificación, obteniéndose nitratos como producto final.

En el año 2002, al igual que en el año anterior, también se registraron las máximas concentraciones en el metalimnion del lago, pero disminuyeron de manera importante a partir de los 40 m de profundidad, resultado de las condiciones anóxicas prevalecientes en estas profundidades.

Se observó una disminución gradual en la concentración de nitratos por debajo del metalimnion, con el correspondiente incremento en las concentraciones de nitrito y de amonio, debido probablemente a los procesos de desnitrificación y acumulación que ocurren en ambientes anóxicos. Este comportamiento es similar al de otros lagos tropicales, tal como el lago Amvrakia en Grecia y el lago Carioca en Brasil (Danielidis *et al.* 1996; Esteves 1988).

Las concentraciones de nitratos encontradas en el fondo del lago durante los periodos de estratificación tardía son inferiores -como era de esperarse- a las reportadas para el amonio a las mismas profundidades, ya que bajo las condiciones anóxicas del hipolimnion, el nitrógeno está presente principalmente en su forma reducida (Payne 1986).

Asimismo, a lo largo del periodo de estudio se observó una disminución gradual en la concentración de nitratos en el epilimnion a partir del inicio del periodo de estratificación bien establecida, debido probablemente a su consumo y a la desaparición del florecimiento de *N. spumigena* (Oliva *et al.* 2001), lo cual trae como consecuencia una disminución en las tasas de fijación de nitrógeno y su posterior reducción a amonio (Falcón *et al.* 2002), el cual -bajo las condiciones oxigenadas del epilimnion y tope del metalimnion- sería oxidado (nitrificado) hasta nitrato.

La distribución y concentración de nitratos en Alchichica está influenciada por los procesos de nitrificación y desnitrificación, los cuales a su vez se relacionan con disponibilidad de oxígeno disuelto, dando como resultado concentraciones homogéneas durante la época de circulación y un máximo metalimnético en la estratificación temprana, el cual desaparece durante la estratificación establecida y tardía debido probablemente a la finalización del florecimiento de *N. Spumigena* -él cual inicia generalmente entre abril y mayo con una duración de menos de un mes- y al consumo fitoplanctónico (Oliva *et al.* 2001).

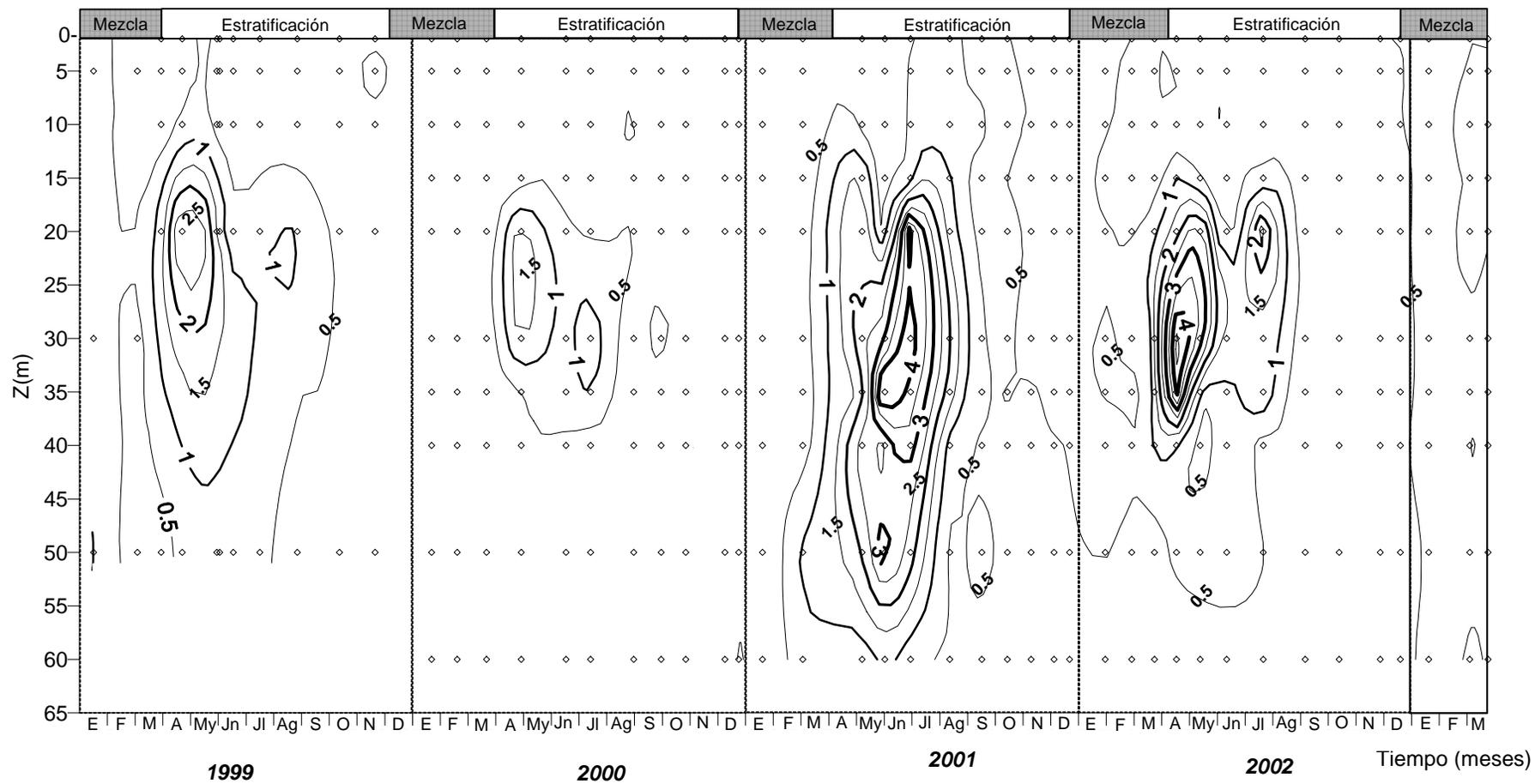


FIGURA 7. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS NITRATOS ( $\mu\text{mol NO}_3/\text{L}$ ) EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA

## Nitritos

A lo largo de los cuatro años de estudio los nitritos registraron una variación de 0.02 a 0.5  $\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.09 \pm 0.08 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ .

Durante el periodo de circulación se registraron concentraciones homogéneas y reducidas a lo largo de la columna de agua ( $0.06 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ), mientras que en la época de estratificación establecida, el perfil vertical de nitritos se caracterizó por registrar concentraciones mínimas en el epilimnion ( $0.06 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) y bajas en el metalimnion ( $0.09 \pm 0.04 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ), mientras que el hipolimnion exhibió la máxima concentración ( $0.19 \pm 0.12 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) de esta forma de nitrógeno durante la estratificación bien establecida. De esta manera, en cada uno de los años de estudio las concentraciones más altas se encontraron en la región anóxica característica del periodo de estratificación (Fig. 8).

Durante 1999, las concentraciones de nitritos presentaron una fluctuación de 0.03 a 0.3  $\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.1 \pm 0.11 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas se registraron tanto en el epilimnion ( $0.03 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) como en el metalimnion ( $0.08 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) durante el periodo de estratificación establecida del lago, mientras que la concentración máxima ( $0.30 \pm 0.10 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) se observó en el hipolimnion durante el periodo de estratificación temprana, en el mes de junio. Conforme avanza la estratificación (establecida y tardía) las concentraciones de nitritos disminuyen hasta alcanzar concentraciones de  $0.10 \pm 0.10 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$  a 60m de profundidad, debido a su completa reducción hasta amonio. Por otro lado, durante el periodo de circulación se registraron concentraciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua ( $0.09 \pm 0.03 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ).

En el año 2000, las concentraciones de nitritos presentaron una oscilación de 0.02 a 0.26  $\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.07 \pm 0.1 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ , registrándose, al igual que en el año pasado, las menores concentraciones en el

epilimnion ( $0.02 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) y bajas en el metalimnion ( $0.09 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) del lago durante el periodo de estratificación establecida.

Las máximas concentraciones ( $0.25 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) se presentaron en las etapas de estratificación establecida y tardía en el hipolimnion del cuerpo de agua durante los meses de agosto, septiembre y octubre debido a la desnitrificación hipolimnética que ocurre en ambientes anóxicos. La acumulación de nitritos a partir de los 30 m de profundidad coincide con el límite de la región anóxica del lago.

El periodo de circulación se caracterizó por presentar concentraciones bajas y homogéneas ( $0.03 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) a lo largo de toda la columna de agua.

El perfil vertical de nitritos para los años 2001 y 2002 presentó un comportamiento muy similar a los años anteriores, bajas concentraciones en el epilimnion y metalimnion y un incremento importante hacia el fondo del sistema conforme avanzó el periodo de estratificación, registrándose las máximas concentraciones para el año 2001 en los meses de junio, agosto y octubre en el hipolimnion ( $0.40 \pm 0.09 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ). La concentración de nitritos en este año osciló de 0.02 a  $0.49 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.1 \pm 0.12 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ .

En el año 2002, las concentraciones oscilaron de 0.02 a  $0.46 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$  con un valor promedio de  $0.12 \pm 0.10 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ . El periodo de circulación registró un comportamiento similar al encontrado para los años anteriores, observándose concentraciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua ( $0.06 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$  en 2001 y  $0.08 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$  en 2002).

Sin embargo, en el año 2002 se observa un claro incremento en la acumulación hipolimnética de nitritos en comparación con el año anterior y con el resto del periodo de estudio, debido probablemente a las altas concentraciones de nitratos

registradas tanto en el metalimnion como en el hipolimnion del lago en el año 2001, aunque en ambos periodos (2001-2002) se alcanzaron las máximas concentraciones ( $0.40 \pm 0.20 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) de nitritos en el hipolimnion del lago.

Las máximas concentraciones del 2002 se registraron en los meses de junio y julio a una profundidad de 60m ( $0.40 \pm 0.08 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) durante la etapa de estratificación temprana, probablemente como consecuencia de una mayor intensidad durante estos meses de los procesos de desnitrificación que ocurren en el hipolimnion anóxico. Ya para el mes de diciembre se observaron concentraciones de  $0.20 \pm 0.03 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$  a una profundidad de 60m debido probablemente a la completa reducción de los nitritos hasta amonio.

Las concentraciones observadas a lo largo del periodo de estudio están en el intervalo de 0.01 a  $2.2 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$  registrado para la mayoría de los cuerpos acuáticos sin presencia de contaminantes, ya que por su inestabilidad química esta forma de nitrógeno suele estar en concentraciones bajas (Esteves 1988, Wetzel 1983).

Las concentraciones de nitritos fueron más bajas que las registradas para los nitratos y el amonio ya que, como se menciona, son una fase de transición entre estas dos formas de nitrógeno, lo cuál tiene que ver con la cantidad de oxígeno y el potencial redox (Wetzel 1981).

El perfil vertical de nitritos encontrado para Alchichica es similar al registrado para el lago D. Helvécio en Brasil, en el cual se observa un incremento importante en la concentración de esta forma de nitrógeno hacia el fondo del lago ( $0.16 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ), registrándose en superficie (2-10 m de profundidad) una concentración de  $0.04 \mu\text{mol}/\text{L}$  (Tundisi 1994).

El lago Carioca, Brasil, registra la máxima concentración de esta forma de nitrógeno ( $0.09 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) en el hipolimnion durante la época de

estratificación, mientras que en superficie las concentraciones son cercanas a cero ( $0.001 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) (Esteves 1988).

Este comportamiento se debe a que por encima del hipolimnion y a medida que se incrementa la concentración de oxígeno, se puede producir una desnitrificación parcial, obteniéndose óxido nítrico, mientras que las bajas concentraciones de nitritos características del epilimnion y del metalimnion se deberían a que en condiciones oxigenadas se presentan los procesos de nitrificación, además de la asimilación y amonificación, los cuales conforman el continuo reciclamiento del nitrógeno en el epilimnion (Libes 1992).

Las elevadas concentraciones hipolimnéticas pudieron deberse principalmente a los procesos de desnitrificación que ocurren en ambientes anóxicos, en los cuales el nitrato se reduce a nitrito y finalmente a amonio (Libes 1992), siendo esto una característica común en lagos que permanecen estratificados la mayor parte del año (Danielidis *et al.* 1996).

La acumulación de nitritos ( $0.20 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ) -observada en el año 1999 a partir de los 38 m de profundidad- en el año 2002 estuvo presente a partir de 33 m a finales del mes de septiembre, debido probablemente a que las condiciones anóxicas en el año 2002 se registraron desde los 25 m de profundidad en el mes de agosto, además de que las concentraciones hipolimnéticas de nitratos fueron mayores a las observadas en el año 1999, verificándose nuevamente la estrecha relación entre los perfiles de oxígeno y los procesos biogeoquímicos predominantes en las distintas regiones del lago que, por lo tanto, determinan la continua transformación de la forma química predominante de los nutrientes, los perfiles verticales de los mismos y la dinámica del sistema.

