



*Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*

Universidad Nacional Autónoma de México



**"VARIACIÓN TEMPORAL DEL FITOPLANCTON Y DINÁMICA LIMNOLÓGICA  
EN EL EMBALSE VALLE DE BRAVO DURANTE UN PERIODO DE BAJO  
NIVEL (2008-2009)"**

**T E S I S**

que para obtener el grado académico de

**MAESTRA EN CIENCIAS  
(LIMNOLOGÍA)**

p r e s e n t a :

**MARÍA ELENA VALERIANO RIVEROS**

Tutora principal:	Dra. Gloria Vilaclara Fatjó
Comité Tutor:	Dr. Martín Merino Ibarra Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia
Jurado:	Dr. Javier Alcocer Durand Dr. Javier Carmona Jiménez
Asesor Externo:	M. en C. Mario M. Chávez Arteaga

México, D. F., Enero 2011



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



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

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

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

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

*A mi madre*

*A mis pequeños*

*A tí, que me has acompañado*

*A todos aquellos que han caminado a mi lado*

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por la oportunidad y las facilidades brindadas en la realización de mis estudios de Maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para la realización de mis estudios de maestría.

Al fondo sectorial SEMARNAT-CONACYT a través del proyecto SEMARNAT-2002-C01-1125 “Estudio integral del embalse de Valle de Bravo para su manejo sustentable: un marco científico aplicable a los cuerpos de agua eutroficados del país”.

Al programa PAPIIT, DGAPA-UNAM, a través del proyecto “Caracterización de las comunidades algales y su empleo como indicadores de la calidad del agua en afluentes de la presa Valle de Bravo” clave IN209107-3.

A la Dra. Gloria Vilaclara Fatjó, por aceptar dirigir esta tesis y por sus enseñanzas que me permitieron entender con mucha mayor profundidad los conceptos relacionados con la disciplina de la limnología.

A los miembros de mi jurado, los Doctores Martín Merino Ibarra, Elizabeth Ortega Mayagoitia, Javier Alcocer Durand, Javier Carmona Jiménez, así como al M. en C. Mario Chávez Arteaga, por sus comentarios y correcciones que ayudaron a enriquecer esta tesis, por sus enseñanzas, pero sobre todo por su tiempo y por el apoyo brindado.

Al Hidrobiól. Sergio Castillo Sandoval por el apoyo en el muestreo de campo, así como en los análisis de laboratorio.

A la Biol. Martha Gaytán por el apoyo brindado en la identificación de las especies fitoplanctónicas, por contagiarme y reafirmar el amor al universo que encierra la ficología. A la M. en C. Estela Cuna por sus comentarios y enseñanzas a cerca del maravilloso mundo de las diatomeas.

Al amable y eficiente grupo de la Coordinación del Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, en particular a Diana Juárez, Lupita Godoy, Chantal Ruiz, Gabriela Almaraz, por hacer de los ajetreados trámites una tarea sencilla, pero sobre todo por su calidez y dedicación.

Y a todos aquellos que, de alguna u otra forma, me brindaron su apoyo y motivación en la elaboración de este trabajo.

## CONTENIDO

RESUMEN	
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	3
JUSTIFICACIÓN	4
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	5
OBJETIVOS	6
ÁREA DE ESTUDIO	7
MATERIAL Y MÉTODOS	10
RESULTADOS	17
DISCUSIÓN	45
CONCLUSIONES	78
LITERATURA CITADA	80
ANEXO I. CÁLCULO DE BIOVOLUMEN ESPECÍFICO	89
ANEXO II FICHAS TAXONÓMICAS	93

## RESUMEN

El embalse Valle de Bravo aporta cerca del 30% del recurso al Sistema Cutzamala que abastece de agua potable al centro del país. Recientemente ha sufrido cambios significativos de nivel como resultado de la escasez de agua en la zona centro del país. Con el fin de entender las variaciones del fitoplancton en relación con diversos descriptores limnológicos, en las condiciones del bajo nivel observado en el embalse, se realizaron colectas mensuales de fitoplancton entre enero de 2008 y diciembre de 2009. A pesar de que el nivel disminuyó por debajo de los 1820m s.n.m., con un descenso cercano a los 12m, el embalse conservó el régimen de monomítico cálido, con mezcla de noviembre a febrero/marzo y estratificación de marzo/abril a octubre. Se registró un aumento en la temperatura hipolimnética (4°C) superior a lo observado anteriormente, especialmente en el año de mínimo nivel (2009, 1818m s.n.m.), lo que se consideró como evidencia indirecta, pero robusta, de un incremento en los eventos de mezcla periféricos entre el epi- y el hipolimnion, atribuidos a su vez al basculamiento de la termoclina por los fuertes vientos diurnos. Como resultado de estas mezclas periféricas, se postula que, en fase de estratificación, el hipolimnion inyecta nutrientes, principalmente P y N, al epilimnion. Lo anterior, junto con temperaturas mayores a 20°C, puede explicar los mayores picos de biomasa en estratificación, mientras que las menores biomásas se registraron en fase de mezcla y se pueden atribuir en parte a una limitación por luz, debido a relaciones  $Z_{eu}/Z_{mix} < 1$ , así como a la disminución de la temperatura, pues parece imponer condiciones menos favorables en circulación para las especies de diatomeas y cianoprocaritas responsables de los florecimientos observados en estratificación. El embalse estuvo dominado por diatomeas (*Cyclotella ocellata* y *Fragilaria crotonensis*), cianoprocaritas (Chroococcales: *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis wesenbergii*) y clorofitas (e.g., *Mougeotia* sp. *Closterium* spp.). Además de las anteriores, durante la mezcla aparecieron Chlorococcales y Cryptophyta. Las fijadoras de nitrógeno (Nostocales), un problema recurrente en el embalse durante la estratificación, mostraron una reducción notable comparado con datos previos,

probablemente porque la disponibilidad de NID fue mayor en el epilimnion por efecto de las mezclas periféricas; a pesar de las menores biomásas registradas, la presencia de heterocitos en las Nostocales resultó indicadora de las fases de mayor limitación de nitrógeno. Se concluye que una disminución importante (>10m) del nivel al final de la estación de secas, cuando el embalse ya está estratificado, genera las condiciones necesarias para el crecimiento de diatomeas planctónicas, así como la disminución de biomasa de especies cianoprocariontas (principalmente Nostocales).

## INTRODUCCIÓN

Una parte importante de la tipificación de los sistemas acuáticos es la determinación de los organismos que en él habitan; un grupo de ellos, el plancton, está constituido por organismos generalmente microscópicos que se encuentran suspendidos libremente en el agua y se divide en dos categorías, zooplancton y fitoplancton (Lampert y Sommer, 1997). El conjunto del fitoplancton está formado por organismos adaptados a la suspensión que tienen un poder de locomoción limitado o nulo, y aunque algunas algas poseen la capacidad de movimiento mediante flagelos; han desarrollado estrategias de adaptación a la vida planctónica y otros mecanismos que influyen en su posición gracias a los cambios de flotabilidad. A pesar de lo anterior, dado el pequeño tamaño, su desplazamiento depende en gran medida de las corrientes producidas en el cuerpo de agua (Wetzel, 2001; Wehr y Sheath, 2003).

En general, el fitoplancton se desarrolla en hábitats donde la luz puede ser transformada por medio de la fotosíntesis en producción primaria (Margalef, 1995). Además, las algas tienen diversas necesidades de nutrimentos y diferentes límites de tolerancia a determinados parámetros fisicoquímicos (Wetzel, 2001), que interactúan para regular su crecimiento temporal y espacial. En lagos templados y tropicales, la disponibilidad de nutrimentos -en relación con el régimen de estratificación/mezcla-, los descriptores morfométricos (como la profundidad, Reynolds, 1980, *in* Larelle y Duivenvoorden, 2000), la mezcla turbulenta y los efectos de la red trófica, son de gran importancia en la composición del fitoplancton (Rhew *et al.*, 1999, *in* Naselli y Barone, 2000). Las variaciones estacionales y fluctuaciones en la temperatura del agua, así como la extensión de la mezcla; son elementos que, en conjunto, tienen gran impacto en la capacidad de las algas pláncicas para aumentar su biomasa (Reynolds, 1989). En lagos tropicales, estas fluctuaciones vienen determinadas principalmente por las temporadas de lluvias y sequías, las cuales, no son equivalentes a la sucesión de cuatro estaciones tal como se define en las zonas templadas; esto, junto con una

menor diferencia térmica anual, explica parcialmente que las variaciones de biomasa fitoplanctónica a lo largo del año sean menos drásticas en este tipo de lagos que en los de regiones templadas, y que la productividad primaria tienda a ser mayor en lagos tropicales que en lagos templados (Lewis, 1996).

El fitoplancton es útil como indicador de uno de los mayores problemas que presentan actualmente los cuerpos de agua epicontinentales, entre ellos los embalses: el del aumento de la concentración de nutrientes en la columna de agua, especialmente en la zona eufótica, fenómeno conocido como eutroficación. Dicha problemática es de orden mundial y viene de antaño, ya que las actividades humanas han repercutido, generalmente en forma negativa, aportando nutrimentos a la superficie del cuerpo de agua que -a su vez- inducen cambios en las comunidades y en las condiciones limnológicas en general; dichos cambios afectan la salud ecosistémica de los cuerpos de agua continentales, lo que amenaza asimismo el equilibrio ecológico global y, con él, la disponibilidad de recursos para las comunidades humanas (Vallentyne, 1979; Xu *et al.*, 2001).

Específicamente, los cambios en la relación entre el nitrógeno y el fósforo acaban manifestándose en un retroceso o avance en el desarrollo de las cianoprocariontas, lo cual se liga estrechamente con condiciones mejores o peores del cuerpo de agua, con un alto impacto en relación a sus usos potenciales. El crecimiento de algunas cianoprocariontas capaces de fijar el nitrógeno molecular, usualmente a través de células especiales denominadas heterocitos, llega a ser muy importante, cuando la relación N:P se desvía de la considerada como de equilibrio (con base en valores que varían según los diversos sistemas y autores) a favor del fósforo, disminuyendo el N a niveles mínimos

Lo anterior resulta en la posibilidad de observar los cambios en el fitoplancton para ayudar a entender los factores limnológicos que lo gobiernan, en un ámbito –como el del embalse de Valle de Bravo- en donde el manejo antropogénico y los cambios naturales imponen variaciones importantes en las

condiciones presentes en el cuerpo de agua, como son –por ejemplo- los cambios de nivel del embalse. Al respecto, se han realizado diversos trabajos donde mencionan -por un lado- que los cambios de nivel en los embalses pueden afectar la biomasa y composición de las especies fitoplanctónicas (Naselli-Flores y Barone, 1997; Zalocar, 2003; Noges, 2003; De Goreth *et al.*, 2010; Wang, *et al.* 2011), y -por el otro- que al inducir la mezcla, por ejemplo de manera artificial, en diferentes cuerpos de agua durante la estratificación, se ha logrado el remplazo de especies de cianoprocariotas por diatomeas y algas verdes, al incorporar los nutrientes del hipolimnion a toda la columna de agua (Reynolds *et al.*, 1983; Bailey-Watts *et al.*, 1987; Harris y Baxter 1996 *in* Huisman *et al.*, 2004; Moreno-Ostos *et al.*, 2009). En este sentido, es importante el efecto que tiene el viento en Valle de Bravo, ya que -de acuerdo con Merino *et al.* (2003) y Monroy (2004)- no sólo es capaz de mezclar hasta los 10 primeros metros, sino que además se ha especulado que puede generar intercambios de agua entre el hipo- y el epilimnion “eventos efímeros de mezcla” o “mezclas puntuales”, a través del basculamiento de la termoclina, las cuales podrían incrementarse con el descenso del nivel del embalse (Valdespino, 2008). Otro factor importante sería la turbulencia, que también afecta las interacciones entre las especies (Levin, 1974, Hassell *et al.*, 1994 *in* Huisman *et al.*, 2004; Zohary y Robarts, 1989 *in* Calijuri *et al.*, 2002; Antenucci *et al.*, 2005; Becker *et al.*, 2009). Por estos y otros motivos, resulta interesante entender cuáles son los factores limnológicos que esencialmente parecen regular mayormente la presencia/ abundancia del fitoplancton en el embalse de Valle de Bravo, en un lapso –el 2008 y 2009- en que las condiciones ambientales propiciaron que el nivel bajara considerablemente durante la estratificación.

## **ANTECEDENTES**

El embalse Valle de Bravo, dado el interés que presenta el uso de sus aguas, ha sido objeto de diversos estudios. Por ejemplo, trabajos tempranos que aproximan la limnología del embalse a finales de la década de los 70’s son los de Franco

(1981) y Chávez (1986) y, más tarde, Olvera *et al.* (1998), donde se mencionan cambios en el embalse hacia una progresiva eutrofización, siendo catalogado ya como eutrófico en los 90's. Con el apoyo de la CNA y del CONACYT se han realizado estudios dirigidos a evaluar la calidad del agua de Valle de Bravo (Olvera *et al.*, 1993; IMTA 1994, 1997, 1998; IDECA, 1999) y a estudiar aspectos limnológicos y biológicos del sistema, como los de Ramírez P. *et al.* (2002), Gaytán *et al.* (2002), Valeriano (2003) y Jiménez Contreras (2009), quienes dieron una aproximación del fitoplancton y zooplancton presente en el embalse durante algunos periodos. En trabajos posteriores se encontraron variaciones en la composición fitoplanctónica en relación con cambios temporales (de horas/días, Valeriano, 2007, y de meses, Cruz, 2007). En estudios más prolongados (finales de 2005 a inicios de 2008, Jiménez Arreola, 2010), se apreciaron tendencias al cambio de Nostocales por Chroococcales y Oscillatoriales, que se asociaron con los inicios de disminución del nivel del embalse, con base en lo que proponen Carnero (2008), que estudió la evolución trófica del embalse, y Valdespino (2008), que evaluó el metabolismo comunitario mediante la dinámica del oxígeno. Estas tendencias ya habían sido señaladas tempranamente y ratificadas posteriormente, al mencionarse que bajar el nivel de aforo del embalse incrementaría la profundidad de la capa de mezcla y la frecuencia de los eventos efímeros de mezcla (Monroy *et al.*, 2002; Merino *et al.*, 2003; Merino *et al.*, 2008, y Ramírez-Zierold *et al.*, 2002, 2004 y 2010). En relación con estos aspectos, es importante saber si estas tendencias de cambio de los grupos fitoplanctónicos se mantienen, o bien si mayores disminuciones en el nivel del embalse, como los alcanzados en 2008 y 2009, generan cambios ulteriores.

## **JUSTIFICACIÓN**

Valle de Bravo es de gran importancia por el uso que se le da a sus aguas (abastecimiento de agua, recreativo, turismo, deportes acuáticos, pesca deportiva) y, por ser el embalse de mayor importancia del sistema Cutzamala, al suministrar cerca del 30% del agua potable a la Ciudad de México y Toluca. Como se ha

mencionado en los antecedentes, desde 1990 se ha catalogado como eutrófico debido al aporte de nutrientes por desechos urbanos (drenaje local del pueblo Valle de Bravo), agrícolas, aporte de los ríos -principalmente Amanalco y Tizates-, la inyección de agua de otras presas (como Colorines), eventos de picado y envío de biomasa de lirio acuático hacia el fondo (Olvera, 1990; IDECA, 1999; Ramírez Zierold, 2010), etc. Este problema ha repercutido en la composición del fitoplancton presente en el embalse, donde se observan florecimientos de cianoprocariontes que empeoran considerablemente la calidad del agua. Sin embargo, los cambios generados por el manejo del embalse y por los cambios en los aportes de los pueden favorecer la sustitución de los grupos que generan más problemas, como las cianoprocariontes, por grupos asociados con mejores condiciones del agua, como las diatomeas. Precisamente dichas circunstancias se han venido dando desde 2006 por la progresiva escasez de agua en la región, habiéndose observado por primera vez -a finales de 2008 y del 2009-, valores de aforo máximo del embalse inferiores a la cota de 1825 m s.n.m., y mínimos (inicios de época de lluvias) por debajo de los 1819 m s.n.m.

En el presente trabajo se plantea entender cómo ha cambiado la composición y abundancia del fitoplancton presente en el embalse Valle de Bravo durante los años 2008 y 2009 en relación con los factores abióticos concurrentes, con base en las observaciones realizadas durante las condiciones pasadas del embalse (Cruz, 2007; Valeriano, 2007; Jiménez Arreola, 2010), cuando los niveles fueron más altos (hasta 2005), o bien en las primeras fases de los niveles bajos (2006-2007).

## **PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN**

La reciente escasez de agua en el Sistema Cutzamala, que disminuyó el nivel del embalse Valle de Bravo, ¿modificó la presencia y abundancia de los taxones del fitoplancton? Sí, así fuera, ¿cuáles fueron los factores limnológicos que incidieron mayormente en dichos cambios?

Esperaríamos que:

Un menor volumen en el embalse a finales de la época de secas, ya en periodo de estratificación, implique una tasa mayor de eventos de mezcla causadas por los vientos diurnos, a través del basculamiento de la termoclina y del efecto de sus ondas internas (Carnero, 2008; Valdespino, 2008).

De ocurrir lo anterior -que resulta indirectamente verificable a través del incremento de temperatura del hipolimnion a medida que avanza la estratificación-, habrá también una inyección de nutrientes del hipo- al epilimnion, que podría mantener por lapsos más prolongados los crecimientos de cianoprocaritas Chroococcales y arrafídeas, retrasando o incluso impidiendo la aparición de las Nostocales. Por lo anterior, esperamos que la presencia de Nostocales se vea muy reducida por la disminución de los volúmenes del embalse, en relación con situaciones previas (Cruz, 2007; Valeriano, 2007; Jiménez Arreola, 2010).

## **OBJETIVOS**

### **OBJETIVO GENERAL**

- Analizar la variación en la composición y biomasa del fitoplancton, en relación con los factores limnológicos observados en el embalse de Valle de Bravo, durante un lapso (2008-2009) de bajos niveles de agua.

### **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Identificar a los integrantes de la comunidad fitoplanctónica hasta el más fino nivel taxonómico posible (género y/o especie).
- Describir los cambios en la densidad y biomasa de los taxa determinados.
- Analizar la variación de algunos descriptores fisicoquímicos relacionados directa o indirectamente con el fitoplancton (temperatura, transparencia,

oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, velocidad del viento, nivel del embalse, nutrientes disueltos, etc.) durante el lapso de muestreo.

- Buscar patrones de cambio en las variables bióticas y abióticas que puedan relacionarse con factores que incidan en la dominancia/abundancia de grupos/taxa de fitoplancton.

## ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del embalse de Valle de Bravo se ubica en la provincia litológica de la Faja Volcánica Mexicana, con un relieve circundante montañoso. La depresión donde se ubica la presa corresponde a un basamento estructural calcáreo o poljé, que sufrió una interrupción de su proceso cárstico debido a la actividad volcánica, por lo que se observa actualmente una predominancia de materiales volcánicos.

El tipo de suelo más extendido en la zona son el acrisol órtico y el andosol húmico de textura media, con lecho rocoso entre los 10 y 50 cm (López, 1973). La vegetación de la zona está compuesta por bosques de pino, oyamel y encino, así como por selva baja caducifolia con matorrales subespinosos y chaparrales. En los alrededores se desarrollan cultivos de temporal granjas piscícolas y zonas urbanas (CNA, 1998). El clima de la región donde se localiza el embalse es (A) C W<sub>2</sub> (w)(i)g, es decir, semicálido subhúmedo, con verano fresco y largo, precipitación media anual de 1311 mm y temperatura media anual entre los 12-18°C (CNA, 1998).

La presa Miguel Alemán o Valle de Bravo se localiza en el municipio del mismo nombre en el Estado de México, al oeste de la ciudad de Toluca, a los 19°21'30" de latitud norte y 100°11'00" de longitud oeste, a 1800 m s.n.m. (Figura 1). Fue construida en 1949 por la Comisión Federal de Electricidad y forma parte del Sistema Hidroeléctrico Miguel Alemán, conformado también por las presas Villa Victoria, Chilesdo, Ignacio Ramírez y Antonio Alzate. Este sistema constituye

una de las áreas hidroeléctricas de la cuenca del Río Balsas y del sistema Cutzamala, que abastece de agua potable a la Ciudad de México (CNA, 1998), el cual está constituido por las presas Chilesdo, Villa Victoria, Valle de Bravo, Colorines y del Bosque (ésta última en el Estado de Michoacán, Olvera 1990)

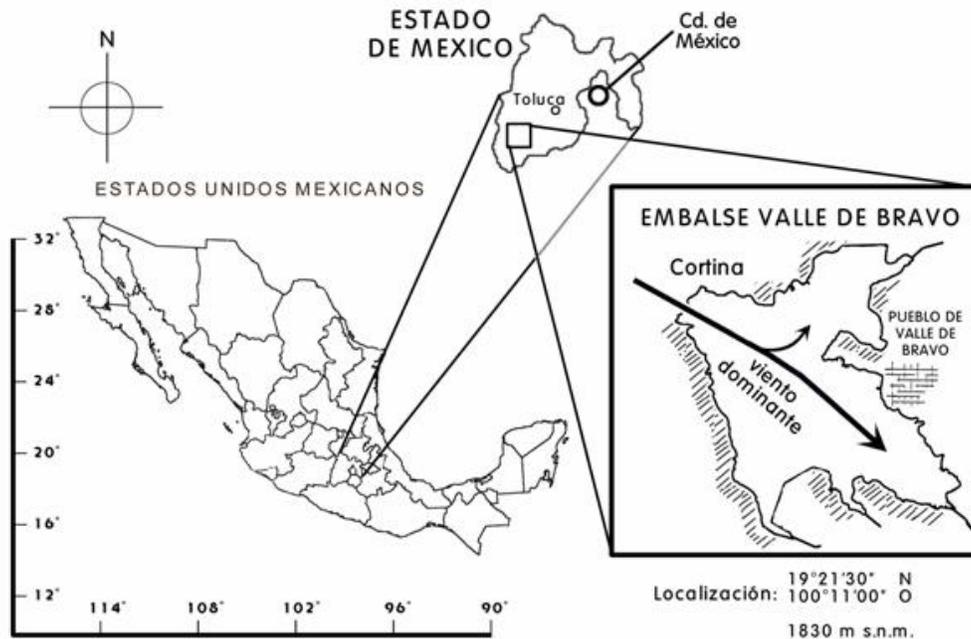


Figura 1. Ubicación del embalse de Valle de Bravo y la dirección del flujo de viento dominante (tomado de Monroy, 2004).

La superficie del embalse es de 1,730 ha., con medidas máximas de 7.3 km de longitud, anchura de 6.3 km y profundidad de 35 m, con una profundidad promedio de 21 m. Su capacidad es de  $335 \times 10^6 \text{ m}^3$ , lo que la ubica como la presa más importante del Estado de México (Monroy, 2004). El embalse recibe 5 tributarios: los ríos Amanalco y Molino (Los Hoyos), y los arroyos Santa Mónica, González y el Carrizal, abarcando una cuenca de captación de  $546.9 \text{ km}^2$  (Olvera, 1990; Olvera *et al.*, 1998; Figura 2) y, ocasionalmente, también recibe agua por bombeo de la presa Colorines (Ramírez Zierold, 2010).

El entorno del embalse (substrato geológico, suelos, tipo de clima, actividad antropogénica) determina que el agua sea relativamente poco mineralizada (SDT, 0.9 g/L;  $K_{25} < 150 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), de baja reserva alcalina ( $0.7 \text{ meq L}^{-1}$  como  $\text{CaCO}_3$ ) -lo que, a su vez, induce una baja capacidad amortiguadora del pH (fluctúa entre 6.9 y 9.4)-, está dominada por cationes de calcio-sodio y, como anión, por bicarbonatos (Ramírez Zierold, 2010).

En relación con el régimen térmico, los perfiles de oxígeno y temperatura han permitido clasificar el embalse como monomítico cálido, estratificado la mayor parte del año (marzo-octubre), con un hipolimnion que se torna anóxico rápidamente al comenzar la estratificación. La mezcla vertical se presenta durante la temporada invernal (IDECA, 1999; Monroy *et. al.*, 2002).

Una característica importante de este embalse es la presencia de fuertes vientos diurnos que soplan en dirección NO-SE (de la cabeza hacia las colas), con flujo constante y unidireccional, con velocidad promedio de  $7.4 \text{ m s}^{-1}$  y rachas de hasta  $16.5 \text{ m s}^{-1}$ . La profundidad de la columna de agua que el viento es capaz de mezclar va de 6 a 10 m; lo que depende de la distancia que recorre el viento sobre la superficie del agua o *fetch* (Monroy, 2004; Ramírez Zierold, 2010). Se ha especulado acerca de que el resultado de la acción del viento puede generar intercambios entre el epilimnion e hipolimnion, encontrándose un incremento gradual de la temperatura en el hipolimnion durante la estratificación, lo que se considera evidencia indirecta de eventos efímeros de mezcla durante este mismo periodo (Valdespino, 2008)

El nivel del volumen de la presa ha fluctuado desde su creación debido al uso al que se ha destinado el embalse. Durante los primeros años, el embalse fue utilizado para generar electricidad (CNA, 1998), por lo que el nivel varió de manera significativa, pero manteniéndose más bajo que en fechas posteriores; entre los años de 1957 y 1964, el nivel bajó cerca de 20 m. (Carnero, 2008).

Desde el año de 1982 a la fecha, los principales usos a los que se ha destinado es el de suministro de agua potable y actividades recreativas, para las que conviene mantener el nivel del embalse lo más alto posible (1830 m s.n.m.). Esto se ha conseguido en los últimos años, pues cuando el embalse se ha encontrado a su máxima capacidad, el nivel del agua ha fluctuado alrededor de 5m (entre 1830 y 1825 m s.n.m., Carnero, 2008), debido a los aportes y al manejo de la presa (extracción o inyección de agua). Sin embargo, a partir de 2006, las condiciones climáticas derivaron hacia una mayor sequía en la zona centro del país (CONAGUA 2011), por lo que el nivel del embalse empezó a bajar en sus valores mínimos y máximos (Jiménez Arreola, 2010), observándose la misma tendencia en el lapso del presente estudio.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

Se realizaron muestreos mensuales en el embalse Valle de Bravo, en una estación ubicada en el centro del embalse (E5, Figura 2) entre enero de 2008 y diciembre de 2009. Las razones a considerar en relación con la ubicación de la estación de muestreo y la profundidad en el caso del fitoplancton son las siguientes:

La estación E5 se encuentra ubicada en el centro del embalse (Figura 2), en una zona que mantiene condiciones más estables a lo largo del día, debido a que no se ve tan influenciada por el basculamiento (levantamiento/hundimiento) de la termoclina causado por la acción del fuerte viento diurno. Dicho basculamiento afecta progresivamente más, a medida que nos vamos alejando del centro hacia los extremos del embalse, lo que implica que en los extremos, la capa de mezcla puede alcanzar diferencias de profundidad de hasta 2 m, lo que no se observa en la zona central del embalse (Monroy, 2004). Asimismo, la zona central no se encuentra bajo el influjo directo de los aportes de los ríos (Monroy, 2004), como ocurre en las colas, ni de las inyecciones directas de agua procedentes de la

presa Colorines (Valeriano, 2007; Ramírez Zierold, 2010), como ocurre en la cabeza.