Tomando en cuenta que el año 2000 registró las menores concentraciones de nitratos, es probable que la tasa de desnitrificación haya sido también menor en comparación con el resto del periodo de estudio, observándose de esta manera

las concentraciones hipolimnéticas de nitritos más bajas del periodo de estudio ( $0.20 \pm 0.20 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ). Por el otro lado, en los años 2001 y 2002, caracterizados por registrar las más altas concentraciones de nitratos, exhibieron también las concentraciones hipolimnéticas de nitritos más altas ( $0.40 \pm 0.20 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ ), debido probablemente a la mayor tasa de desnitrificación y a las condiciones anóxicas observadas a partir de los 25 m de profundidad.

Los perfiles observados para el amonio, nitratos y nitritos en los lagos tropicales indican que, la distribución de estas formas de nitrógeno depende principalmente del grado de oxigenación y de la hidrodinámica del lago (periodos de circulación / estratificación) (Esteves 1988).

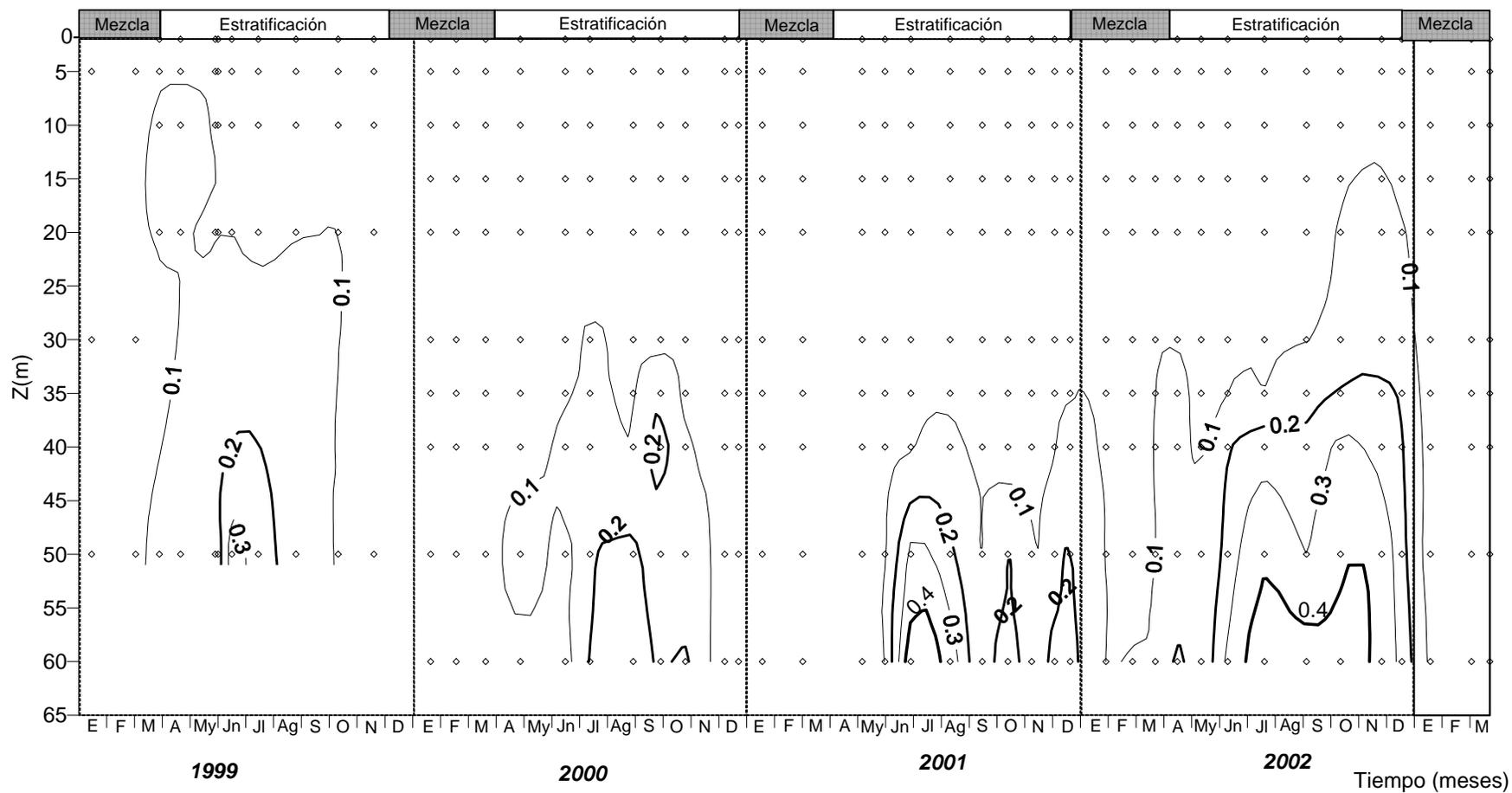


FIGURA 8. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS NITRITOS ( $\mu\text{MOL NO}_2/\text{L}$ ) EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA

## Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)

A lo largo del periodo de estudio, los valores de NID registraron un valor promedio de  $4.6 \pm 4.0 \mu\text{mol NID/L}$  durante la época de circulación (producto de la mezcla) y de  $7.5 \pm 4.0 \mu\text{mol NID/L}$  durante la parte final del periodo de estratificación temprana en el epilimnion (producto del florecimiento de bacterias fijadoras de nitrógeno). Los valores máximos ( $30.5 \pm 15.6 \mu\text{mol NID/L}$ ) se presentaron en el hipolimnion del cuerpo de agua durante la época de estratificación tardía, debido a la remineralización de la materia orgánica, lo que probablemente ocasiona las concentraciones registradas durante el periodo de circulación.

Las concentraciones encontradas en la parte final de la época de estratificación temprana en el metalimnion se pudieron deber probablemente a la acumulación de cianobacterias que comienzan a morir acumulándose en este estrato y liberando posteriormente su carga de nutrimentos (Oliva *et al.* 2001).

Los valores mínimos se presentaron en etapas de estratificación tardía en el epilimnion del lago ( $0.5 \pm 0.3 \mu\text{mol NID/L}$ ), debido probablemente a que los nutrientes son asimilados inmediatamente por el fitoplancton para posteriormente ser reducidos e incorporados a la materia orgánica viva (Libes 1992).

Durante 1999 el NID registró una variación de 0.23 a  $8.0 \mu\text{mol NID/L}$ , con un valor promedio de  $2.5 \pm 0.6 \mu\text{mol NID/L}$ . Los valores mínimos ( $0.31 \pm 0.11 \mu\text{mol NID/L}$ ) se registraron en los meses de abril, octubre y noviembre en el epilimnion del lago, mientras que el valor máximo ( $8.0 \pm 1.1 \mu\text{mol NID/L}$ ) se registró en el mes de octubre a 50 m de profundidad.

En el año 2000, la concentración promedio fue superior al año anterior ( $6.6 \pm 1.3 \mu\text{mol NID/L}$ ), con un intervalo de 0.10 a  $35.4 \mu\text{mol NID/L}$ . Los valores mínimos ( $0.30 \pm 0.30 \mu\text{mol NID/L}$ ) se registraron en el epilimnion, tanto en el mes de junio

como en diciembre, mientras que los valores máximos ( $35.4 \pm 0.9 \mu\text{mol NID/L}$ ) se presentaron en el mes de octubre a 60 m de profundidad.

Durante el año 2001, el NID presentó un intervalo de 0.8 a  $33.7 \mu\text{mol NID/L}$ , con un valor promedio de  $4.0 \pm 1.2 \mu\text{mol NID/L}$ . En este año, los valores mínimos ( $0.90 \pm 0.07 \mu\text{mol NID/L}$ ) se presentaron durante el periodo de estratificación tardía en el epilimnion del lago en los meses de septiembre y octubre, mientras que el máximo ( $33.7 \pm 2.1 \mu\text{mol NID/L}$ ), al igual que para los años anteriores, se registró durante la época de estratificación tardía en el hipolimnion.

Durante el año 2002, el NID registró una variación de 0.5 a  $42.5 \mu\text{mol NID/L}$ , con un valor promedio de  $11.8 \pm 8.2 \mu\text{mol NID/L}$ , representando los valores más elevados a lo largo de todo el periodo de estudio. En este año, el valor mínimo ( $0.70 \pm 0.10 \mu\text{mol NID/L}$ ) se presentó en el mes de octubre en el epilimnion, mientras que los valores máximos ( $42.5 \pm 3.5 \mu\text{mol NID/L}$ ) se registraron en la etapa final del periodo de estratificación en el hipolimnion del lago en los meses de diciembre y noviembre.

## **Fosfatos**

La concentración de fosfatos a lo largo del periodo de estudio registró un intervalo de 0.01 a  $4.2 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.6 \pm 0.7 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ . El valor mínimo ( $0.3 \pm 0.12 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se observó en el epilimnion del lago durante las etapas de estratificación bien establecida y tardía, mientras que las concentraciones máximas ( $1.8 \pm 0.9 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se presentaron en el hipolimnion durante el periodo de estratificación tardía. En el metalimnion, se registró un intervalo de 0.05 a  $1.2 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.5 \pm 0.3 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ .

Durante la época de circulación se observaron concentraciones homogéneas en toda la columna de agua, mientras que durante la estratificación, se observó un

contraste entre las bajas concentraciones del epilimnion y concentraciones elevadas en el hipolimnion (Fig. 9). Este tipo de perfil se explica debido a que las algas y otros organismos que se hunden y atraviesan la barrera que representa la termoclina, generan una exportación de nutrientes al hipolimnion del cuerpo de agua, los cuales posteriormente pueden ser reciclados en forma de compuestos inorgánicos mediante su descomposición en el hipolimnion.

Ocasionalmente, se registraron concentraciones elevadas en el fondo del lago con respecto a la superficie durante el inicio del periodo de mezcla, registrándose un valor promedio en este último caso de  $0.06 \pm 0.02 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ .

Esta ligera diferencia vertical se pudo deber probablemente a la rapidez relativa de remineralización del fósforo, que podría producir una ligera segregación vertical de los fosfatos a pesar de los procesos de mezcla, o también a que esto fuese aún parcial.

En 1999, se presentó una variación de 0.01 a  $3.2 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.4 \pm 0.6 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas ( $0.01 \pm 0.01 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se presentaron durante la época de estratificación tardía durante el mes de noviembre en el epilimnion, mientras que las concentraciones máximas ( $3.2 \pm 1.1 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se registraron a 50 m en el mismo mes, durante el cual presentaron condiciones anóxicas a partir de los 40 m de profundidad.

En el inicio del periodo de circulación, la concentración de fosfatos en el fondo del cuerpo de agua fue ligeramente mayor que en la capa superficial, observándose una diferencia vertical de  $1.40 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , fenómeno explicado con antelación, encontrándose para el mes de marzo un perfil homogéneo ( $0.3 \pm 0.09 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ). El valor mínimo se observó en el epilimnion del lago durante las etapas de estratificación establecida y tardía, mientras que las concentraciones máximas se presentaron en el hipolimnion durante el periodo de estratificación tardía.

Durante el año 2000, los fosfatos fluctuaron de 0.05 a 3.6  $\mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.6 \pm 0.7 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas ( $0.05 \pm 0.01 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se observaron a finales del periodo de estratificación en el epilimnion del lago y comienzos del inicio de mezcla en superficie, mientras que la máxima concentración ( $3.6 \pm 0.9 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se registró en el mes de octubre en el hipolimnion anóxico (a 60 m de profundidad). En el periodo de circulación se observaron concentraciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua ( $0.3 \pm 0.2 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ).

En el 2001, las concentraciones de fosfatos presentaron una fluctuación de 0.2 a 4.0  $\mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.7 \pm 0.8 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas ( $0.20 \pm 0.20 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se observaron, al igual que para el año 1999, durante la estratificación tardía en el epilimnion del lago, mientras que las concentraciones máximas ( $4.0 \pm 1.3 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se registraron, al igual que en el año 2000, en el mes de diciembre en el hipolimnion anóxico.

El inicio del periodo de circulación se comportó de manera similar al año 1999, registrando un ligero incremento en la concentración de ortofosfatos hacia el hipolimnion del lago y teniéndose una diferencia vertical de  $1.1 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , mientras que en el mes de marzo se observó ya un perfil homogéneo debido seguramente a que ya se había llevado a cabo la mezcla completa del cuerpo de agua ( $0.4 \pm 0.1 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ).

Durante el 2002, los fosfatos oscilaron de 0.12 a 4.2  $\mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $0.8 \pm 0.9 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas ( $0.13 \pm 0.01 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se registraron en el epilimnion del lago durante la estratificación bien establecida y finales de la estratificación tardía, mientras que las máximas concentraciones ( $0.13 \pm 0.10 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) se observaron durante la estratificación tardía en el hipolimnion.

En el inicio del periodo de circulación se observó un comportamiento similar a los años 1999 y 2001, registrándose un ligero incremento en la concentración de fosfatos a partir de 40 m de profundidad, con una diferencia vertical de  $0.8 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , observándose para los meses de febrero y marzo perfiles con diferencias verticales de menor magnitud ( $0.4 \pm 0.03 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ).

La distribución vertical de fosfatos obtenidos para Alchichica concuerdan con los registrados para otros lagos tropicales, tal como es el caso del lago Amvrakia, Grecia, el cual exhibe concentraciones mínimas tanto en el epilimnion como en el metalimnion durante el periodo de estratificación avanzada ( $0.05 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) y una ligera acumulación de fosfatos importante ( $0.26\text{-}0.52 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) hacia el fondo anóxico (Danielidis *et al.* 1996).

El lago Carioca, Brasil, también registra durante el periodo de estratificación avanzada concentraciones mínimas ( $0.09 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) tanto en el epilimnion como en el metalimnion y una acumulación hipolimnética de fosfatos ( $0.73 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) a una profundidad de 9 m (Esteves 1988).

El lago Castaño, Brasil, tiene un comportamiento similar con las máximas concentraciones de fosfatos en el hipolimnion ( $0.32 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ), a una profundidad de 8 m y las mínimas concentraciones en el epilimnion y metalimnion ( $0.07 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) del lago durante la época de estratificación avanzada (Esteves 1988). Aunque los patrones de distribución fueron similares, Alchichica presentó concentraciones hipolimnéticas de fosfatos significativamente mayores (pasando de una media de  $1.06 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$  en la estratificación temprana a una de  $2.3 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$  en la tardía) a las de los otros lagos ( $0.26$  a  $0.73 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) aquí mencionados.

En el año 2002, Alchichica registró una acumulación hipolimnética mayor en comparación con los otros años de estudio, encontrándose las concentraciones

máximas ( $3.0 \pm 1.1 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) a partir de los 50 m de profundidad. En 2000 y 2001 la acumulación mayor hipolimnética se registró a partir de 55-60 m. Por su parte, el año 1999 registró las menores concentraciones hipoliméticas, aunque alcanzó su máxima concentración ( $2.0 \pm 0.8 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) a partir de los 45 m de profundidad. Esta menor acumulación hipolimnética pudo deberse a que en este año el florecimiento de cianobacterias fue menor ( $2-6 \mu\text{g Chl. a/L}$ ) por ser año "Niña" (Alcocer y Lugo 2003).

Las altas concentraciones de fosfatos características del año 2002 se pueden explicar debido a que en años "normales" el florecimiento de cianobacterias es mayor que el registrado en años "Niño" (1998) y en años "Niña" (1999) (Alcocer y Lugo 2003).

Asimismo, debido a la dificultad de difusión de los compuestos remineralizados desde el hipolimnion al epilimnion -producto de la barrera que representa la termoclina- y a las altas tasas fotosintéticas en la base del epilimnion, los fosfatos se mantienen en concentraciones bajas en este estrato del lago (Payne 1986).

Las concentraciones altas de fosfatos registradas en el fondo del cuerpo de agua pueden atribuirse, además de a la remineralización, a la relación existente entre la anoxia y los sedimentos, ya que durante las etapas de estratificación establecida y tardía, las condiciones anóxicas prevalecientes en el cuerpo de agua favorecen la liberación de fosfatos desde los sedimentos hacia el lago, tal como lo mencionan Lampert y Sommer (1997), incrementando la concentración de fosfatos a lo largo del periodo de anoxia.

Las bajas concentraciones de fosfatos durante la época de circulación del lago, probablemente se deben al florecimiento anual de diatomeas característico de esta época del año, el cual se ve favorecido por la disponibilidad de nutrientes así como por la disminución en las tasas de sedimentación de estos organismos debido a la circulación constante de la columna de agua durante el periodo de mezcla (Boland y Griffiths 1996).

El hecho de que durante el año 2001 se hayan registrado las concentraciones de fosfatos más bajas (0.24 a 0.54 y un valor promedio de  $0.33 \pm 0.1 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) en la capa superficial (0-15m) durante el periodo de circulación del lago, puede haberse debido a que durante este año se registró un florecimiento importante de diatomeas ( $761 \pm 52 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$  en el mes de enero, Alcocer *et al.* datos no publicados), el cual habría estado favorecido por las altas concentraciones hipolimnéticas de amonio ( $39.4 \pm 4.1 \mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ) observadas en el año 2000.

Asimismo, en el año 2001 se registraron las concentraciones hipolimnéticas de silicatos más altas durante la época de estratificación tardía lo que podría deberse a elevadas tasas de sedimentación de las diatomeas durante este periodo tal como lo mencionan Boland y Griffiths (1996) y Danielidis *et al.* (1996).

Cabe resaltar, sin embargo, que las variaciones interanuales en las concentraciones de fosfatos fueron de una magnitud considerablemente menor a las mostradas por el amonio y los silicatos, lo cual se ilustra claramente con los valores de los máximos hipolimnéticos de la estratificación tardía. Mientras el fosfato alcanzó máximos que se mantuvieron entre 3.4 y 3.6  $\mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$ , con variaciones menores al 10 % (Fig. 9), el amonio y los silicatos mostraron variaciones interanuales del orden del 25 al 30 % (Figs. 6 y 10) en sus respectivos máximos hipolimnéticos.

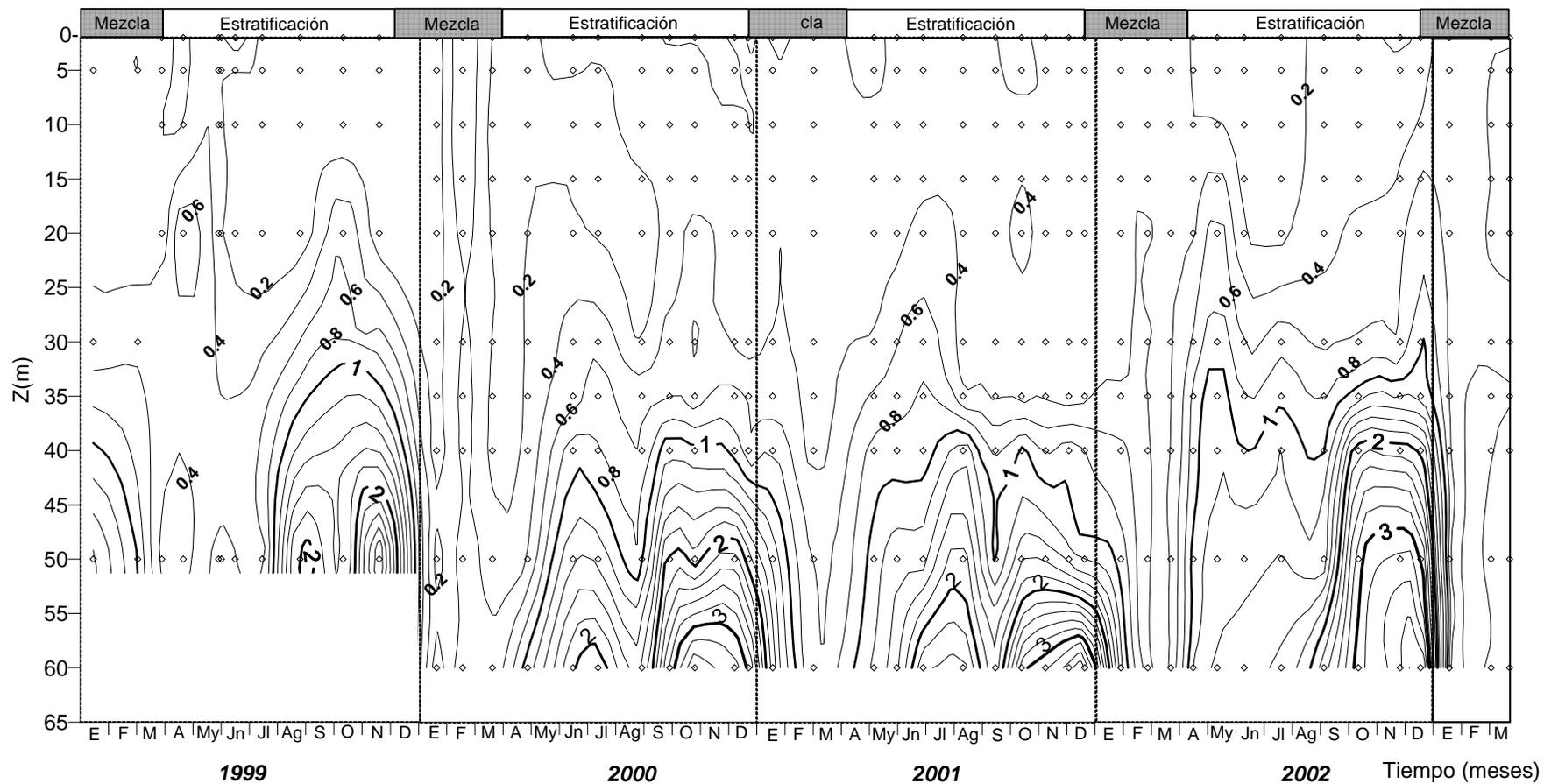


FIGURA 9. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS FOSFATOS ( $\mu\text{MOL PO}_4^{-3}/\text{L}$ ) EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA

## Silicatos

A lo largo del periodo de estudio, las concentraciones de silicatos oscilaron ampliamente de 0.20 a 37.4  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $6.3 \pm 6.8$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ .

Durante el periodo de estratificación, el epilimnion se caracterizó por presentar bajas concentraciones de silicatos ( $4.0 \pm 2.2$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ), mientras que el hipolimnion registró un incremento importante ( $15.7 \pm 8.7$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) debido principalmente a la acumulación de silicatos soluble por debajo de la termoclina, la cual impidió su regreso a la superficie y su posterior reutilización por parte de las diatomeas (Fig. 10).

Durante 1999, las concentraciones de silicatos oscilaron de 1.1  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$  a 29  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $8.3 \pm 6.9$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ . Las concentraciones mínimas ( $1.1 \pm 1.0$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) se registraron a principios de la estratificación establecida en el epilimnion del lago, mientras que la máxima concentración promedio ( $29.0 \pm 4.5$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) se observó a principios del mes de octubre en el hipolimnion, a 50 m de profundidad.

La época de circulación se caracterizó por presentar concentraciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua ( $6.0 \pm 2.4$   $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ). Este contraste con el comportamiento observado en el caso de los fosfatos puede deberse a la mayor lentitud de la remineralización del silicio, utilizado principalmente para la construcción de las testas de las diatomeas. A partir del mes de abril se registró una diferencia importante entre la concentración del epilimnion y la del hipolimnion del lago, haciéndose más marcada a partir del mes de junio, en donde se observó una diferencia vertical de 24.3  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ , para finalmente tener la máxima concentración (29  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) de silicatos durante la estratificación tardía en el hipolimnion del cuerpo de agua.

En el año 2000, las concentraciones de silicatos presentaron una fluctuación de 0.20 a 23.0  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ , registrándose un valor promedio de  $5.0 \pm 5.2 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ . La mínima concentración ( $0.20 \pm 0.20 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) se observó durante la época de circulación en superficie, mientras que la máxima concentración ( $23.0 \pm 8.6 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) se registró, al igual que para el año anterior, en la etapa de estratificación tardía, a finales del mes de octubre en el hipolimnion. El periodo de circulación se caracterizó por presentar concentraciones homogéneas y bajas ( $0.9 \pm 0.3 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) a lo largo de toda la columna de agua.

Durante el 2001, las concentraciones de silicatos oscilaron de 0.8 a 37.4  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $8.0 \pm 8.4 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ . A partir del mes de junio se observó un incremento importante en la concentración hipolimnética de silicatos, para registrarse la concentración máxima durante la estratificación tardía en el hipolimnion ( $37.4 \pm 5.6 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ), mientras que la mínima concentración se registró en el epilimnion del lago ( $0.8 \pm 0.5 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) en el mes de septiembre.

Este año se caracterizó por registrar la mayor acumulación hipolimnética de silicatos, así como las mayores concentraciones a partir de 50 m de profundidad ( $30.0 \pm 6.3 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ), debido a que el florecimiento de diatomeas característico de la época de circulación en Alchichica (Lugo *et al.* 2000) fue durante el invierno de 2000-2001 de gran magnitud (2000= $866 \pm 43 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$ ; 2001= $761 \pm 52 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$  Alcocer *et al.* datos no publicados) y a la mayor sedimentación de las diatomeas durante el periodo de estratificación, tal como lo menciona Boland y Griffiths (1996).

En el año 2002, las concentraciones de silicatos oscilaron de 0.07 a 31.0  $\mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ , con un valor promedio de  $6.0 \pm 6.3 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ . A partir del mes de junio se observó un incremento significativo en la acumulación de silicatos en el

hipolimnion del lago que llevó a alcanzar concentraciones elevadas ( $28.7 \pm 3.2 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) durante la estratificación tardía.