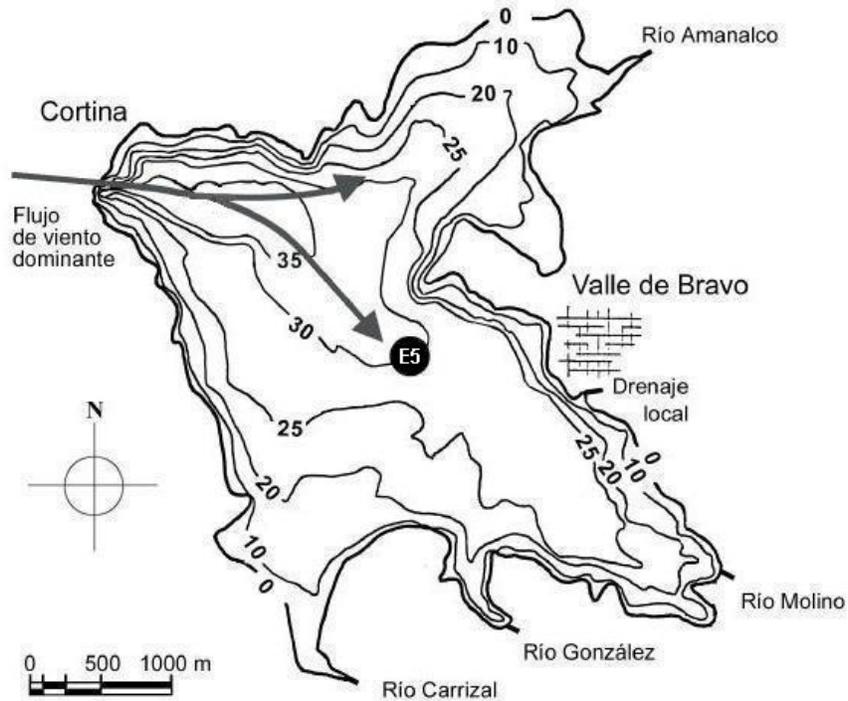


Figura 2. Embalse Valle de Bravo, donde se muestra la estación de muestreo ubicada en el centro del embalse, los principales afluentes y la dirección del viento diurno. (Modificado de Monroy, 2004)

En relación con la profundidad de muestreo, sólo se tomaron muestras de fitoplancton a 4 m de profundidad, ya que -de acuerdo con trabajos anteriores (Monroy 2004; Cruz, 2007; Valeriano, 2007)-, es representativa de la capa de mezcla y se encuentra invariablemente dentro de la zona fótica, siendo por ello característica de la zona de columna con mayor desarrollo fitoplanctónico. Las muestras que se analizaron para el presente trabajo fueron tomadas después del inicio de los vientos diurnos, cuyo efecto es el de propiciar la homogeneización de la capa de mezcla en el embalse; cabe señalar que ni siquiera considerando el desplazamiento vertical del metalimnion generado por el basculamiento de la termoclina (entre los 6 y los 12m de profundidad; Monroy, 2004; Valeriano, 2007),

nunca los 4 m se han encontrado dentro del metalimnion. En lo que respecta al fitoplancton, aunque Valdespino (2008) registra la mayor productividad a 1 m de profundidad, Cruz (2007) no encontró diferencias en la abundancia del fitoplancton entre 1 y 4 m; lo anterior se debe probablemente a una mayor actividad fotosintética del fitoplancton a 1 m de profundidad, lo que sugiere que no haya afectación en la densidad y cálculo de biomásas.

## **Parámetros ambientales**

### *Trabajo en Campo y de Gabinete*

#### *Luz y transparencia*

La transparencia se midió con el disco de Secchi (Tyler, 1968), a partir del cual se estimó la profundidad de la capa eufótica ( $Z_{eu}$ ), mediante el cálculo de factores de conversión, con base en la ecuación de extinción de la luz de Lambert-Beer ( $I_{zc} = I_0 e^{-zck}$  -Idso y Gilbert, 1974- para  $z_c$  = profundidad de compensación, donde la fotosíntesis iguala a la respiración, y  $k$  = coeficiente de extinción de la luz).

#### *Cálculo de $Z_{eu}$*

La profundidad de la zona eufótica depende directamente de la penetración de la luz, la cual se puede obtener a través del coeficiente de extinción de la luz,  $k$ , el cual puede calcularse midiendo la intensidad de la luz de la superficie al fondo con un fotómetro (Margalef, 1983). Dicho coeficiente aplicado a sistemas continentales varía por encima de 2, dependiendo de las características del cuerpo de agua (e.g., Contreras, 1984). Cuando los cuerpos de agua son turbios, como los eutróficos a hipereutróficos, Idso y Gilbert (1974) observaron que con DS menores a 1m,  $k$  fluctúa en forma importante, alcanzando incluso valores de 8. Cuando no se cuenta con las medidas de fotómetro para el cálculo de  $k$ , dicho coeficiente puede estimarse en forma aproximada. Para el embalse de Valle de Bravo, se optó por aproximarlos a través de los valores de producción primaria en columna que midió Valdespino (2008) entre agosto de 2006 y agosto de 2007 (ver Tabla 1).

Fecha	Producción primaria en columna (gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )	Profundidad Disco Secchi (m)
3 ago 2006	4	1.11
31 ago 2006	6	1.3
28 sep 2006	6	1.3
19 oct 2006	6	1.32
18 nov 2006	6	1.4
18 dic 2006	3.5	1.8
18 ene 2007	7	2.78
15 feb 2007	7	2.35
15 mar 2007	5	1.52
10 may 2007	5	0.95
07 jun 2007	6	1.44
05 jul 2007	7	1.85

Tabla 1. Valores de Producción primaria y DS durante 2006-2007, utilizados para la estimación de la profundidad de la capa eufótica en el embalse Valle de Bravo (tomado de Valdespino, 2008).

Con base en lo anterior, se estimaron dos valores de k para Valle de Bravo, a partir de la regresión lineal que relaciona DS y Z<sub>eu</sub> empírica de la Tabla 1. Se emplearon los coeficientes de 4.1 (R<sup>2</sup>=0.73, n=9) para los meses de estratificación y 2.6 (R<sup>2</sup>=0.22, n=3) para los correspondientes al periodo de mezcla.

#### *Otros datos colectados en campo*

Los parámetros de temperatura (°C) y oxígeno disuelto (mg L<sup>-1</sup>) y porcentaje de saturación de oxígeno se midieron *in situ* a cada metro de profundidad entre superficie y fondo de la columna de agua, por medio de una sonda multiparamétrica Yellow Springs, Ohio (YSI).

Para la medición de los nutrientes disueltos: Fósforo Reactivo Soluble (PRS), nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ), nitritos ( $\text{N-NO}_2^-$ ) y amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), se tomaron muestras de agua a 1, 2, 4, 8, 12, 16, 20 y 24m de profundidad, que fueron pasadas *in situ* por un filtro Millipore de 0.22  $\mu\text{m}$  de diámetro de poro (y previamente filtradas a través de otro de 0.45  $\mu\text{m}$ , para evitar el taponamiento del de menor tamaño de poro); se almacenaron en frascos de 30 ml, a los que se adicionaron dos gotas de cloroformo para detener la actividad metabólica de los organismos, y se congelaron hasta su análisis en el laboratorio.

### *Trabajo en Laboratorio*

La determinación de los nutrientes se realizó en el Laboratorio de Biogeoquímica del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, con un autoanalizador de flujo segmentado marca Skalar Sanplus System. Los nutrimentos que se evaluaron fueron el PRS (en su mayoría ortofosfatos,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) por el método de reducción del ácido molibdofosfórico a fosfomolibdeno azul (0.05-4  $\mu\text{M}$  de intervalo de concentración). Nitrógeno como nitritos ( $\text{N-NO}_2^-$ ) por medio del método de diazotización con sulfanilamida (0.1-20  $\mu\text{M}$  de intervalo de concentración). Nitrógeno como nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ) por el método de reducción de cadmio y analizando nitritos (0.1-20 $\mu\text{M}$  de intervalo de concentración). Nitrógeno como amonio ( $\text{N-NH}_3$ ) por la reacción de Berthelot (azul de endofenol, 0.1-20 $\mu\text{M}$  de intervalo de concentración) y Sílice (como  $\text{SiO}_2$ ) por la conversión del ácido silícico a ácido  $\beta$ -silicomolibdico y su reducción a molibdeno azul (0.02-140 $\mu\text{M}$  de intervalo de concentración) (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

## **Fitoplancton**

### *Trabajo en Campo*

Se tomaron muestras directas de fitoplancton a 4 m de profundidad mediante una botella muestreadora tipo Niskin (de resorte, con capacidad de 2 L),

tomando 500 ml de muestra y agregándole como fijador acetato de lugol (aprox. 20 gotas) hasta obtener una coloración ámbar.

### *Trabajo en Laboratorio*

La identificación de los taxa se reconoció de acuerdo a la literatura especializada: Komárek y Anagnostidis (1999) para Chroococcales; Prescott (1982) y Komárek (1989) para Nostocales; Komárek (1989, 2005) para Oscillatoriales; Comas (1996) para Chlorococcales; Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991) y Round *et al.* (1990) para diatomeas; Kristiansen (2001) para Chrysophyta, Wehr y Sheath, (2003), entre otros, para el resto de los grupos fitoplanctónicos. Así mismo, para la nomenclatura se consultó el “Index Nominum Algarum” (<http://ucjeps.berkeley.edu/ina/>). Las muestras se observaron en un microscopio óptico Olympus BX50 y IX70, ambos equipados con contraste diferencial de fases, ubicados en el laboratorio de Microscopios, en el edificio anexo del Instituto de Geofísica.

Para la cuantificación del fitoplancton se empleó el invertoscopio Olympus IX70. Se sedimentó un volumen de 10 ml<sup>1</sup> en cámaras de Utermöhl, las cuales miden aproximadamente 2 cm de altura, y se dejaron sedimentar un mínimo de 1 hr. por cada mm de altura de la cámara (Wetzel y Likens, 1991), aunque usualmente se dejaron por más de 24 horas, pues por ensayo y error se determinó que incrementar el tiempo recomendado en la metodología (Wetzel y Likens 1991) favorecía que sedimentaran las especies más pequeñas. Este método de sedimentación facilita la distribución homogénea del fitoplancton en el fondo de las cámaras, lo que permite el conteo de una alícuota, ya sea en transectos o bien en campos elegidos al azar. Se cuenta hasta alcanzar un mínimo de 400 individuos de la especie más abundante con el fin de disminuir el error de conteo ( $\pm 10\%$  del total de células, Wetzel y Likens, 1991).

---

<sup>1</sup> Ya que las características del embalse propician un elevado desarrollo algal, de tal manera que, de sedimentarse mayor cantidad, los organismos se hubieran agrupado, impidiendo su conteo.

Los biovolúmenes de las especies se obtuvieron a partir de los registros de densidad (células mL<sup>-1</sup>), de las mediciones de por lo menos 20 organismos de cada especie y de los volúmenes específicos de las formas geométricas más cercanas a los organismos descritos<sup>2</sup> (Sun and Liu, 2003; Wetzel y Likens, 1991; Hillebrand, *et al.*, 1999; Anexo I). Por lo anterior, el biovolumen total de cada especie es igual a:

$$\text{Biovolumen } \mu\text{m}^3 \text{ mL}^{-1} = \text{No. de células mL}^{-1} * \text{volumen estimado por célula}^3$$

La conversión de unidades a biomasa se realiza suponiendo que la densidad de las células fitoplanctónicas es igual a la del agua (1 g /cm<sup>3</sup>); entonces tendríamos que:

$$10^6 \mu^3 \text{ mL}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1} \text{ de Biomasa (considerada como peso húmedo)}$$

Así mismo, se realizaron conteos y el cálculo de biomasa en algunos meses del 2002 con la finalidad de comparar las biomazas fitoplanctónicas con las obtenidas en 2008-2009.

## **Estadísticos**

Con los resultados obtenidos, se realizó la correlación de r-Spearman (prueba no paramétrica), considerando un nivel de significancia de p<0.01, con el programa Statistica versión 7, con la finalidad de detectar tendencias de variación entre los descriptores limnológicos.

---

<sup>2</sup> Para estimar el biovolumen de cada especie, se consideró el tamaño y forma de las células individuales, por lo que no se tomó en cuenta el mucílago, ni las proyecciones de la pared celular, siempre y cuando éstas no contuvieran citoplasma, ya que -por ejemplo- en *Ceratium*, las proyecciones denominadas cuernos sí se han de tomar en cuenta, debido a que contienen citoplasma.

<sup>3</sup>Se muestra la fórmula ya sintetizada, después del desarrollo de equivalencias.

## RESULTADOS

Los resultados de los muestreos y análisis llevados a cabo entre enero 2008 y diciembre de 2009 se muestran a continuación.

### DESCRIPTORES LIMNOLÓGICOS ABIÓTICOS

#### Variación en el nivel del embalse

La variación del nivel en la superficie del embalse Valle de Bravo ha sufrido cambios importantes durante los últimos años, registrándose durante el periodo 2008-2009, 1825.8 y 1818 m s.n.m. como niveles máximo y mínimo de aforo del embalse, lo que disminuyó la profundidad máxima de la estación de muestreo a 19.1 y 16.5 m en junio de 2008 y julio del 2009, respectivamente (Figura 3).

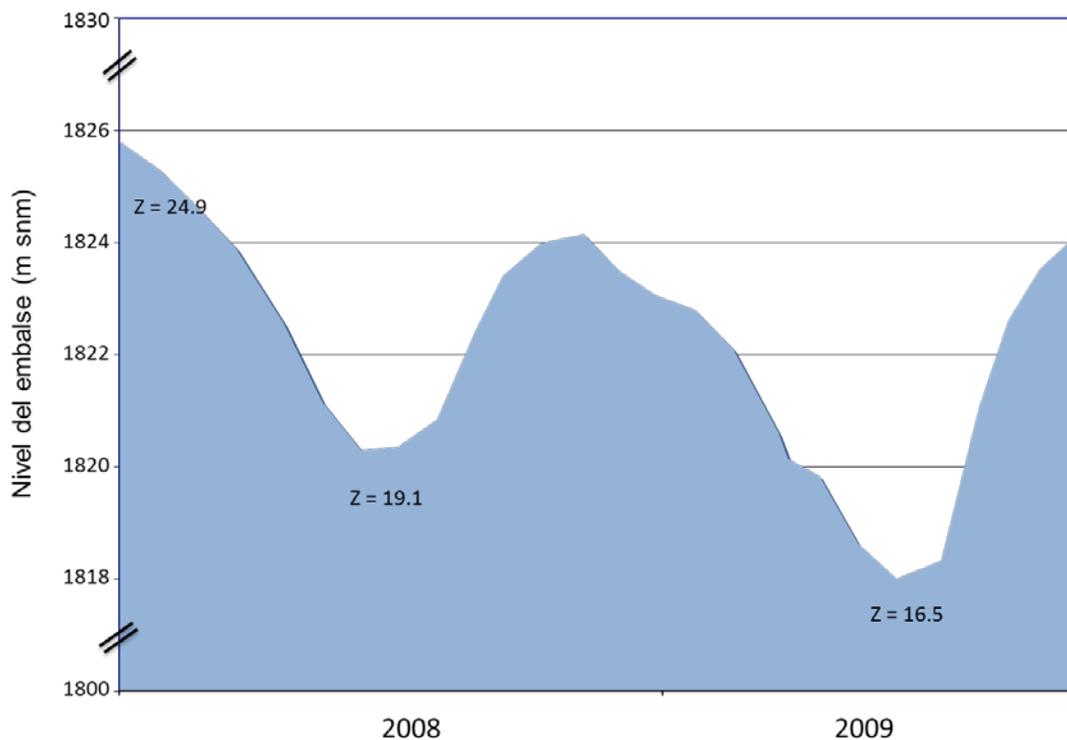


Figura 3. Nivel de aforo del embalse durante el periodo 2008-2009, en el cual se observa el más bajo nivel (cota 1818 m s.n.m.) durante julio de 2009. Se marcan las profundidades mínimas en metros alcanzadas en la estación de muestreo.