El perfil vertical de silicatos en los cuerpos de agua tropicales está relacionado con la hidrodinámica del lago (Esteves 1988), de manera que durante el periodo de mezcla se pueden presentar: a) una distribución homogénea a lo largo de toda la columna de agua producto de la mezcla o b) una baja concentración en la superficie y más elevada en el fondo debido a que las diatomeas –que florecen precisamente en esta época- son muy eficientes eliminando los silicatos de las capas superficiales iluminadas, pudiendo llegar a presentarse condiciones extremas temporales con concentraciones cercanas a cero o indetectables (Libes 1992).

La distribución de silicatos solubles (forma asimilable por los organismos) en el medio acuático adquiere gran importancia ya que funciona como el elemento limitante para la productividad de las diatomeas planctónicas, las cuales se comportan como el fitoplancton dominante en zonas donde el silicio es abundante y la  $\text{PAR} \geq 1$ , debido a su mayor capacidad de asimilación de nutrientes en comparación con otros organismos (Libes 1992; Parsons *et al.* 1961 en Bougis 1976).

En Alchichica, al inicio del periodo de circulación (enero) se registra un florecimiento anual de diatomeas debido a que los nutrimentos regenerados en el hipolimnion durante el periodo de estratificación quedan disponibles para los productores primarios (Oliva *et al.* 2001).

El perfil vertical de silicatos en Alchichica se comportó de manera similar a otros lagos tropicales, tal como es el caso de los lagos Amvrakia (Danielidis 1996) y D. Helvécio (Esteves 1988), registrando durante el periodo de circulación, ya sea concentraciones homogéneas a lo largo de toda la columna de agua, o bien bajas concentraciones superficiales, debido probablemente a la capacidad que tienen las diatomeas para eliminar el silicio soluble o a la mezcla incompleta de la columna

de agua. En el periodo de estratificación se registró una disminución en la concentración epilimnética de silicatos, incrementándose de manera importante hacia el hipolimnion del lago.

El año 2000 se caracterizó por presentar las concentraciones hipolimnéticas (55-50 m de profundidad) más bajas ( $20.0 \pm 5.6 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) en comparación con el resto del periodo de estudio. En contraste, en el año 2001 se registró la mayor acumulación hipolimnética, alcanzando concentraciones máximas de  $30.0 \pm 6.3 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$  a partir de 50 m de profundidad. El comportamiento anterior se pudo deber a que durante el año 1999 (año frío, considerado "Niña") se generaron condiciones favorables para una mayor fijación de nitrógeno (Alcocer y Lugo 2003) que a su vez podría permitir un mayor florecimiento de diatomeas durante el período de circulación del año 2000 ( $866 \pm 43 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$ , Alcocer *et al.* datos no publicados), ocasionando una disminución en la concentración de silicatos durante este año con el correspondiente incremento hipolimnético en el año 2001.

Además, durante el año 2000 se registró la mayor acumulación hipolimnética de amonio -coincidiendo con la mayor duración de condiciones anóxicas- la cual se distribuyó homogéneamente a lo largo de toda la columna de agua durante la época de circulación del lago en el año 2001, quedando disponible en la superficie para que las diatomeas lo utilizaran como fuente de nitrógeno, permitiendo de esta manera un florecimiento importante durante este año ( $761 \pm 52 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$ , Alcocer *et al.* datos no publicados).

Posteriormente y durante el periodo de estratificación, las altas tasas de sedimentación de las diatomeas (Boland y Griffiths 1996) favorecen que éstas se depositen, lo cual explicaría las altas concentraciones de silicatos registradas en el año 2001 en el hipolimnion del lago.

En el periodo 2000-2002 se registraron concentraciones de  $10 \mu\text{mol SiO}_4^{-4}/\text{L}$  a partir de 30-40 m de profundidad, mientras que en el año 1999, este comportamiento se observó a partir de una profundidad de 15 m, debido probablemente a que el florecimiento de diatomeas en este año fue menor ( $370 \pm 56 \text{ mg Chl.a}/\text{m}^2$ , Alcocer *et al.* datos no publicados) al resto del periodo de estudio, teniendo como consecuencia una mayor concentración de silicatos disueltos en el epilimnion en comparación con el resto del periodo de estudio.

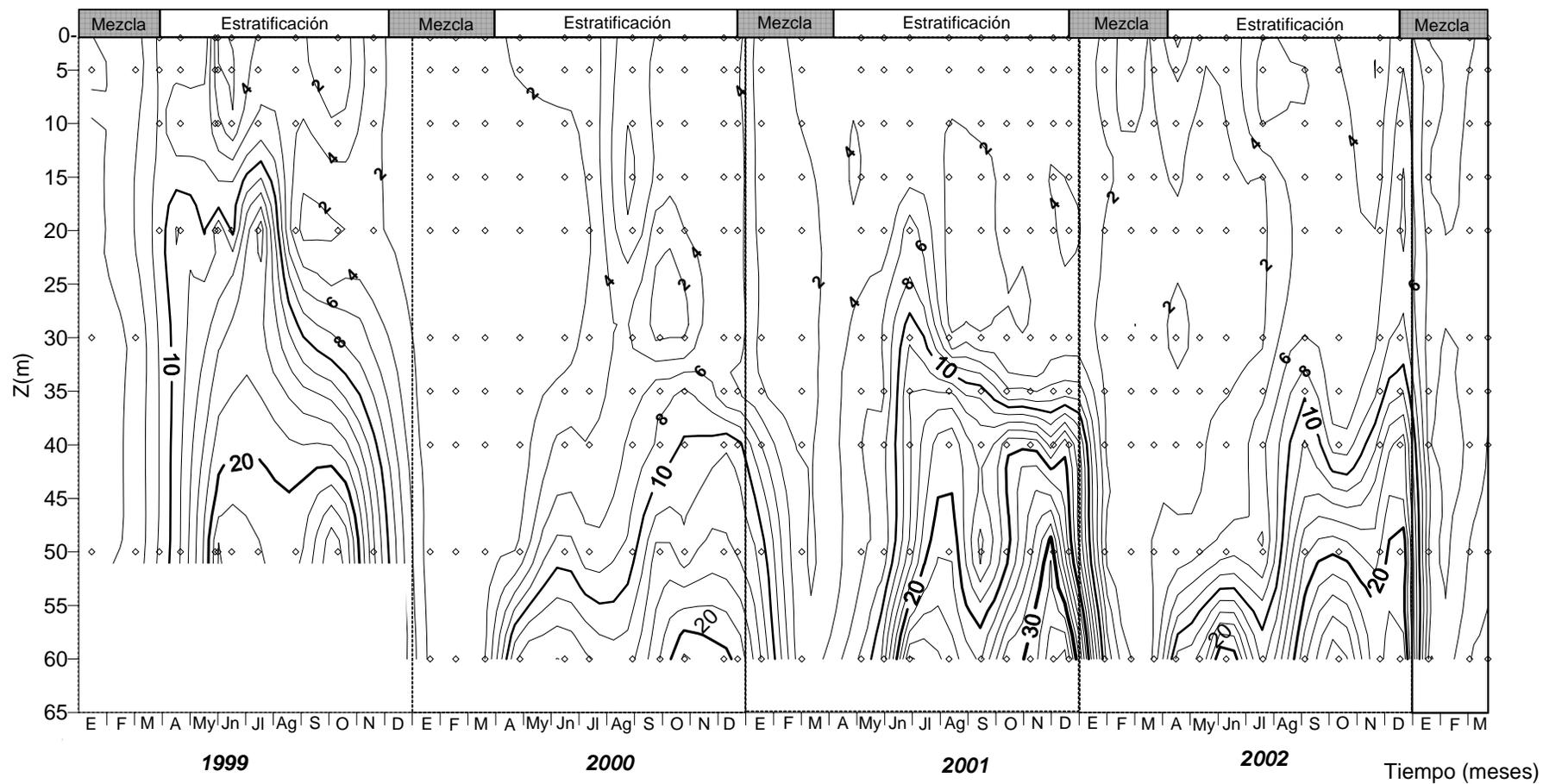


FIGURA 10. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS SILICATOS ( $\mu\text{MOL SiO}_4^{-4}/\text{L}$ ) EN EL LAGO CRÁTER ALCHICHICA

## Consideraciones finales

Con base en los resultados aquí discutidos, puede establecerse lo siguiente con respecto a las hipótesis planteadas en este trabajo:

1. No se apreciaron variaciones importantes en el grosor de la capa mezclada (atelmixis) durante el periodo de estratificación; por el contrario, la capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ) aumentó paulatinamente a partir del inicio de la estratificación temprana y hasta el final de la estratificación para dar paso a la época de circulación durante el invierno.
2. En el largo periodo de estratificación característico de Alchichica, el oxígeno disuelto es consumido en el hipolimnion, teniendo como consecuencia el desarrollo de una capa anóxica que se va engrosando hasta ocupar todo el hipolimnion. El largo periodo en que predominan las condiciones anóxicas influyeron de manera importante sobre la forma química de los nutrimentos. En particular, es muy probable que se presente una desorción significativa de fosfatos de los sedimentos hacia el hipolimnion.
3. La dinámica anual de los nutrimentos en Alchichica mostró un patrón asociado a la hidrodinámica del lago (i.e., distribución homogénea en el periodo de mezcla y un agotamiento en el epilimnion y un enriquecimiento en el hipolimnion durante la época de estratificación). No existe evidencia de la presencia de pulsos epilimnéticos de nutrimentos en Alchichica durante el periodo 1999-2002. La forma química predominante del nitrógeno estuvo controlada por la concentración de oxígeno disuelto.

## Conclusiones

Durante el período 1999-2002, el lago de Alchichica mostró una marcada regularidad en el patrón de circulación-estratificación, el cual determina, en gran medida, las dinámicas del oxígeno disuelto y de los nutrimentos.

En el largo periodo de estratificación característico de Alchichica, el oxígeno disuelto es consumido en el hipolimnion, teniendo como consecuencia el desarrollo de una capa anóxica que se va engrosando hasta ocupar todo el hipolimnion

La capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ) aumentó paulatinamente a partir del inicio de la estratificación temprana y hasta el final de la estratificación para dar paso a la época de circulación durante el invierno por lo cual no hay evidencia de la presencia de atelomixis durante el periodo 1999-2002.

La dinámica anual de los nutrimentos en Alchichica mostró un patrón regular asociado a la hidrodinámica del lago, a la asimilación fitoplanctónica y a la remineralización de la materia orgánica (i.e. distribución homogénea en el periodo de mezcla y un agotamiento en el epilimnion y un enriquecimiento en el hipolimnion durante la época de estratificación).

Durante la estratificación el nitrógeno inorgánico se acumuló en el hipolimnion principalmente en forma de amonio, debido a que el nitrógeno liberado mediante los procesos de remineralización predomina en su forma reducida bajo condiciones anóxicas como las encontradas en Alchichica en este estrato durante dicho periodo.

Se observó un máximo de concentración de nitratos en el metalimnion durante la estratificación, que probablemente esté asociado a procesos de nitrificación y a la acumulación de fitoplancton que forma un máximo profundo de clorofila en este estrato. En el caso de los nitritos, se observó un incremento en su concentración

hacia el fondo del cuerpo de agua derivado probablemente de los procesos de desnitrificación que ocurren en ambientes anóxicos.

Los fosfatos mostraron también una significativa acumulación hipolimnética durante la época de estratificación, cuya magnitud, proporcionalmente mayor a la de nitrógeno inorgánico disuelto, se atribuye a liberación de fosfatos de los sedimentos hacia la columna de agua favorecida por las condiciones anóxicas del hipolimnion y al carácter alcalino-sódico -con deficiencia de calcio- de Alchichica, así como al efecto de la desnitrificación.

Las máximas concentraciones de silicatos coincidieron con el final del periodo de estratificación e inicios de la época de mezcla, cuando se registraron los principales florecimientos de diatomeas, ya que los nutrientes regenerados en el hipolimnion durante la época de estratificación quedaron disponibles para estos productores primarios.

Los patrones anuales descritos presentaron también variaciones interanuales significativas, particularmente en la magnitud y duración de la anoxia en el hipolimnion.

Se observaron asimismo variaciones interanuales importantes en la magnitud relativa de las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto y silicatos en el hipolimnion, que probablemente estén asociadas a las variaciones en la duración e intensidad de los florecimientos de cianobacterias y de diatomeas que se presentan cada año en Alchichica. En contraste, no se apreciaron variaciones interanuales de magnitud similar en las concentraciones hipolimnéticas de fosfatos.

## Apéndice

### Evaluación de la calidad y validación de los datos.

La primera parte del trabajo involucró la recopilación, ordenamiento y validación de los datos de concentración de nutrimentos (amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos) obtenidos mediante un autoanalizador de flujo segmentado a partir de muestras de agua colectadas a diferentes profundidades durante el periodo comprendido de 1999 al 2002.

Se recopilaron y reconstruyeron las condiciones de muestreo utilizadas en cada uno de los años de estudio, así como las condiciones de conservación, manipulación, análisis y tiempo de espera (periodo comprendido entre la fecha de muestreo y la fecha de análisis), con el fin de realizar, a partir de los valores de concentración ( $\mu\text{mol/L}$ ), gráficos de control de calidad que permitieran identificar las posibles causas o fuentes de error generalizada observadas a lo largo del periodo de estudio.