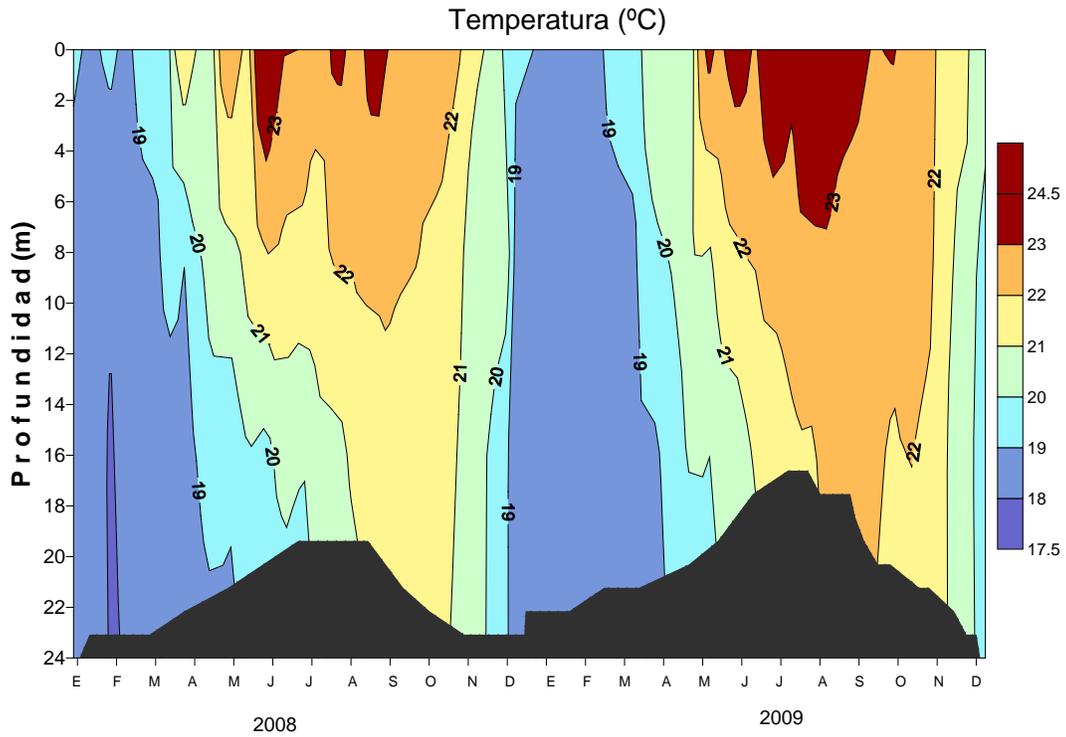


Figura 4. Variación anual de la temperatura (°C), mostrando los periodos de estratificación y mezcla del embalse Valle de Bravo.

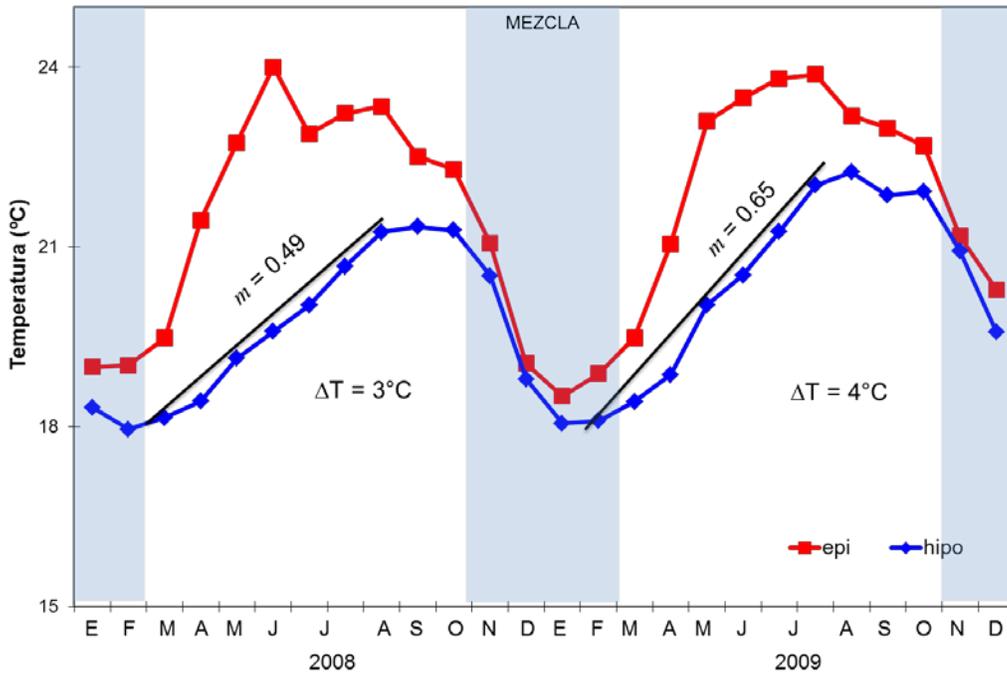


Figura 5. Distribución de la temperatura en el epi- e hipolimnion en una estación ubicada en el centro del embalse Valle de Bravo. Se aprecia como la temperatura del hipolimnion se incrementa conforme avanza la estratificación, y como tienden a homogenizarse ambas capas durante el periodo de mezcla. Los valores de pendiente ( $m$ ), asociadas con cada incremento de T°C del hipolimnion, se calcularon mediante la ecuación de la línea recta.

## Perfiles de Temperatura

En la Figura 4 se observa la variación temporal en profundidad de la temperatura durante el lapso muestreado, la cual fluctuó entre 17.9 y 24.4 °C, registrándose la menor temperatura durante el periodo de mezcla (diciembre-febrero), mientras que las más elevadas se presentaron de julio-agosto. Se aprecian claramente dos periodos: uno correspondiente a la estratificación (entre marzo-octubre) y el otro a la mezcla (noviembre-febrero).

La máxima diferencia de temperatura entre el promedio del epi- y del hipolimnion (4.4°C) se observó en el mes de junio de 2008, durante la estratificación relativamente temprana. Así mismo, se registró un aumento gradual en la temperatura del hipolimnion a medida que avanzaba la estratificación, de tal manera que, al inicio, la temperatura fue de 18°C en ambos años, mientras que al final se observó que había incrementado 3 ó 4°C, alcanzando los 21.3 ó 22.1°C en 2008 y 2009, respectivamente. El incremento de temperatura hipolimnética (asociado a la pendiente de la recta) resultó en 0.49 y 0.65 para cada año (Figura 5); dicho incremento es mayor cuando el nivel del embalse se ve disminuido, mientras que tiende a la estabilización cuando aumenta (Figura 6).

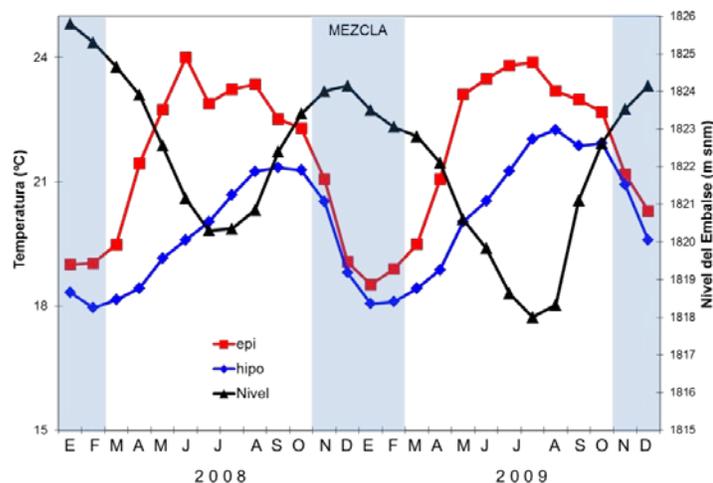


Figura 6. Distribución de la temperatura en el epi- e hipolimnion en una estación ubicada en el centro del embalse Valle de Bravo. Se aprecia como la temperatura del hipolimnion se incrementa conforme avanza la estratificación, precisamente cuando el nivel del embalse disminuye.

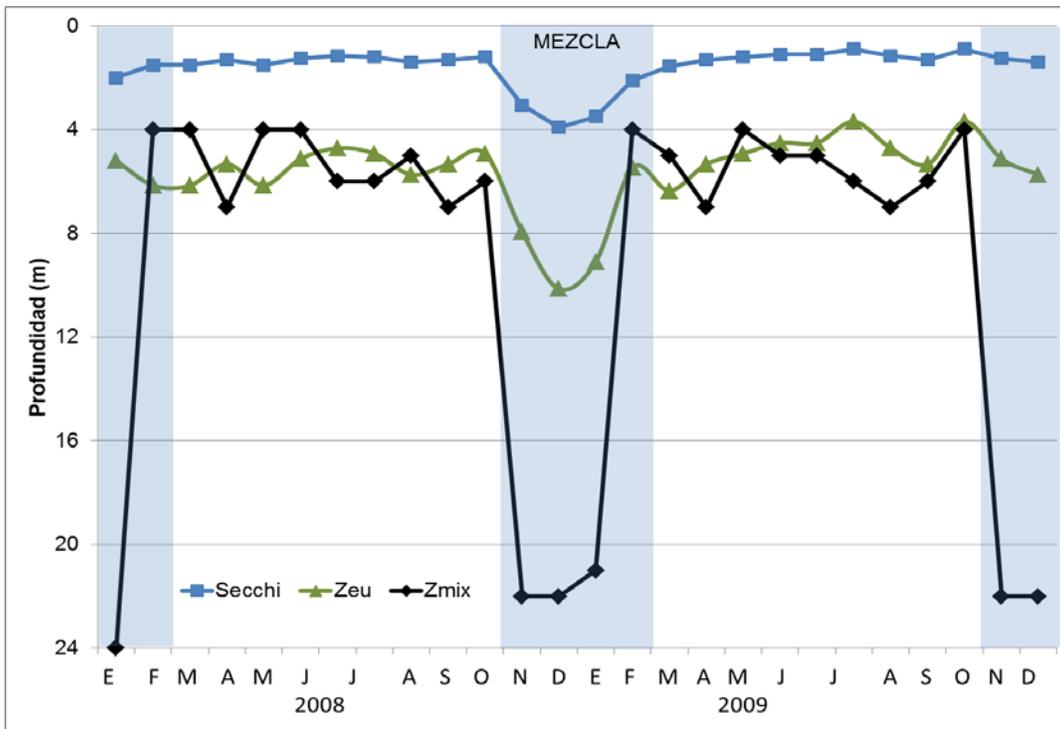


Figura 7. Variación de las profundidades de disco de Secchi, Zona eufótica (Zeu) y capa de mezcla (Zmix) en el embalse Valle de Bravo.

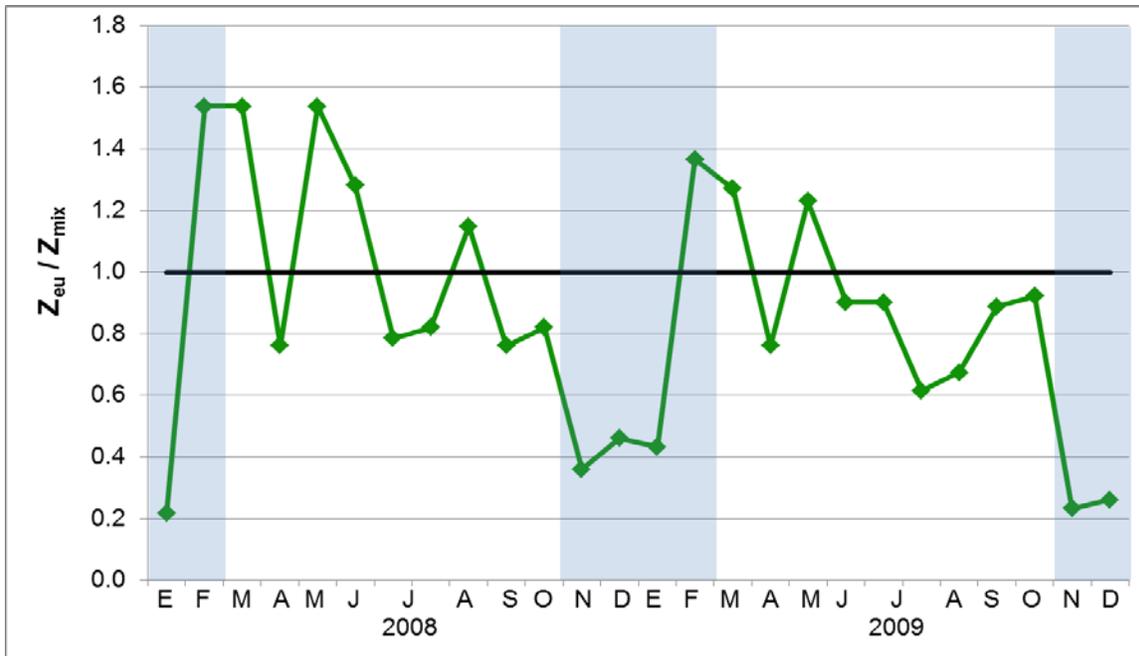


Figura 8. La relación de profundidad entre la capa eufórica y la capa de mezcla,  $Z_{eu} / Z_{mix}$ , en el embalse de Valle de Bravo. Se marca con una línea la posición en que ambas capas presentan la misma profundidad.

## **Luz: Transparencia y zona eufótica en relación con capa de mezcla**

La transparencia de disco de Secchi registró valores mínimos cercanos a 1 m durante el periodo de estratificación; en contraparte, durante la época de mezcla entre 2008-2009 se presentaron los máximos valores del periodo, cercanos a 4 m de profundidad (Figura 7).

En general y durante la estratificación, la capa de mezcla siempre se encuentra cercana o por debajo de los 4 m de profundidad, abarcando toda la columna de agua durante la época de mezcla (Figura 7).

El límite de la zona fótica (entre el 1 y el 5 % de la radiación fotosintéticamente activa -PAR, por sus siglas en inglés- Lampert y Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008) se extendió hasta los 10 m durante la época de mezcla, mientras que durante la estratificación osciló entre los 4 y 6 m (Figura 7).

Se observó que durante la época de circulación,  $Z_{eu}/Z_{mix}$  varió entre 0.5-0.2, mientras que a finales de la mezcla y principios de estratificación los valores estuvieron por encima de 1, para disminuir nuevamente hacia finales de la estratificación (Figura 8).

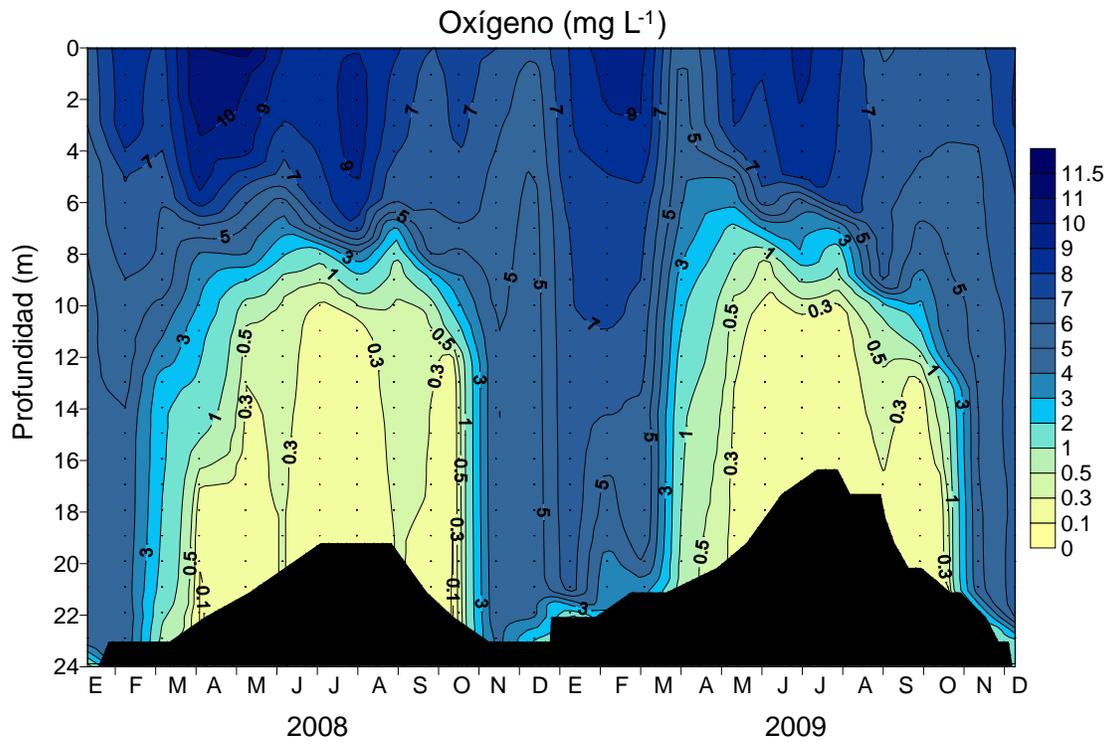


Figura 9. Variación anual del Oxígeno disuelto con los periodos de estratificación y mezcla en el embalse Valle de Bravo.

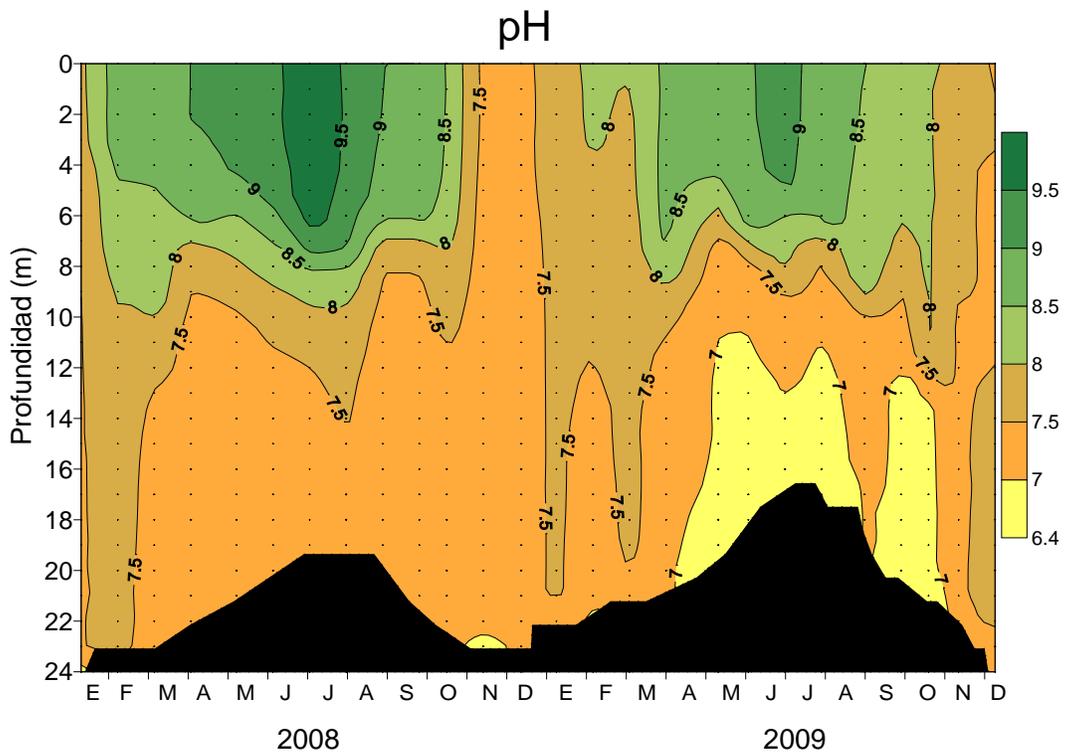


Figura 10. Distribución espacio-temporal del pH en el embalse Valle de Bravo.

## Perfiles Oxígeno Disuelto

La variación en la vertical y tiempo del Oxígeno Disuelto (OD) nos muestra como, durante la estratificación, las mayores concentraciones de oxígeno ( $11 \text{ mg L}^{-1}$ ) se encuentran en la superficie del embalse, lo cual se corresponde con valores de sobresaturación de oxígeno de hasta  $\sim 120\%$ , mientras que en el hipolimnion se registran valores prácticamente anóxicos ( $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ ) o microaerofílicos ( $0.3$  a  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$ ). A finales del 2008 y principios del 2009, en periodo de circulación se pueden observar concentraciones por encima de los  $3$  y los  $5 \text{ mg L}^{-1}$  desde el fondo hasta la superficie del embalse (Figura 9), que se corresponden con valores de subsaturación de oxígeno ( $\sim 60\text{-}70\%$ ).

## Distribución espacio-temporal de pH

Los mayores valores de pH se registraron durante la época de estratificación en la capa superior mezclada (principalmente de  $0\text{-}4 \text{ m}$  de profundidad), donde se realiza primordialmente la fotosíntesis; los valores oscilaron entre  $8.4$  y  $9.8$ . Durante el periodo de mezcla, el pH disminuyó, registrándose valores entre  $7.3$  y  $8.0$  (Figura 10).

Durante el 2008, los valores de pH en el hipolimnion ( $12 \text{ m}$  al fondo) fueron muy homogéneos ( $7.0 - 7.5$ ), con excepción del mes de febrero, cuando se alcanzan las  $7.9$  unidades; no ocurrió lo mismo en el 2009, pues se presentó una mayor heterogeneidad, encontrando valores menos dispersos, entre ligeramente ácidos ( $6.3$ ) y escasamente alcalinos ( $7.8$ ) (Figura 10).

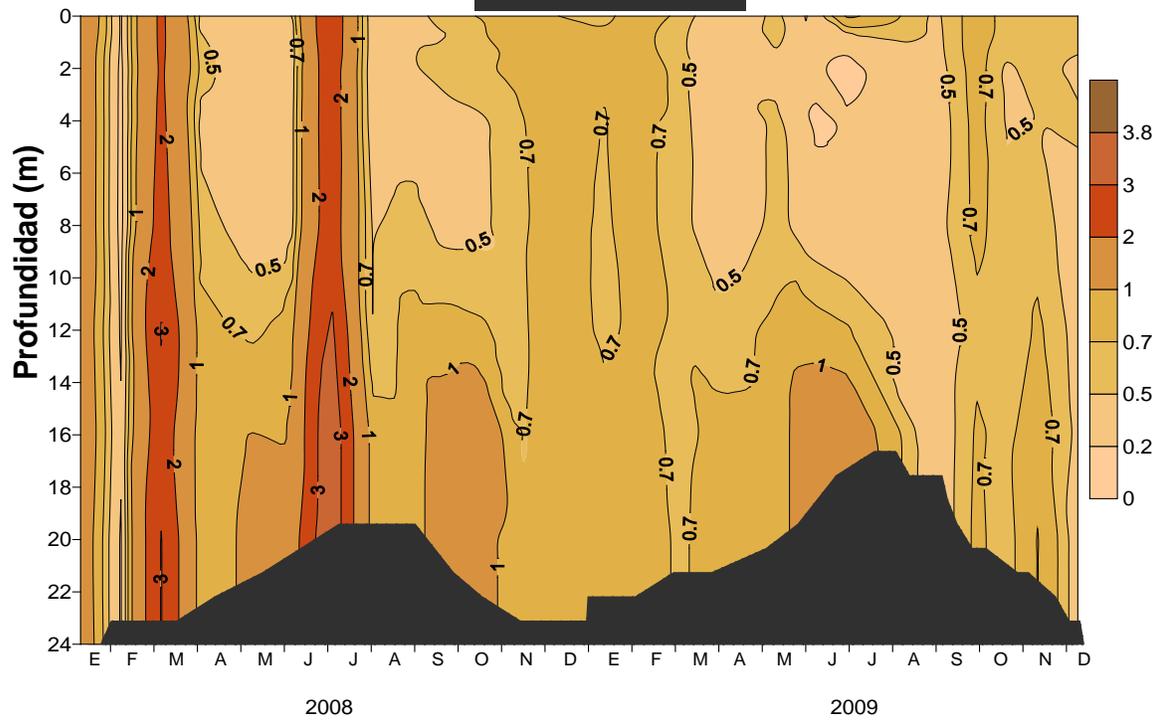


Figura 11a. Distribución vertical del Fósforo Reactivo Soluble (PRS) durante 2008-2009 en una estación en el centro del embalse Valle de Bravo.

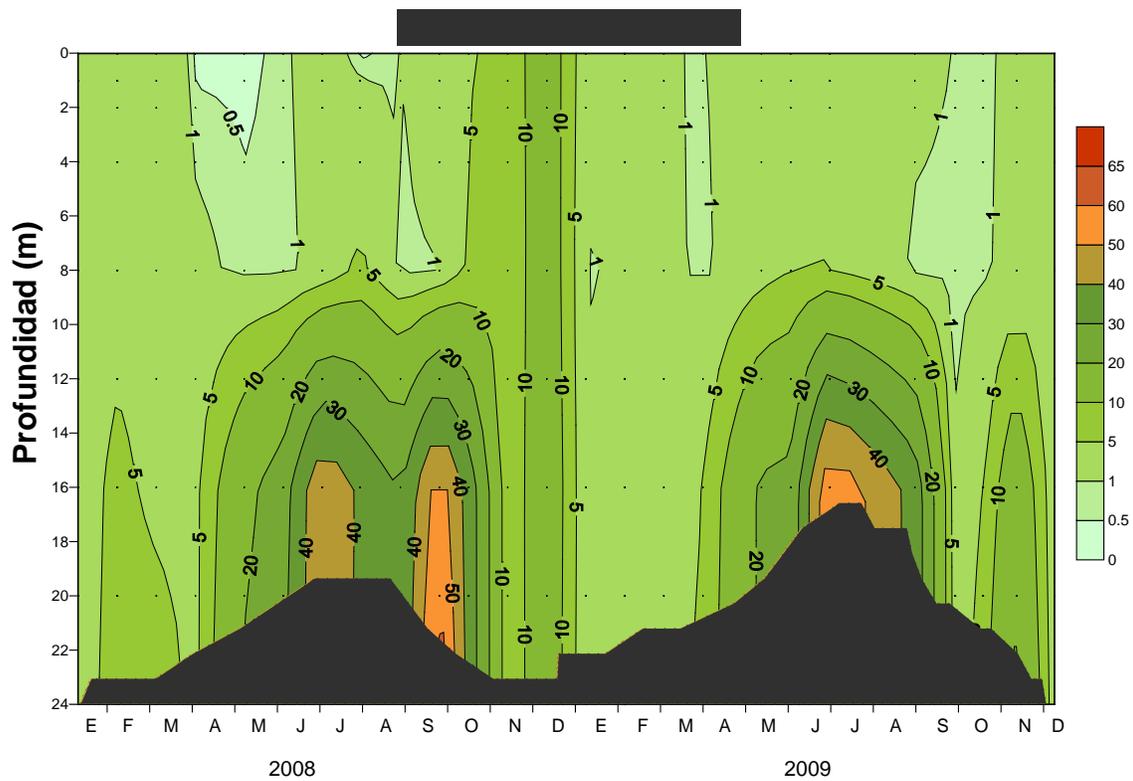


Figura 12a. Distribución vertical del ión amonio en el centro del embalse, con las mayores concentraciones registradas en el hipolimnion.