Como primer paso fue necesario definir si el tiempo de espera fue un factor determinante en la variación observada, lo cual involucró el cálculo de los coeficientes de variación mensuales para cada una de las profundidades y su graficación contra el tiempo en días, correspondiente a la fecha de muestreo, así como contra el tiempo de espera, a fin de establecer el efecto de éste último sobre los resultados obtenidos.

Este análisis permitió concluir que el tiempo de espera no ejerció un impacto que explicara la variabilidad generalizada observada a lo largo del periodo 1999-2001 (Fig. 11-15).

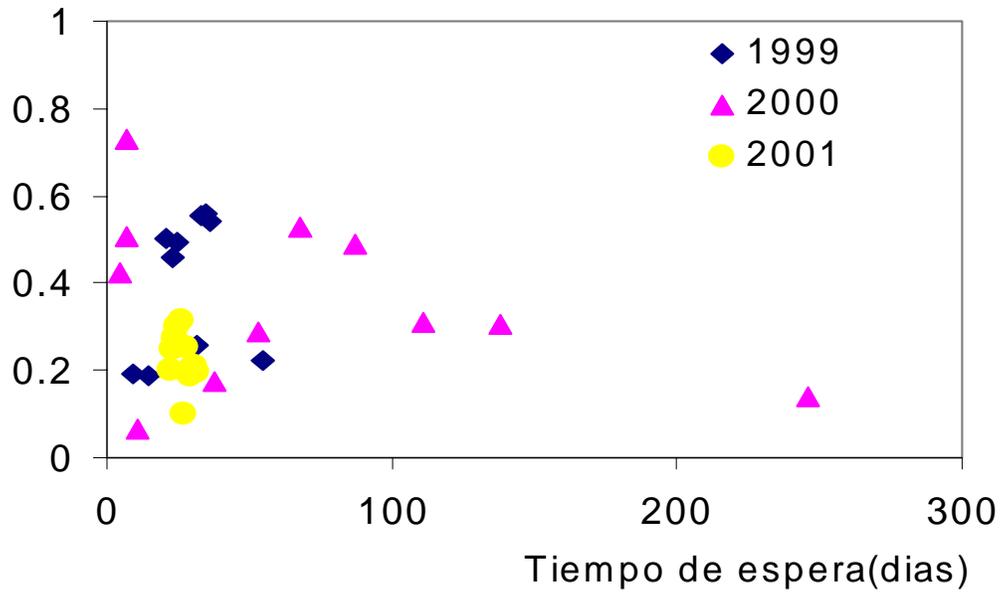


FIGURA 11. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN ( $\mu\text{MOL/L}$ ) DE AMONIO CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA

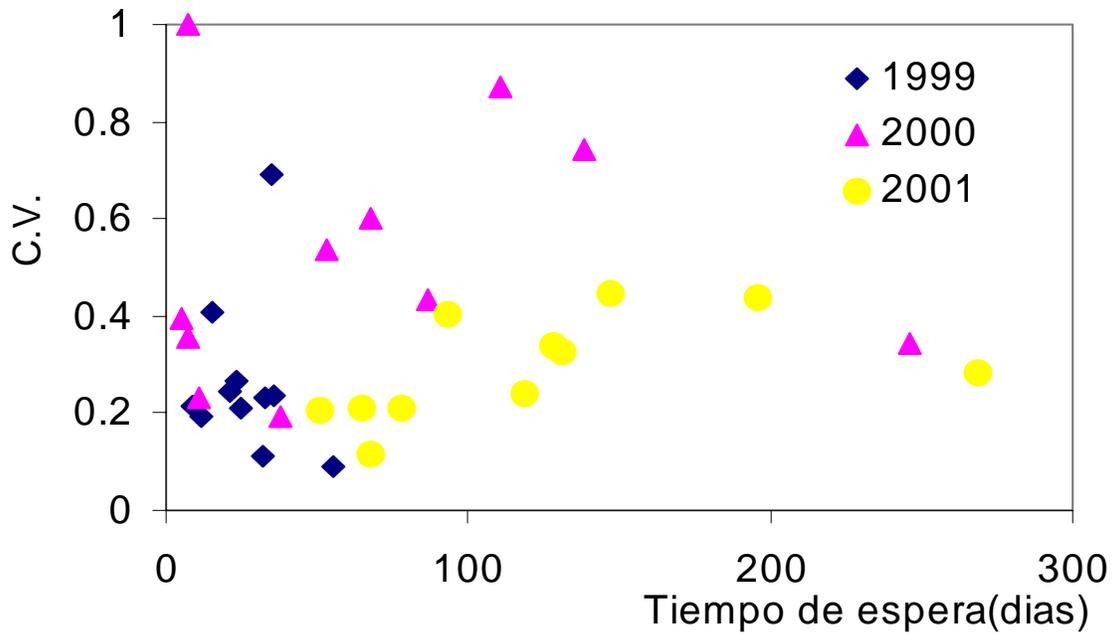


FIGURA 12. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN ( $\mu\text{MOL/L}$ ) DE NITRATOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA

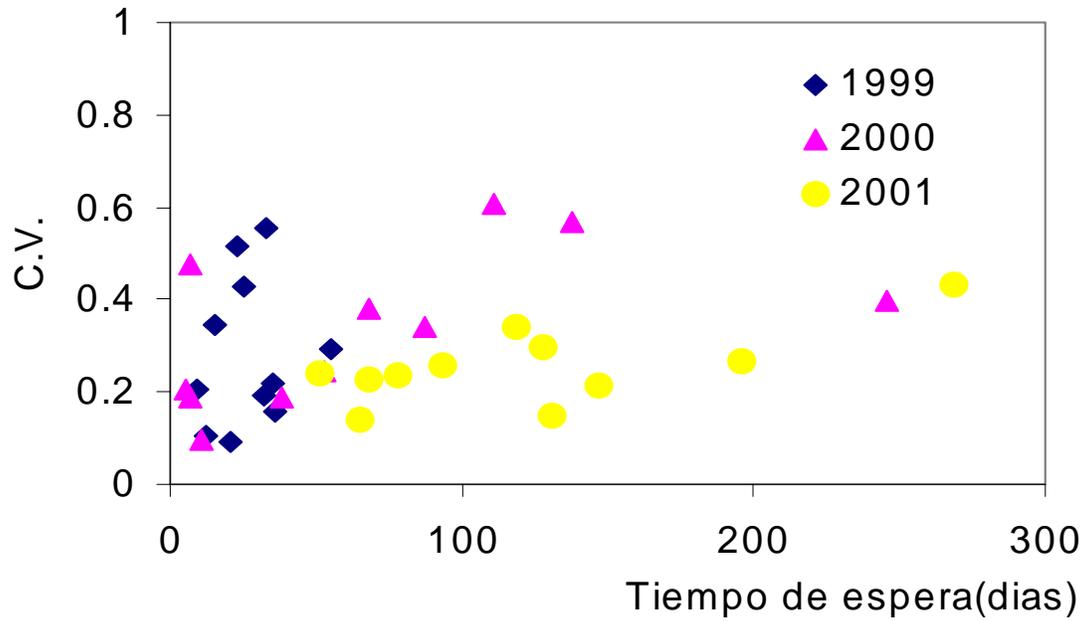


FIGURA 13. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN ( $\mu\text{MOL/L}$ ) DE NITRITOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA

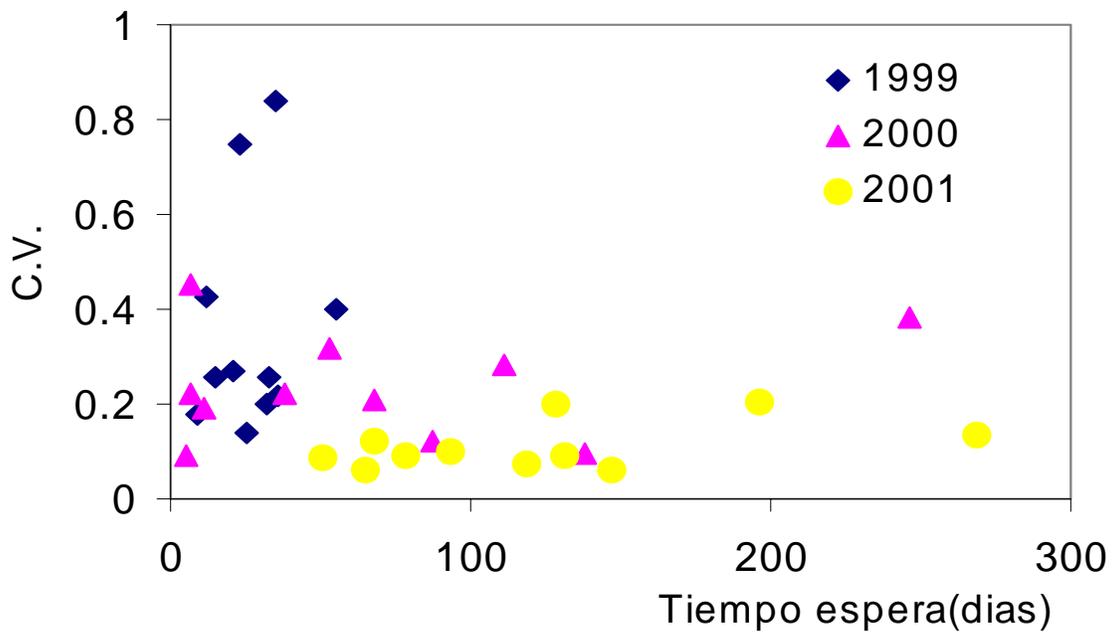


FIGURA 14. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN ( $\mu\text{MOL/L}$ ) DE FOSFATOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA

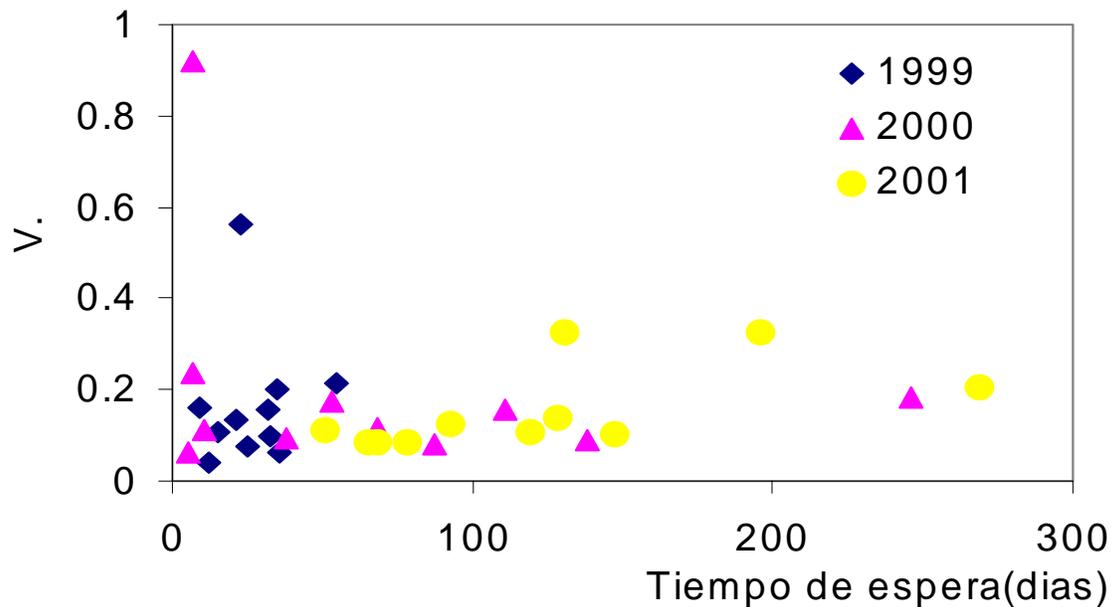


FIGURA 15. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DE CONCENTRACIÓN ( $\mu\text{MOL/L}$ ) DE SILICATOS CONSIDERANDO EL TIEMPO DE ESPERA

Tomando en cuenta el resultado anterior, se plantearon como posibles fuentes o causas de la variabilidad las diferentes fuentes de error potenciales en el trabajo campo y de laboratorio.

El trabajo de campo involucró, como posibles fuentes de error las condiciones de muestreo y los tratamientos que recibieron las muestras una vez colectadas, así como a las botellas en las que se mantuvieron cada una de las muestras hasta antes de sus análisis.

Las posibles fuentes de error generadas en el trabajo de laboratorio incluyeron tanto a la técnica analítica, la cual presenta un error permanentemente presente y que además es inherente a la propia técnica, como las cubetas en las cuales se realizaron los análisis de nutrientes en el autoanализador, generando en este último caso una variabilidad debido a su posible contaminación.