## Nutrientes

### **Fósforo Reactivo Soluble**

Los valores de fósforo reactivo soluble (PRS) fluctuaron entre 0.12 y 3.1  $\mu\text{mol L}^{-1}$  en la columna de agua (Figura 11a). En la Figura 11b se aprecia que, en general, los niveles de PRS se mantuvieron por debajo de 1  $\mu\text{mol L}^{-1}$  en la capa de 0-4m, aunque para los meses de marzo y julio de 2008 se registraron aumentos puntuales superiores a los 2  $\mu\text{mol L}^{-1}$  en toda la columna de agua (Figuras 11a y b).

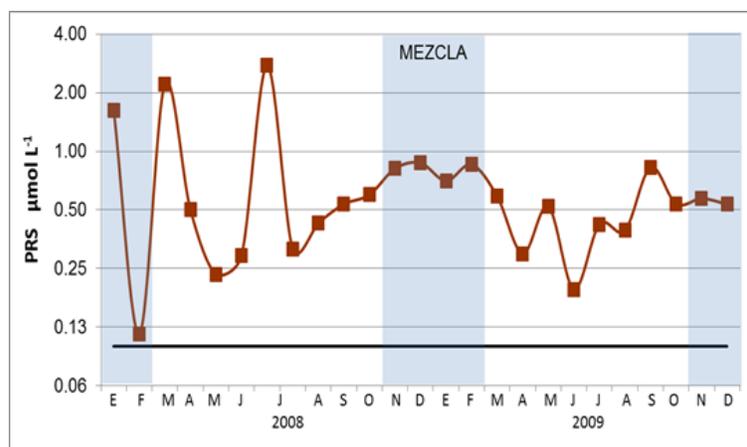


Figura 11b. Variación de la concentración de PRS en la capa 0-4m en el embalse Valle de Bravo. La línea indica el valor mínimo limitante de PRS ( $0.1 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) propuesta por Reynolds (1999) como limitante.

### **Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID): Amonio ( $\text{NH}_4$ ) y NID oxidado ( $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ )**

En la Figura 12a se muestra la distribución del ión amonio, observándose que las mayores concentraciones se presentaron durante los periodos de estratificación, hasta con  $70 \mu\text{mol L}^{-1}$ , en el hipolimnion. Por otra parte, en el epilimnion sólo se reportan valores menores a  $1 \mu\text{mol L}^{-1}$ . Durante el periodo de mezcla, los valores aumentan en la zona superficial (diciembre de 2008 y enero de 2009), cuando se registraron valores de 9 -10  $\mu\text{mol L}^{-1}$  a lo largo de la columna de agua.

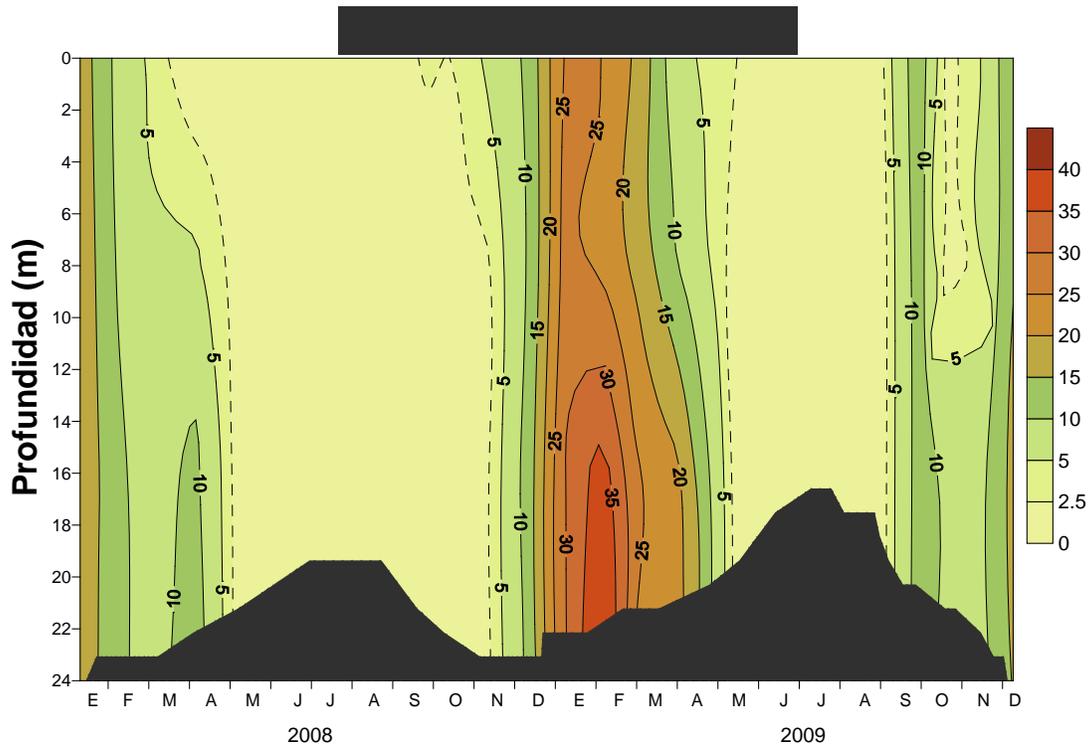


Figura 12b. Variación espacio-temporal del NID (nitratos + nitritos) en la columna de agua en una estación el centro del embalse Valle de Bravo.

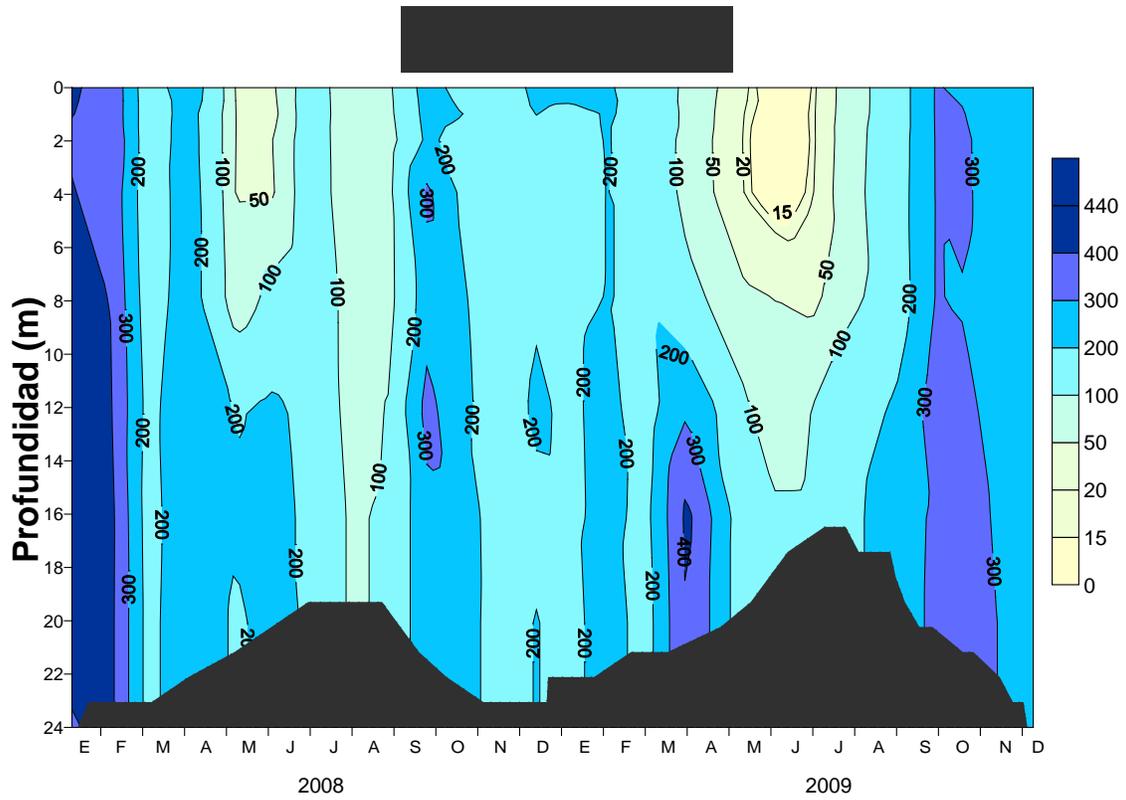


Figura 14a. Variación anual y vertical del Sílice en el embalse Valle de Bravo.

En relación con el NID oxidado (suma de nitritos y nitratos, Figura 12b), su concentración fue menor a los  $5 \mu\text{mol L}^{-1}$  durante el periodo de estratificación a lo largo de la columna de agua, aumentando rápidamente durante la mezcla, llegando a alcanzar los  $40 \mu\text{mol L}^{-1}$  en la zona inferior de la columna de agua.

La Figura 13 muestra la variación de la suma del N inorgánico disuelto (NID) en la capa de 0-4 m, observándose que usualmente se mantiene por debajo del valor de  $4 \mu\text{mol L}^{-1}$  en estratificación, aumentando por encima de  $7 \mu\text{mol L}^{-1}$  en mezcla.

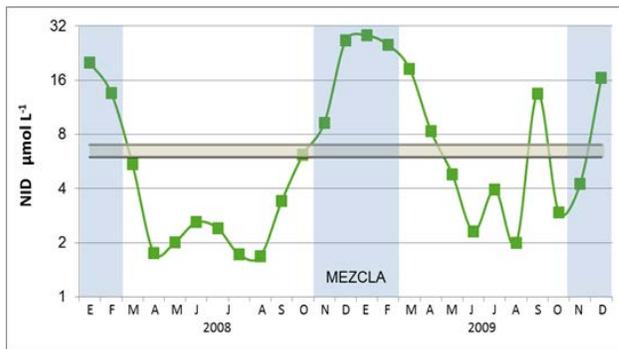


Figura 13. Variación del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en la capa 0-4m en el embalse Valle de Bravo durante 2008-2009. La franja horizontal indica el valor mínimo limitante para el fitoplancton de NID ( $6-7 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) propuesto por Reynolds (1999).

### Sílice Reactivo Soluble

Las concentraciones de Sílice Reactivo Soluble (SiRS o sílice) fluctuaron entre  $439$  y  $4 \mu\text{mol L}^{-1}$ , con las menores concentraciones durante los meses de junio-julio de 2009 ( $4-5 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) y mayo-junio de 2008 ( $< 50 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) correspondientes ambas a la época de estratificación, mientras que los máximos valores se observaron en enero-febrero de 2008 y septiembre-octubre de 2009 (entre  $300-439 \mu\text{mol L}^{-1}$ , Figura 14a).

En la capa de 0-4m, la concentración de Sílice mostró concentraciones superiores a  $30 \mu\text{mol L}^{-1}$ , con excepción de junio de 2009, cuando presentó valores cercanos a  $4 \mu\text{mol L}^{-1}$  (Figura 14b).

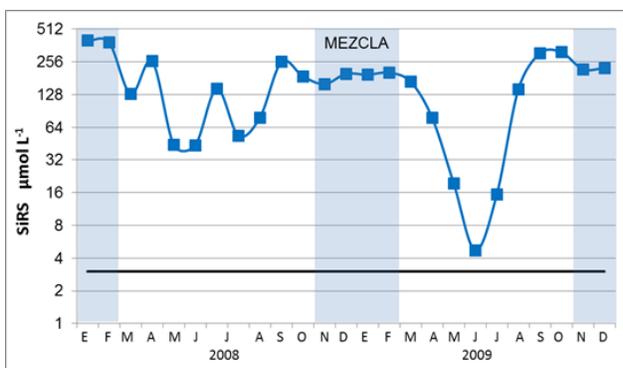


Figura 14b. Variación de la concentración de Sílice Reactivo Soluble (SiRS) en la capa de 0-4m. La línea indica la concentración considerada como limitante ( $3 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) para el crecimiento de las diatomeas (Interlandi *et al.* 1999).

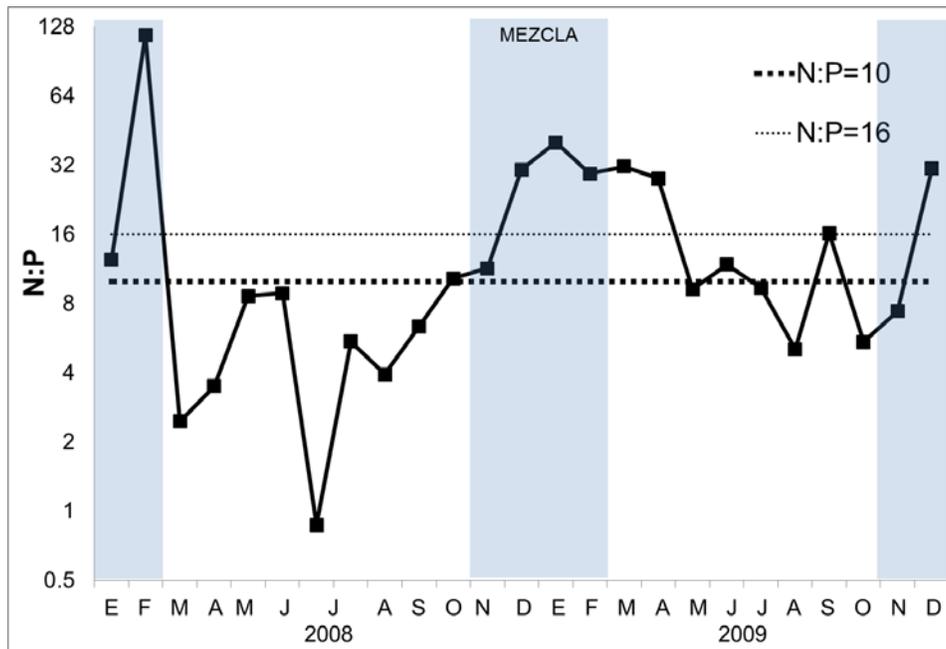


Figura 15. Promedio de la proporción nitrógeno-fósforo (N:P) en la capa de mezcla (0–4m) en el embalse Valle de Bravo. Las líneas punteadas indican la proporción de Redfield, N:P=16, y la propuesta por Reynolds (1999) y Smith and Bennett, (1999), N:P=10, por debajo de la cual tienden a dominar las cianoprocaritas.