Una vez definidas las posibles causas o fuentes de error, se diseñó un experimento para evaluar el error generado por el trabajo en el laboratorio, incluyendo tanto la técnica analítica como las cubetas utilizadas en el autoanalizador.

El experimento se realizó con muestras colectadas por duplicado a diferentes profundidades en un periodo comprendido de enero a julio del 2002, que se mantuvieron en botellas de plástico y en condiciones de congelación hasta el momento de su análisis. El tratamiento que recibieron en campo involucró un proceso de filtración en el momento mismo de obtención de la muestra, utilizando un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ , sin adición de cloroformo. Los duplicados correspondientes a cada profundidad se identificaron en el laboratorio como botella A y B.

De cada profundidad se obtuvieron 8 réplicas analíticas: 4 correspondientes a la botella A y 4 a la botella B. De la botella A se llenaron 2 cubetas al ras y se colocaron de manera consecutiva en el portamuestras del equipo. Lo mismo se hizo para la botella B, colocando sus dos cubetas después de las correspondientes a las de profundidad A. Este procedimiento se efectuó para cada una de los duplicados de las profundidades muestreadas. Finalmente, el autoanalizador proporcionó dos replicas analíticas por cada cubeta colocada en el portamuestras, obteniéndose así las 4 replicas analíticas por botella y las 8 réplicas analíticas por nivel.

A partir de este experimento, se realizaron tablas de resultados para cada nutriente por mes, en las cuales se indicó el promedio de concentración en  $\mu\text{mol/L}$  y el cálculo de desviación estándar (error analítico) obtenido del análisis de la cubeta 1, cubeta 2 y el acumulado de ambas cubetas por botella y por nivel.

Este experimento mostró una clara diferencia entre los resultados obtenidos entre cubetas para la misma botella y mismo nivel, así como entre botellas del mismo

nivel, indicando que tanto cubetas como botellas fueron generadoras de la variabilidad significativa observada en los resultados obtenidos. Tomando como referencia los resultados anteriores, se calculó tanto el error generado por las cubetas, como el generado por la técnica analítica para los siete meses de muestreo correspondientes al año 2002.

El error analítico se estimó a partir de las desviaciones estándar de la cubeta 1 y 2 de cada profundidad, a partir de las cuales se calculó la media de la desviación estándar. Posteriormente, a partir de estos resultados se obtuvo una desviación estándar media para cada muestreo por nutrimento, para finalmente obtener una desviación estándar media para todos los muestreos por nutriente.

En el caso del error debido a la cubeta, fue necesario calcular la desviación estándar a partir de las medias de las concentraciones obtenidas de la lectura de la cubeta 1 y 2 para cada profundidad. A partir de estos resultados, se calculó una desviación estándar media para cada muestreo por nutriente. Al igual que en el caso del error debido al análisis, se calculó una desviación estándar media para todos los muestreos por nutrimento.

Lo anterior indicó que el error del método analítico es inferior a la precisión reportada por el mismo método y que, por el contrario, existe un error por contaminación de las cubetas de aproximadamente un orden de magnitud superior al error analítico (Tabla 1).

$\mu\text{mol/L}$	Precisión técnica	Error analítico	Error cubeta
$\text{NH}_3$	0.20	0.19	0.67
$\text{PO}_4$	0.20	0.11	0.44
$\text{SiO}_4$	0.10	0.10	0.70
$\text{NO}_2$	0.10	0.04	0.08
$\text{NO}_3$	0.10	0.01	0.07

TABLA 1. EVALUACIÓN DEL ERROR DEBIDO A LA TÉCNICA ANALÍTICA Y ERROR DEBIDO A LAS CUBETAS

Los resultados anteriores permitieron eliminar la técnica analítica como fuente probable de error, mientras que para el caso de las cubetas, fue necesario evaluar el potencial de contaminación de las sustancias utilizadas en su procedimiento de lavado, a fin de verificar la posible influencia que éstas ejercieron sobre las muestras analizadas.

El procedimiento de lavado estándar establecido para las cubetas involucra un tratamiento con detergente Extrán al 5%, con HCl al 10% y finalmente un enjuague con agua desionizada. Sin embargo, en los últimos años esta última se substituyó por agua destilada debido a los altos costos de los cartuchos de desionización.

De la evaluación realizada se concluyó que el cambio de agua desionizada por destilada implica un alto grado de contaminación para las muestras, especialmente para el caso de amonio, fosfatos y silicatos. Con relación al uso del detergente, a pesar de ser libre de fosfatos aporta una concentración importante de silicatos, nitratos, amonio y nitritos; a su vez, el HCl suministra amonio, silicatos y fosfatos (Tabla 2).

STN	NH <sub>3</sub>		PO <sub>4</sub>		SIO <sub>4</sub>		NO <sub>2</sub>		NO <sub>3</sub>	
	μmol/L	DS	μmol/L	DS	μmol/L	DS	μmol/L	DS	μmol/L	DS
Agua destilada	1.0	0.05	0.13	0.02	2.5	0.01	0.06	0	0.03	0
Extrán	3.2	0.02	0.02	0.02	59.4	0.09	0.61	0.01	5.9	0.01
HCl	7.2	0.01	0.30	0.09	2.7	0.05	0.03	0	0.2	0.01

TABLA 2. POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DE LAS SUSTANCIAS UTILIZADA EN EL PROCEDIMIENTO DE LAVADO DE LAS CUBETAS

Por lo anterior, fue necesario realizar otra prueba que involucró la evaluación del error (desviación estándar de dos réplicas) bajo procedimientos alternativos de lavado de las cubetas.

La prueba se realizó con diferentes estándares de concentración conocida y con cubetas manejadas bajo diferentes tratamientos de lavado. Las cubetas identificadas como STN fueron lavadas de manera convencional (sumergidas en detergente Extrán al 5%, posteriormente en HCl al 10% y finalmente enjuagadas con agua destilada); las cubetas identificadas como STE fueron lavadas de forma convencional, pero enjuagadas tres veces con los estándares de concentración conocida; las cubetas STD se lavaron de manera convencional y se enjuagaron con agua desionizada, y las cubetas identificadas como STDE fueron lavadas de la manera convencional, enjuagadas tres veces con los estándares y finalmente con agua desionizada.

A partir de los resultados obtenidos de esta prueba se calculó el error analítico y el error debido a las cubetas para cada uno de los diferentes tratamientos a los cuales fueron sometidas.

Estos cálculos mostraron que el error debido al análisis es inferior a la precisión reportada por el método para todos los procedimientos de lavado, mientras que el error debido a la cubeta es mayor para el caso del procedimiento STN (cubetas sumergidas en detergente Extrán al 5% posteriormente en HCl al 10% y finalmente enjuagadas con agua destilada), mientras que el error más pequeño lo presentó el procedimiento STD (cubetas lavadas de manera convencional y enjuagadas con agua desionizada) (Tabla 3).

Considerando los resultados obtenidos de las evaluaciones del error bajo procedimientos alternativos de lavado de las cubetas, así como del potencial de contaminación de las sustancias utilizadas en el procedimiento de lavado, se recomienda que para análisis futuros las cubetas se laven y enjuaguen perfectamente solamente con agua desionizada.

Lavado	NH <sub>3</sub> μmol/L		PO <sub>4</sub> μmol/L		SiO <sub>4</sub> μmol/L		NO <sub>2</sub> μmol/L		NO <sub>3</sub> μmol/L	
	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta
STN	0.07	0.34	0.01	0.03	0.01	0.52	0.003	0.12	0.04	0.17
STE	0.08	0.45	0.02	0.02	0.05	0.05	0.005	0.01	0.06	0.05
STD	0.06	0.16	0.01	0.01	0.02	0.02	0.004	0.01	0.03	0.06
STDE	0.06	0.16	0.02	0.01	0.12	0.09	0.02	0.01	0.14	0.08

TABLA 3. EVALUACIÓN DEL ERROR BAJO PROCEDIMIENTOS ALTERNATIVOS DEL LAVADO DE LAS CUBETAS

Las evaluaciones anteriores permitieron definir que dentro de las posibles fuentes de error involucradas en el trabajo de laboratorio, la contaminación de las cubetas es la variable que ejerce mayor impacto y es la causa de la falta de repetitividad en los resultados observada a lo largo del periodo de estudio (1999-2002).

Se evaluaron las variables incluidas dentro del trabajo de campo, considerándose la posible contaminación de las botellas, así como las condiciones y tratamientos a los cuales se sometieron las muestras una vez colectadas, a fin de establecer su contribución dentro de la variabilidad observada.

Se realizó una estimación del error por la contaminación de las botellas de muestreo, considerando que éstas no son enjuagadas un mínimo de tres veces con la misma muestra a fin de eliminar cualquier remanente de las sustancias involucradas en el procedimiento de lavado.

Esta estimación se efectuó considerando que cuando se lavan las botellas de muestreo queda un residuo de agua destilada en sus paredes, dependiendo de la forma y porosidad del material de fabricación, el cual, al evaporarse, contribuye con una cierta concentración de silicatos, amonio y fosfatos que, en teoría, pueden alterar la concentración real de las muestras.

Se considera que un remanente de agua similar también queda después del procedimiento de lavado en las paredes de las cubetas, variando ligeramente su volumen debido a la forma y tipo de material de elaboración de las cubetas en comparación con el de las botellas.

Tomando en cuenta las consideraciones anteriores, se estimó de manera aproximada el remanente de agua destilada presente tanto en las paredes de las botellas de muestreo como en las paredes de las cubetas, una vez que éstas fueron lavadas y enjugadas con agua destilada.

Esta aproximación indicó que ambos volúmenes son muy similares, siendo ligeramente mayor para el caso de las botellas, debido a la diferente forma y material de fabricación respecto a las cubetas.

En la tabla 4 se indican las fracciones y los porcentajes correspondientes al error total, al error debido a la técnica analítica, a la cubeta, a la botella y a las condiciones de muestreo y conservación para cada nutriente por año, mostrando que, a lo largo del periodo de estudio, 1) el amonio, fosfato y silicatos son los nutrientes con el mayor porcentaje de error debido a las condiciones de muestreo y conservación, 2) que el error debido a la cubeta y a la botella de muestreo presentan porcentajes similares, siendo ligeramente mayores para el caso de la botella y 3) que el error debido a la técnica de análisis es inferior a la precisión reportada para el método para todos los casos.

Las pruebas y evaluaciones realizadas anteriormente permitieron definir de manera concreta las fuentes responsables de la variabilidad generalizada observada a lo largo del periodo de estudio, el efecto que éstas ejercen sobre los resultados y la definición de los criterios que fueron tomados a fin de seleccionar los datos que se utilizaron para reconocer el comportamiento vertical y temporal a lo largo de los cuatro ciclos anuales (1999-2002) de estudio. En términos generales, el error analítico representó solamente el 5% del error total. Este es el

error inherente a la técnica, y para todo el periodo de estudio fue inferior a la precisión reportada para el método.

<b>1999</b>	<b>NH<sub>3</sub>μmol/ L</b>	<b>%</b>	<b>PO<sub>4</sub>μmol/ L</b>	<b>%</b>	<b>SiO<sub>4</sub>μmol/ L</b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>2</sub>μmol/ L</b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>3</sub>μmol/ L</b>	<b>%</b>
Error total	0.76	100	0.18	100	1.51	100	0.28	100	0.39	100
Error análisis	0.07	9	0.01	6	0.01	1	0.003	1	0.04	10
Error cubeta	0.34	45	0.03	17	0.52	34	0.12	43	0.17	44
Error botella	0.35	46	0.04	22	0.53	35	0.13	46	0.18	46
Error muestreo	0	0	0.01	55	0.45	30	0.03	10	0	0
<b>2000</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>%</b>	<b>PO<sub>4</sub></b>	<b>%</b>	<b>SiO<sub>4</sub></b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>%</b>
Error total	1.3	100	0.17	100	1.07	100	0.2	100	0.46	100
Error análisis	0.07	5	0.01	6	0.01	1	0.003	2	0.04	9
Error cubeta	0.34	26	0.03	18	0.52	48	0.12	60	0.17	37
Error botella	0.35	27	0.04	24	0.53	50	0.13	65	0.18	39
Error muestreo	0.54	42	0.09	52	0.01	1	0	0	0.07	15
<b>2001</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>%</b>	<b>PO<sub>4</sub></b>	<b>%</b>	<b>SiO<sub>4</sub></b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>%</b>
Error total	0.77	100	0.08	100	1.26	100	0.28	100	0.38	100
Error análisis	0.07	9	0.01	13	0.01	1	0.003	1	0.04	11
Error cubeta	0.34	44	0.03	38	0.52	31	0.12	43	0.17	45
Error botella	0.35	45	0.04	50	0.53	42	0.13	46	0.18	47
Error muestreo	0.02	2	0	0	0.2	16	0.03	10	0	0
<b>2002</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>%</b>	<b>PO<sub>4</sub></b>	<b>%</b>	<b>SiO<sub>4</sub></b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>%</b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>%</b>
Error total	1.95	100	1.17	100	1.06	100	0.25	100	0.39	100
Error análisis	0.07	4	0.01	1	0.01	1	0.003	1	0.04	10
Error cubeta	0.34	17	0.03	3	0.52	49	0.12	48	0.17	44
Error botella	0.35	18	0.04	3	0.53	50	0.13	51	0.18	46
Error muestreo	1.18	61	0.69	59	0	0	0	0	0	0

TABLA 4. FRACCIÓN Y PORCENTAJE DE ERROR POR NUTRIMENTO Y POR AÑO

Se identificó que hasta un 37% de la variabilidad de las replicas se debía a la probable contaminación de las cubetas de análisis, que se atribuyó al uso de agua destilada para su lavado, por lo cual a partir de 2002 las cubetas se lavaron con agua desionizada. Se considera que este tipo de error ocasionó en general un incremento en las concentraciones determinadas respecto a la concentración real.

El 39% de la variabilidad encontrada se debía a la probable contaminación de las botellas en que se tomaron las réplicas en el campo, dado que no se lavaron con la muestra previamente a su llenado. Este error no necesariamente se acumula aritméticamente con el anterior, sino que pueden compensarse.

El resto de la variabilidad entre réplicas se atribuyó al efecto combinado de los tratamientos de manipulación y conservación a los que fueron sometidas las muestras, combinado con su almacenaje por tiempos variables, debido a procesos tales como el consumo de los nutrientes y/o de la materia orgánica y también a la degradación de esta última, lo cual ejerció un efecto variable sobre las muestras analizadas.

Las condiciones de manipulación y conservación de las muestras durante el año 1999 involucraron su filtración en laboratorio, utilizando un tamaño de poro de  $0.45\mu\text{m}$  y su conservación en condiciones de congelación hasta el momento de su análisis. En los años 2000 y 2001, las muestras se filtraron *in situ*, utilizando el mismo tamaño de poro, se conservaron con cloroformo y se mantuvieron en condiciones de congelación hasta el momento de su análisis.

Finalmente, las muestras colectadas en el 2002 y con las cuales se realizaron todas las pruebas y evaluaciones para definir las causas probables de la variabilidad generalizada observada a lo largo del periodo de estudio (1999-2002), su efecto sobre los resultados y las posibles soluciones, se filtraron *in situ* con un tamaño de poro de  $0.45\ \mu\text{m}$  y se mantuvieron en condiciones de congelación hasta el momento de su análisis.

Con respecto a las condiciones de conservación, no existe un solo método que satisfaga completamente todos los requerimientos; sin embargo, los dos mencionados anteriormente (congelación y adición de cloroformo) permiten una disminución en la actividad biológica, evitando, de esta manera, el agotamiento de los nutrientes mediante el consumo, así como su adición mediante la degradación de la materia orgánica.

Una condición indispensable al usar cloroformo como conservador es el hecho de filtrar las muestras antes de su utilización, a fin de evitar un incremento en la concentración de fosfato disuelto, el cual sería liberado por los organismos presentes como una consecuencia fisiológica por la misma adición de cloroformo (Kirkwood 1992).

Asimismo, las muestras conservadas con cloroformo tienen la ventaja de no sufrir alteración en su composición; sin embargo, es importante considerar la volatilidad de este agente, lo cual favorece su pérdida a través de las paredes de la botella de plástico. Esto es otra razón que convierte a la filtración en un paso previo indispensable, ya que el cloroformo no se comporta como un agente conservador permanente. El almacenamiento y conservación de las muestras destinadas para el análisis del amonio constituyen procesos críticos, debido a que la concentración de este nutriente puede cambiar rápidamente, además de que en la mayoría de los casos es imposible analizar las muestras inmediatamente después de su colección (Kirkwood 1992).

Como se mencionó anteriormente, a pesar de que el cloroformo se utiliza para la conservación de las muestras que serán sometidas al análisis de nutrientes, para el caso del amonio, éste interfiere con la formación del azul de indofenol, de manera que puede considerarse como otra causa de variabilidad de los resultados obtenidos a lo largo del periodo de estudio. Se puede sustituir por fenol, ya que éste no favorece la interferencia antes mencionada debido a que forma parte de los reactivos que participan en el análisis de este nutriente (Degobbis 1973).

En el año 2002, además de las muestras analizadas con el objeto de definir las causas probables de la variabilidad generalizada observada a lo largo del periodo de estudio, se realizó una prueba para identificar las condiciones óptimas de manipulación y conservación de las muestras una vez colectadas, definiéndose para lo anterior, cuatro diferentes tratamientos de manejo y conservación de las mismas.

El tratamiento 1 se caracterizó porque las muestras una vez colectadas, no recibieron proceso de filtración ni de adición de ningún conservador, solamente se mantuvieron en condiciones de congelación hasta el momento de su análisis.

El tratamiento 2 involucró la utilización de botellas lavadas perfectamente con agua desionizada en el laboratorio, la filtración de las muestras con un tamaño de poro de 0.22  $\mu\text{m}$ , la adición de cloroformo como conservador y la congelación de las mismas hasta el momento de su análisis.

Para el tratamiento 3, las botellas se enjuagaron con agua desionizada en el laboratorio y con agua de cada profundidad colectada; asimismo, las muestras se filtraron utilizando un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ , se adicionaron con cloroformo y se mantuvieron en congelación hasta el momento de su análisis.

Para el tratamiento 4 se utilizaron botellas enjuagadas con agua desionizada en laboratorio, las muestras se filtraron a través de un filtro con un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$  y se conservaron en condiciones de congelación hasta el momento de su análisis.

La serie de pruebas anteriores implicaron la colecta de 12 muestras a la misma profundidad (5m) dentro del epilimnion, 12 en metalimnion (20m) y 12 en el hipolimnion (40m) y su identificación con las letras X (epilimnion), Y (metalimnion) y Z (hipolimnion), respectivamente. Las doce muestras de cada una

de las profundidades muestreadas se identificaron con las letras A a la L y fueron sometidas a los diferentes tratamientos establecidos anteriormente.

Las muestras A, B y C de cada una de las series recibieron el tratamiento de conservación y manipulación 1; las botellas D, E, y F, el tratamiento 2; las botellas G, H e I, el tratamiento 3 y, finalmente, las botellas J, K y L de cada una de las series recibieron el tratamiento 4.

El trabajo en el laboratorio consistió en colocar en dos cubetas cada una de las botellas muestreadas, el equipo proporcionó dos réplicas analíticas por cada cubeta, obteniéndose así 4 réplicas analíticas por botella y 12 réplicas analíticas para cada uno de los tratamientos a los cuales se sometieron las diferentes muestras.

A partir de los resultados obtenidos anteriormente, se calculó el promedio y la desviación estándar para cada uno de los diferentes tratamientos por nutriente de cada uno de los estratos (epi, meta e hipolimnion) muestreados. Asimismo, se calculó la desviación estándar media por tratamiento y por nutriente, considerando en conjunto el epilimnion, metalimnion y hipolimnion, así como el error debido a la técnica analítica y a las cubetas (Tabla 5).

Esta última estimación confirmó que el error del método analítico es inferior a la precisión reportada para el método y que existe un error por contaminación de las cubetas, de aproximadamente un orden de magnitud superior al error analítico.

De los resultados obtenidos anteriormente se concluyó que se observan diferencias entre los tratamientos, aunque no en el mismo sentido para todos los nutrientes. Los tratamientos que generaron menor error fueron el 2 y el 3, con excepción del silicato, donde el tratamiento 1 generó menor error.

Tratamiento	NH <sub>3</sub> μmol/L		PO <sub>4</sub> μmol/L		SiO <sub>4</sub> μmol/L		NO <sub>2</sub> μmol/L		NO <sub>3</sub> μmol/L	
	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta	Error análisis	Error cubeta
1	0.04	0.14	0.02	0.02	0.03	0.14	0.005	0.03	0.03	0.06
2	0.03	0.14	0.01	0.02	0.05	0.23	0.005	0.01	0.01	0.02
3	0.02	0.09	0.01	0.02	0.06	0.13	0	0.01	0.02	0.03
4	0.02	0.22	0.01	0.01	0.04	0.29	0	0.02	0.01	0.02

TABLA 5. IDENTIFICACIÓN DE LAS CONDICIONES OPTIMAS DE CONSERVACIÓN Y MANIPULACIÓN DE LAS MUESTRAS

Al parecer, los procesos responsables de la sobreestimación son la contaminación y la degradación bacteriana de la materia orgánica con su respectiva transformación a nutrimentos inorgánicos.

El análisis de control de calidad de los resultados permitió la validación y selección de los mismos para continuar con el procesamiento de la información. Con base en lo anterior, se procedió a seleccionar el valor menor de las dos muestras disponibles, ya que, en todos los casos, los errores llevan a una sobreestimación de la concentración.

Tomando en cuenta los resultados obtenidos en las evaluaciones del error bajo procedimientos alternativos de lavado de las cubetas, del potencial de contaminación de las sustancias utilizadas en el mismo procedimiento de lavado y de la prueba para identificar las condiciones óptimas de manipulación y conservación de las muestras una vez colectadas, se aplicaron las medidas correctivas pertinentes, analizando las muestras correspondientes al periodo de septiembre a diciembre del 2002 mediante cubetas lavadas y enjuagadas con agua desionizada.

También se emplearon muestras correspondientes al periodo de enero a marzo del 2003 en las que, además de lo anterior, las botellas se enjuagaron con agua desionizada en el laboratorio y con agua de cada profundidad muestreada en campo, así como la aplicación del tratamiento No. 3, a fin de verificar si las modificaciones propuestas ejercían o no un efecto positivo sobre los resultados obtenidos.

A partir de lo anterior se calculó el error analítico y el error por cubeta para cada uno de los casos y se comparó con los errores obtenidos previamente para las muestras analizadas en cubetas sometidas al procedimiento de lavado convencional (Extrán 5% + HCl 10% + enjuague con agua destilada) y con las muestras analizadas en botellas no enjuagadas con agua de cada profundidad muestreada; asimismo estos tres casos se compararon con la precisión reportada para la técnica analítica.

En todos los casos el error del método analítico fue muy similar entre ellos e inferior a la precisión reportada para el método, mientras que el error por cubeta disminuyó de manera importante al comparar las muestras analizadas utilizando cubetas lavadas con el procedimiento convencional y aquellas en las cuales se tomaron en cuenta todas las modificaciones referentes al lavado de las cubetas y enjuague de las botellas (Tabla 6).

Las consideraciones anteriores permitieron disminuir de manera importante la falta de repetitividad en los datos observada como consecuencia de la contaminación de las botellas y de las cubetas, lo cual ocasionaba un incremento en la concentración de las muestras a analizar, además de que permitieron definir las condiciones óptimas de manejo y conservación de las mismas, disminuyéndose en este caso los efectos de contaminación, consumo o degradación de la materia orgánica y eliminándose el efecto variable sobre las muestras. El error debido al método analítico constituyó un error inherente, de efecto variable e inferior a la precisión reportada para el método, sin un impacto en los resultados obtenidos.

$\mu\text{mol/L}$	Precisión técnica	Error analítico (1)	Error analítico (2)	Error analítico (3)	Error cubeta (1)	Error cubeta (2)	Error cubeta (3)
$\text{NH}_3$	0.20	0.19	0.15	0.16	0.67	0.41	0.12
$\text{PO}_4$	0.20	0.11	0.05	0.02	0.44	0.19	0.06
$\text{SiO}_4$	0.10	0.10	0.08	0.08	0.70	0.08	0.09
$\text{NO}_2$	0.10	0.04	0.01	0.02	0.08	0.05	0.03
$\text{NO}_3$	0.10	0.01	0.01	0.01	0.07	0.02	0.04

TABLA 6. COMPARACIÓN DE TRES ALTERNATIVAS EN LOS PROCEDIMIENTOS DE LAVADO Y ENJUAGUE DE BOTELLAS Y CUBETAS

Una vez identificadas las fuentes de error y aplicadas las medidas correctivas pertinentes, se observó un efecto positivo sobre los resultados obtenidos disminuyéndose de manera importante la baja exactitud observada en las muestras y permitiendo de esta manera continuar con la selección de los datos a fin de reconocer el comportamiento vertical y temporal de los nutrientes a lo largo de los cuatro ciclos anuales de estudio (1999-2002).