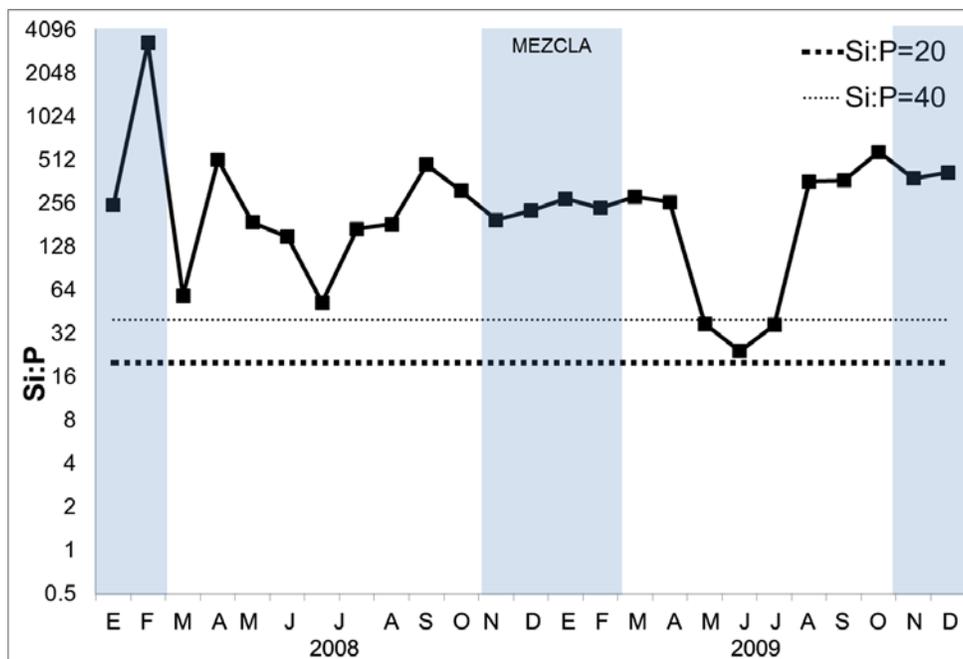


Figura 16. Relación Sílice-Fósforo en el embalse Valle de Bravo en la capa de 0 – 4m. La línea punteada muestra la proporción propuesta por Interlandi *et al.* (1999 y 2003) como limitante para las diatomeas.

## Relaciones entre nutrientes

La relación nitrógeno-fósforo (NID:PRS) en la capa de 0-4 m<sup>4</sup> de profundidad, en el embalse Valle de Bravo, presentó variaciones importantes, siendo menor a la proporción N:P=16 (Redfield, 1958), o incluso N:P=10 (Smith y Bennett, 1999), durante la estratificación, mientras que la relación tiende a mostrar cantidades favorables al nitrógeno en el periodo de mezcla (Figura 15).

La relación Sílice-Nitrógeno (Si:N) y Sílice-Fósforo (Si:P) en la capa de 0 - 4 m, en general no presentó valores superiores a la proporción propuesta por Interlandi *et al.* (1999 y 2003, Si:N= 3 y Si:P= 20), considerada como limitante para las diatomeas, con excepción del mes de junio de 2009, cuando se observaron valores por debajo de esta proporción (Figuras 16 y 17).

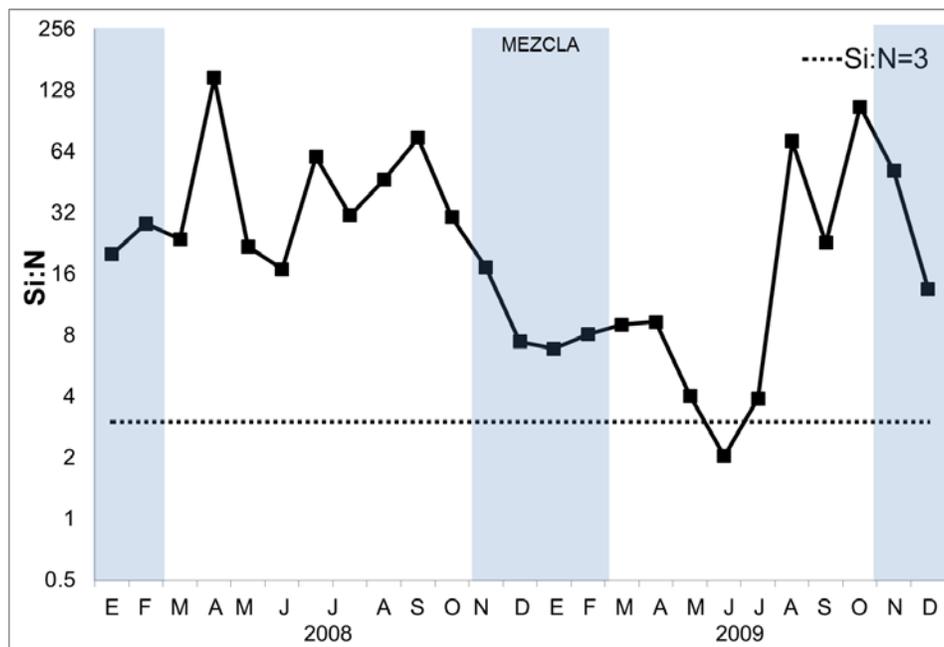


Figura 17. Relación Sílice-Nitrógeno en la capa de 0-4 m en el embalse Valle de Bravo. La línea punteada señala la proporción propuesta por Interlandi *et al.* (1999 y 2003) como limitante para las diatomeas.

<sup>4</sup> Para establecer las relaciones entre los nutrientes se tomó en cuenta la capa de 0 - 4 m de profundidad, considerada dentro de la zona fótica y la capa de mezcla.

# FITOPLANCTON

## Riqueza específica

Se identificaron un total de 103 taxa, de los cuales 34 pertenecen al grupo de las Chlorophyceae (33%), 26 a las Cyanophyceae (25%), 13 a las Bacillariophyceae (12%), 9 a las Cryptophyceae (9%), 7 a las Chrysophyceae (7%), 5 a las Dinophyceae (5%), 3 a las Euglenophyceae (3%), 1 a las Xantophyceae (1%) y 1 a las Haptophyceae (1%), quedando 4 taxa sin identificar (4%) (Figura 18).

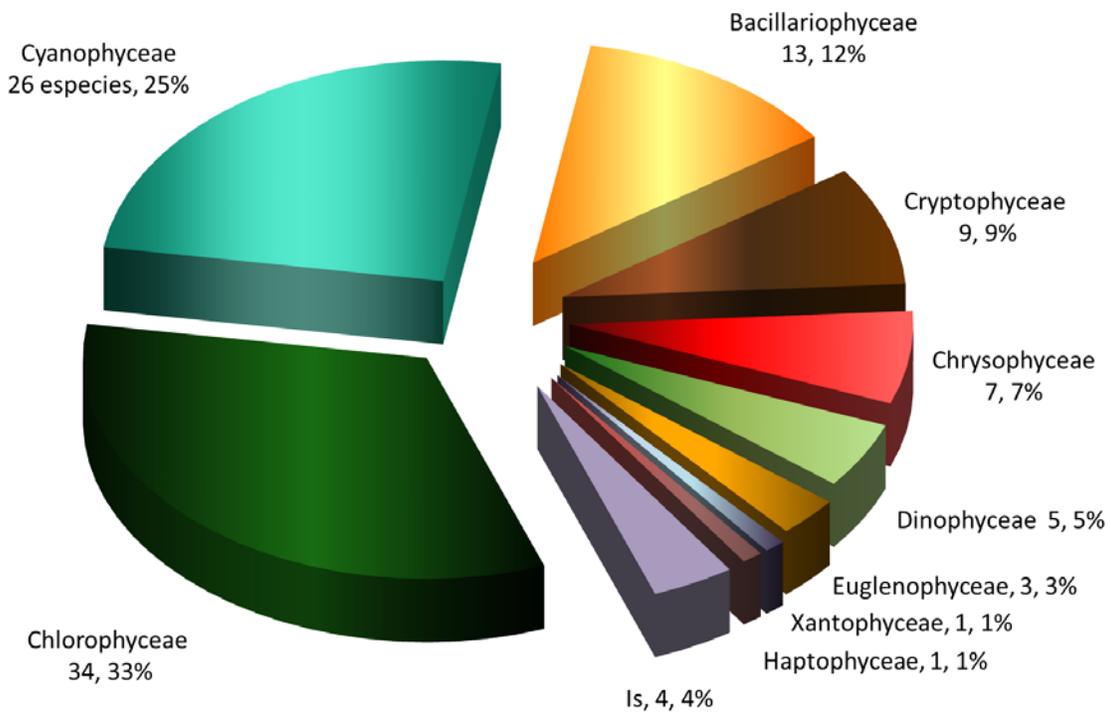


Figura 18. Porcentaje del número de especies en cada clase de fitoplancton, considerando el total de 103 especies.

A continuación se cita la ubicación taxonómica de algunos de los taxa determinados, principalmente aquellos considerados como los más importantes (>5% de la abundancia total).

División: **CYANOPHYTA**

Clase: CYANOPHYCEAE

Subclase: COCCOGONOPHYCIDAE

Orden: CHROOCOCCALES

Familia: SYNECHOCOCCACEAE

Subfamilia: APHANOTHECOIDEAE

Género: CYANOBACTERIUM

Especie: ***Cyanobacterium* sp.**

Género: APHANOTHECE

Especie: ***Aphanothece* sp. 1**

***Aphanothece* sp. 2**

Familia: MERISMOPEDIACEAE

Subfamilia: MERISMOPEDIOIDEAE

Género: MERISMOPEDIA

Especie: ***Merismopedia* cf. *trolleri***

Subfamilia: GHOMPHOSPHAERIOIDEAE

Género: SNOWELLA

Especie: ***Snowella septentrionalis***

Género: WORONICHINIA

Especie: ***Woronichinia naegeliana***

Familia: MICROCYSTACEAE

Género: MICROCYSTIS

Especie: ***Microcystis aeruginosa***

Especie: ***Microcystis wesenbergii***

Subclase: HORMOGONOPHYCIDAE

Orden: NOSTOCALES

Familia: NOSTOCACEAE

Subfamilia: ANABAENOIDEAE

Género: ANABAENA

Especie: ***Anabaena charmichaelii***

Especie: ***Anabaena spiroides***

Especie: ***Anabaena* sp.**

Género: APHANIZOMENON

Especie: ***Aphanizomenon* sp.**

Género: CYLINDROSPERMOPSIS

Especie: ***Cylindropermopsis raciborskii***

Orden: OSCILLATORIALES  
Familia: PSEUDANABAENACEAE  
Subfamilia: PSEUDANABAENOIDEAE  
Género: PSEUDANABAENA  
Especie: **Pseudanabaena mucicola**  
Subfamilia: LIMNOTRICHIOIDEAE  
Género: LIMNOTHRIX  
Especie: **Limnothrix redekei**

Familia: OSCILLATORIACEAE  
Subfamilia: OSCILLATORIOIDEAE  
Género: LYNGBYA  
Especie: **Lyngbya birgei**

División: **BACILLARIOPHYTA**  
Clase: COSCINODISCOPHYCEAE  
Subclase: THALASSIOSIROPHYCIDAE  
Orden: THALASSIOSIRALES  
Familia: STEPHANODISCACEAE  
Género: CYCLOTELLA  
Especie: **Cyclotella ocellata**

Subclase: COSCINODISCOPHYCIDAE  
Orden: AULACOSEIRALES  
Familia: AULACOSEIRACEAE  
Género: AULACOSEIRA  
Especie: **Aulacoseira granulata**  
Especie: **Aulacoseira sp.**

Subclase: RHIZOLENIOPHYCIDAE  
Orden: RHIZOLENIALES  
Familia: RHIZOLENIACEAE  
Género: UROSOLENIA  
Especie: **Urosolenia cf. eriensis**

Clase: FRAGILARIOPHYCEAE  
Subclase: FRAGILARIOPHYCIDAE  
Orden: FRAGILARIALES  
Familia: FRAGILARIACEAE  
Género: FRAGILARIA  
Especie: **Fragilaria crotonensis**  
Género: SYNEDRA  
Especie: **Synedra ulna**

Clase: BACILLARIOPHYCEAE  
Subclase: BACILLARIOPHYCIDAE  
Orden: ACHNANTHALES  
Familia: ACHNANTHIDIACEAE  
Género: ACHNANTHIDIUM  
Especie: **Achnantheidium minutissimum**

Orden: BACILLARIALES  
Familia: BACILLARIACEAE  
Género: NITZCHIA  
Especie: **Nitzschia sp.**

División: **DINOPHYTA**  
Clase: DINOPHYCEAE  
Orden: GYMNODINIALES  
Familia: GYMNODINIACEAE  
Género: GYMNODINIUM  
Especie: **Gymnodinium sp.**

Orden: PERIDINIALES  
Familia: PERIDINIACEAE  
Género: PERIDINIUM  
Especie: **Peridinium sp. 1**  
Especie: **Peridinium sp. 2**

Familia: CERATIACEAE  
Género: CERATIUM  
Especie: **Ceratium hirundinella**

División: **CRYPTOPHYTA**  
Clase: CRYPTOPHYCEAE  
Orden: CRYPTOMONADALES  
Familia: CRYPTOMONADACEAE  
Género: CRYPTOMONAS  
Especie: **Cryptomonas curvata**  
Especie: **Cryptomonas marssonii**  
Especie: **Cryptomonas reflexa**  
Género: RHODOMONAS  
Especie: **Rhodomonas sp.**  
Género: CHROOMONAS  
Especie: **Chroomonas acuta**