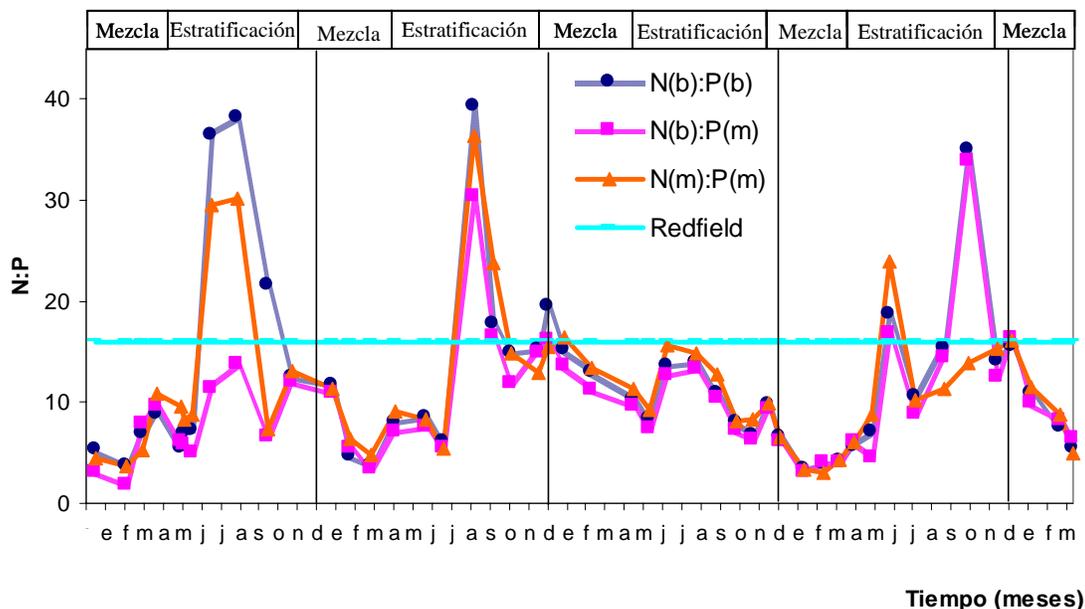


FIGURA 16. DIAGRAMA PROFUNDIDAD-TIEMPO DE LAS ISOPLETAS DE LA MEDIA DE LA RELACIÓN N:P (BAJO TRES OPCIONES) EN EL EPILIMNION DE ALCHICHICA PARA VERIFICAR LA SELECCIÓN DE LOS DATOS DE NUTRIENTES

A fin de verificar si la selección de los valores de concentración más baja representaban el comportamiento más próximo a la realidad, se realizaron gráficos de la relación N:P bajo tres posibilidades [N(valor bajo): P(b); N(b): P(valor medio) y N(m):P(m)], a partir de los cuales se concluyó que no existía diferencia considerable entre ellos, además de que la relación N(b):P(b) cumplía con el comportamiento observado en el diagrama profundidad-tiempo de las isopletas de la relación N:P en Alchichica (Fig. 16).

## Referencias

- Alcocer, J. y E. Escobar. 1992. La producción primaria en aguas athalasohalinas. Soc. Mex. Hist. Nat. 43:101-108.
- Alcocer, J., A. Lugo, S. Estrada, M. Ubeda y E. Escobar. 1993. La macrofauna bentónica de los axalapazcos mexicanos. Actas VI Congreso Español de Limnología 33: 409-415.
- Alcocer, J., A. Lugo, S. Estrada, M. Ubeda y E. Escobar. 1993. Littoral chironomids of a Mexican Plateau athalassohaline lake. Vehr. Internat Verein. Limnol. 25: 444-447.
- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez y G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, México. Vehr. Internat Verein. Limnol. 27(5):3166-3169.
- Alcocer, J. y A. Lugo. 2003. Effects of El Niño on the dynamics of lake Alchichica, Central México. Geofísica Internacional. 42(3): 523-528.
- Aminot, A. y R. Kerouel. 1991. Autoclaved seawater as a reference material for the determination of nitrate and phosphate in seawater. Anal. Chim. Acta. 248, 277-283. En: The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.
- Arredondo Figueroa, J.L., O. Vera y A. O. Ortiz .1984. Análisis de componentes principales y cúmulos de datos limnológicos, en el lago cráter Alchichica, Puebla. Biotica 9(1): 23-39.
- Bendschneider, K. y R.J. Robinson 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrate in Seawater. J. Mar. Res. 11: 87-96. En: The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.
- 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. En: Schiemer, F y K.T. Boland (eds.). Perspectives in tropical limnology. SPB. Amsterdam.
- Bougis, P. 1976. Marine plankton ecology. Elsevier. Oxford. 355pp.

- Brylinsky, M. y K.H. Mann. 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnol. Oceanogr.* 18(1): 1-14.
- Bronmark, C. y Hansson, A.L. 1998. *The Biology of Lakes and Ponds. Biology of Habitats.* Oxford University Press. 216pp.
- Burgis, J. M. y P. Morris 1987. *The natural history of lakes.* Cambridge. 218pp.
- Capblancq, J. y J. Catalan. 1994. Phytoplankton: which, and how much?. 553-558pp. En: Margalef, R. (ed.). *Limnology now: A paradigm of planetary problems.* Elsevier Science B.V. Oxford.
- Cole G. A. 1994. *Textbook of Limnology.* Waveland Press. Oxford. 412pp.
- Collos, Y. Yin, K. Y Harrison, P.J. 1992. A note of caution on reduction conditions when using the cadmium copper column for nitrate determination in aquatic environments of varying salinities. *Marine Chemistry.* 38: 325-329. En: *The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.*
- Cressie, N.A.C. 1990. The origins of Kriging. *Mathematical Geology* v.22, 252pp.
- Cressie, N.A.C. 1991. *Statistics for Spatial Data.* John Wiley Nueva York. 900pp.
- Danielidis, D.B., M. Spartinou y A. Economou-Amilli. 1996. Limnological survey of lake Amvrakia, western Greece. *Hydrobiologia.* 318: 207-218.
- Degobbis, D. 1973. On the storage of seawater samples for ammonia determination. *Limnol. Oceanography.* 18: 146-150.
- Deutsch, C.V.; Journel, A.G. 1992. *GSLIB - Geostatistical Software Library and User's Guide.* Oxford. Nueva York. 561pp.
- Downing J., Mc Cauley E. 1992. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanography. Limnology and Oceanography.* 37(5): 936-945.
- Escobar Briones, E., Alcocer J., E. Cienfuegos, y P. Morales, 1998. Carbon stable isotopes ratios of pelagic and littoral communities in Alchichica crater-lake, México. *Int. J. Salt Lake Res.* 7, 345-355.
- Esteves, F.A. 1988. *Fundamentos de Limnología.* Interciencia/Finep. Río de Janeiro. 575pp.

- Falcón L., Escobar E., Romero D. 2002. Nitrogen fixation patterns displayed by cyanobacterial consortia in Alchichica Crater Lake México. *Hydrobiologia* 467:71-78.
- Guibas, L. y J. Stolfi. 1985. Primitives for the Manipulation of General Subdivisions and the Computation of Voronoi Diagrams. *ACM Transactions on Graphics*, v.4, n.2. p. 74-123.
- Hernández, S J., F. Bernal, G. Velarde, D. Ortiz, T. Owen, L. Dávalos. 2001. The algal growth potencial and algae growth-limiting nutrients for 30 of Mexico's lakes and reservoirs. *Vehr. Internat Verein. Limnol.* 27: 3583-3588.
- Hildebrand, H. y U. Sommer. 1999. The nutrient stoichiometry of benthic microalgal growth: Redfield proportions are optimal. *Limnol. Oceanogr.* 44(2): 440-446.
- Isaaks, E. H. y R. M. Srivastava. 1989. An introduction to applied geostatistic. Oxford. New York. 338pp.
- Kirkwood D.S. 1992. Stability of solutions of nutrient salts during storage. *Marine Chemistry.* 38: 151-164. En: *The Sanplus Segmented Flow Analyzer. and its applications. Seawater analysis. Skalar.* 51pp.
- Kirkwood, D.S. 1994. *Sanplus Segmented Flow Analyzer and its applications. Seawater analysis. Skalar.* 51pp.
- Kremling, K. y A. Wenck. 1986. On the storage of dissolved inorganic phosphate, nitrate and reactive silicate in Atlantic Ocean water sample. *Meeresforsch.* 31:69-74. En: *The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.*
- Koroleff, F. 1965. Report on the intercalibration measurements in Copenhagen, 9-13 June 1965, UNESCO Technical Paper in Marine Science. No. 3. 14pp. En: *The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.*
- Koroleff, F., K.H. Palmork, O. Ulltang, y J.M. Gieskes. 1977. The international intercalibration exercise for nutrient methods, ICES Cooperative Research Report No. 67. 44pp. En: *The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.*

- Lalli, C.M. y T.R. Parson. 1993. *Biological Oceanography: An Introduction*. Pergamon. 301pp.
- Lampert, W. y U. Sommer. 1997. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. Oxford. 382 pp.
- Lawson, C.L. 1977. Software for C1 surface Interpolation in *Mathematical Software III*. Academic Press, New York. pp. 161-193.
- Lee, D.T. y B.J. Schachter. 1980. Two algorithms for constructing a delaunay triangulation. *International Journal of Computer and Information Sciences*, v.9, n.3. pp. 219-242.
- Lewis W. M. Jr. 1983. Temperature, heat, and mixing in lake Valencia, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* 28(2): 273-286.
- Lewis W. M. Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. pp 43-64. En: F. Schiemer y K. T. Boland (eds) *Perspectives in tropical limnology*. SPB. Holanda. 347 pp.
- Lewis W. M. Jr. 2002. Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. *Verh. International. Verein Limnol.* 28: 210-213.
- Libes, S. M. 1992. *An introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley. 732pp.
- Lugo A., J. Alcocer, M. Chávez, G. Vilaclara, M.R. Sánchez. 1994. Los axalapazos de Puebla. *Seis Joyas en el Desierto. Información Científica y tecnológica.* 16(209): 32-36.
- Lugo, A., E. González, R. Sánchez y J. Alcocer. 1999. Distribution of *Leptodiatomus novamexicanus* (Copepoda: Calanoida) in a Mexican hyposaline lake. *Rev. Biol. Trop* 47( Supl. 1):141-148.
- Lugo, A., J. Alcocer, R. Sánchez, E. Escobar y M. Macek. 2000. Temporal and spatial variation of bacterioplankton abundance in tropical, warm-monomictic, saline lake: Alchichica, Puebla, México. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 27:2968-2971.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010pp.
- Melack, J.M. 1996. Recent developments in tropical Limnology. *Verh. International. Verein. Limnol.* 26: 211-217.

- Mostert, S.A. 1988. Notes on improvements and modifications to the automatic methods for determining dissolved micronutrients in seawater, South African Journal of Marine Science. 7: 295-298. En: The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.
- Murphy, J. y J.P Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. Anal. Chim. Acta 27: 31-36. En: The Sanplus Segmented Flow Analyzer. Seawater analysis.
- Nurnberg, G.K. 1995. Quantifying anoxia in lakes. Limnol. Oceanogr. 40: 1100-1111.
- Oliva, M.G. 2001. Estudio de la variación vertical y temporal de las comunidades fitoplanctónicas durante el florecimiento de cianofíceas en el lago cráter Alchichica, Puebla. Universidad Nacional Autónoma de México. 85-99.
- Oliva, M.G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta, R. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. Hydrobiologia 466: 299-306.
- Pai, S-C., C.C Yang, y J.P Riley. 1990. Effects of acidity and molybdate concentration on the Kinetic of the formation of phosphoantimonymolybdenum blue complex. Anal. Chim. Acta 229: 115-120.
- Payne A.I. 1986. The ecology of tropical lakes and rivers. Wiley.Chichester. 301 pp.
- Philips, E.J., M. Cichara, K. Havens, C. Hanlon, S. Badylak, B. Rueter, M. Randall y P Hansen. 1997. Relationship between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrientes in a shallow sub-tropical lake. J. Plankton Res. 19(3): 319-342.
- Ramírez García, P. y A. Novelo. 1984. La vegetación acuática en seis lagos cráter del estado de Puebla, México. Bol.Soc.Bot.México 46: 75-88.
- Reusch B. y M.I. Abdullah. 1977. An automatic meted for the determination of ammonia in seawater. Water Res. 11: 637-638.
- Reynolds, C.S. 1999. Non-determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. Arch. Hydrobiol. 146(1): 23-35.

- Ruttner, F. 1975. Fundamentals of limnology. University of Toronto Press. 307pp.
- Satoh, Y., U. Hitomi, K. Takehiro, S. Madoka, S. Seok-Kyoung. 2002. Factors controlling hypolimnetic ammonia accumulation in a lake. *Limnology*. 3: 43-46.
- Seitzinger, S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33: 702-724.
- Smith, V H. 1990. Nitrogen, phosphorus, and nitrogen fixation in lacustrine and estuarine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 35(8): 1852-1859.
- Treguer, P. y P. Le Corre. 1975. Manuel d' analyse des sels nutritifs dans l' eau de mer. Laboratoire d' Oceanologie Chimique. Université de Bretagne Occidentale. En: The Sanplus segmented flow analyzer and its applications. Seawater analysis. Skalar.
- Tundisi, J.G. 1994. Tropical South America: Present and Perspectives. En: Margalef, R. (ed.). *Limnology now: A paradigm of planetary problems*. Elsevier Science B.V. pp 553.
- Wetzel, G. 1981. *Limnologia*. Omega, Barcelona. pp 679.
- Wetzel, G. 1983. *Limnology*. CBS College Publishing. pp 753.