División: EUGLENOPHYTA  
Clase: EUGLENOPHYCEAE  
Orden: EUGLENALES  
Familia: EUGLENACEAE  
Género: EUGLENA  
Especie: **Euglena sp.**  
Género: TRACHELOMONAS  
Especie: **Trachelomonas sp. 1**  
Especie: **Trachelomonas sp. 2**

División: **CHLOROPHYTA**

Clase: CHLOROPHYCEAE

Subclase: CHLOROPHYCIDAE

Orden: CHLOROCOCCALES

Familia: CHLOROCOCCACEAE

Género: TETRAEDRON

Especie: ***Tetraedron minimum***

Familia: CHARACIACEAE

Género: SCHROEDERIA

Especie: ***Schroederia setigera***

Familia: OOCYSTACEAE

Género: MONORAPHIDIUM

Especie: ***Monoraphidium dybowskii***

Género: NEPHROCYTUM

Especie: ***Nephrocytium agardhianum***

Género: OOCYSTIS

Especie: ***Oocystis marssonii***

Familia: SCENEDESMACEAE

Género: COELASTRUM

Especie: ***Coelastrum indicum***

Especie: ***Coelastrum reticulatum***

Género: SCENEDESMUS

Especie: ***Scenedesmus ecornis***

Familia: HYDRODICTYACEAE

Género: PEDIASTRUM

Especie: ***Pediastrum simplex***

Clase: ZYGNEMATOPHYCEAE

Orden: ZYGNEMATALES

Familia: ZYGNEMATACEAE

Género: MOUGEOTIA

Especie: ***Mougeotia sp.***

Orden: DESMIDIALES

Familia: DESMIDIACEAE

Género: COSMARIUM

Especie: ***Cosmarium sp.***

Género: STAUSTRUM

Especie: ***Staurastrum muticum***

Especie: ***Staurastrum sp. 1***

Especie: ***Staurastrum sp. 2***

Especie: ***Staurastrum sp. 3***

Género: STAURODESMUS

Especie: ***Staurodesmus cuspidatus***

Familia: PENIACEAE  
Género: CLOSTERIUM  
Especie: *Closterium acutum*  
Especie: *Closterium aciculare*

División: **CHRYSOPHYTA**  
Calse: CHRYSOPHYCEAE  
Orden: CHROMULINALES  
Familia: CHROMULINACEAE  
Género: CHROMULINA  
Especie: *Chromulina sp.*

Familia: DINOBYACEAE  
Género: Dinobryon  
Especie: *Dinobryon sp.*

**Crisophycea sp. 1**  
**Crisophycea sp. 2**

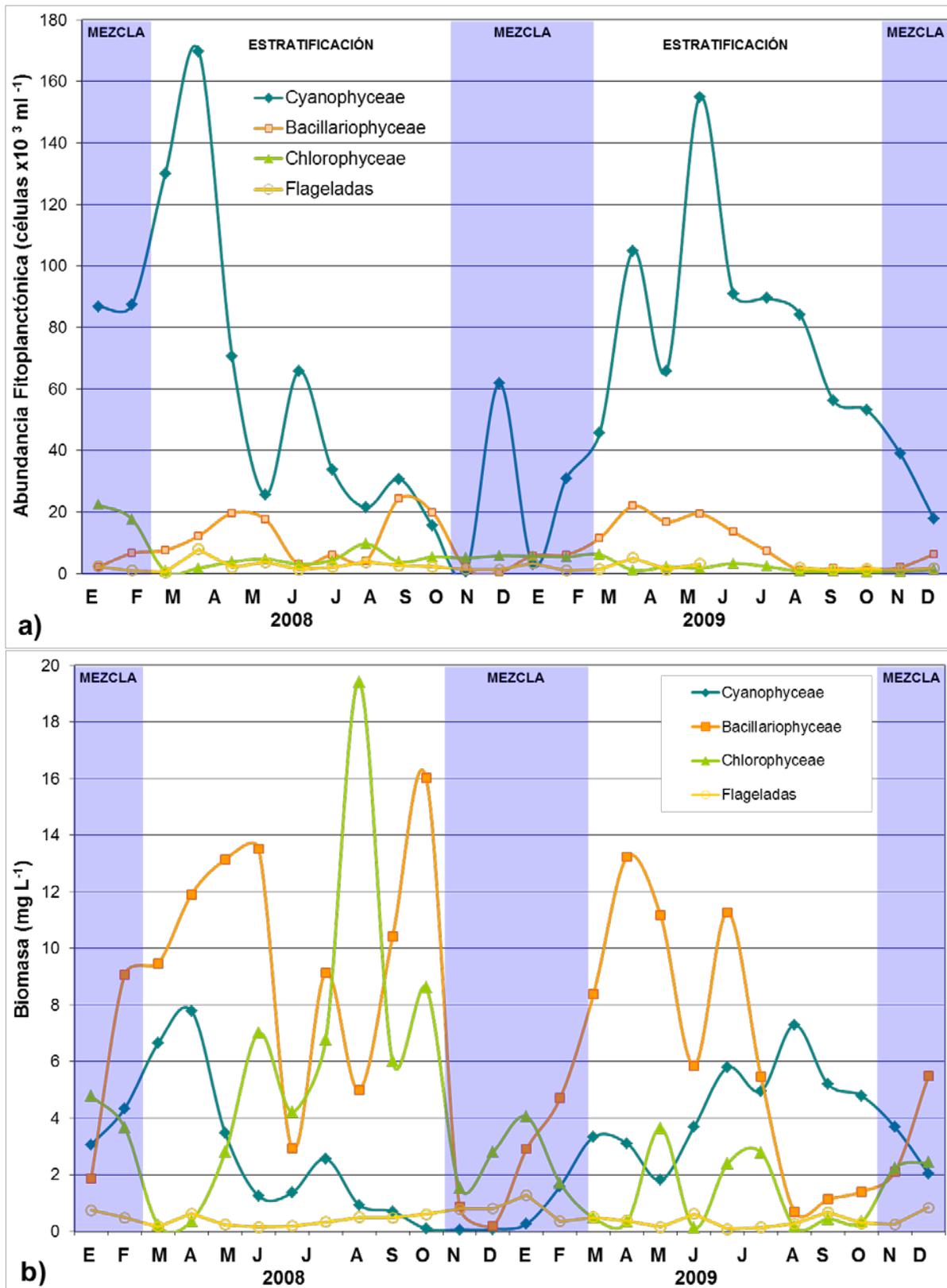
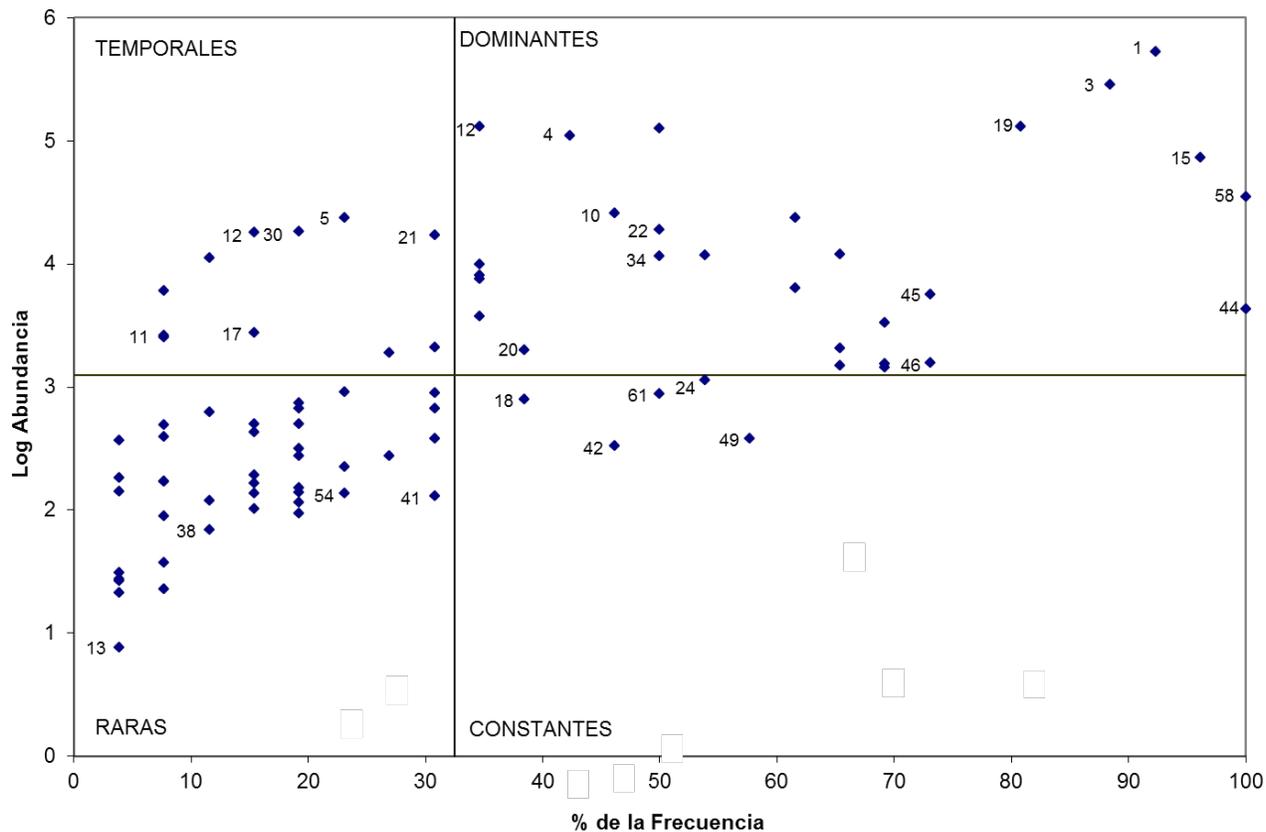


Figura 19. Variación en el tiempo de la abundancia (a) y biomasa (b) de los principales grupos fitoplanctónicos en el embalse Valle de Bravo, durante el 2008-2009 (el grupo flageladas comprende crisofitas, criptofitas, euglenofitas y dinoflagelados).

## Variación temporal de la abundancia

En la estación representativa de la capa de mezcla, la densidad total del fitoplancton fluctuó entre 8,859 células  $\text{ml}^{-1}$  (noviembre 2008) y 191,794 células  $\text{ml}^{-1}$  (abril 2008). El grupo con mayor abundancia en el embalse Valle de Bravo fue el de las cianoprocariontas, seguido de diatomeas y clorofitas. En mucha menor cantidad se encontraron los grupos de crisofitas criptofitas, euglenofitas y dinoflagelados (Flagelados). Las cianoprocariontas presentaron dos picos importantes durante los meses de abril de 2008 y junio de 2009 (169,000 y 155,000 células  $\text{ml}^{-1}$ , respectivamente) y prácticamente desaparecieron en noviembre 2008 y enero 2009 (Figura 19a).

Se observó que el grupo con mayor aporte en biomasa fue el de las diatomeas, seguido de las cianoprocariontas y clorofitas, los cuales presentaron sus mayores concentraciones de biomasa durante la época de estratificación (16, 8 y ~20  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente), mientras que durante la mezcla mostraron valores por debajo de los 4  $\text{mg L}^{-1}$ . Los grupos restantes de fitoplancton (criptofitas, crisofitas, euglenofitas, denominados Flageladas.) permanecieron constantes a lo largo del periodo, con valores menores a 2  $\text{mg L}^{-1}$  de biomasa (Figura 19b).



- |    |                                       |    |                                   |
|----|---------------------------------------|----|-----------------------------------|
| 1  | <i>Woronichinia naegeliana</i>        | 22 | <i>Coelastrum</i> sp.             |
| 3  | <i>Microcystis wesenbergii</i>        | 24 | <i>Scenedesmus</i> sp.            |
| 4  | <i>Aphanothece</i> sp. 1              | 30 | <i>Dyctiosphaerium pulchellum</i> |
| 5  | <i>Aphanothece</i> sp. 2              | 34 | <i>Mougeotia</i> sp.              |
| 10 | <i>Aphanizomenon</i> sp.              | 38 | <i>Staurastrum</i> sp.            |
| 11 | <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> | 41 | <i>Closterium acutum</i>          |
| 12 | <i>Pseudanabaena mucicola</i>         | 42 | <i>Closterium aciculare</i>       |
| 13 | <i>Lyngbya birgei</i>                 | 44 | <i>Cryptomonas marssonii</i>      |
| 15 | <i>Cyclotella ocellata</i>            | 45 | <i>Rhodomonas</i> sp.             |
| 17 | <i>Aulacoseira granulata</i>          | 46 | <i>Cryptomonas curvata</i>        |
| 18 | <i>Urosolenia</i> cf. <i>eriensis</i> | 49 | <i>Trachelomonas</i> sp 1         |
| 19 | <i>Fragilaria crotonensis</i>         | 54 | <i>Peridinium</i> sp.             |
| 20 | <i>Synedra ulna</i>                   | 58 | <i>Chrysophyta</i> sp.            |
| 21 | <i>Achnanthyidium minutissimum</i>    | 61 | <i>Staurastrum</i> sp.            |

Figura 20. Diagrama de frecuencia-abundancia de las especies de fitoplancton en el embalse Valle de Bravo. Se marcan las más relevantes.

Considerando la frecuencia-abundancia (Figura 20) de las especies que conforman los grandes grupos de fitoplancton, 24 especies son dominantes (destacando *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis wesenbergii*, *Aphanothece* sp. 1, *Cyclotella ocellata*, *Cryptomonas marssonii*, *Chrysophyta* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Cryptomonas curvata*, *Rhodomonas* sp., *Coelastrum* sp., *Mougeotia* sp., *Aphanizomenon* sp.), 5 especies son constantes (*Urosolenia eriensis*, *Closterium aciculare*, *Staurastrum* sp, *Trachelomonas* sp. 1, *Scenedesmus* sp.), el resto son consideradas temporales (*Aulacoseira granulata*, *Achnanthidium minutissimum*, *Pseudanabaena mucicola*, *Cylindrospermopsis raciborskii*) o raras (*Lyngbya birgei*, *Peridinium* sp. y *Trachelomonas* spp.).

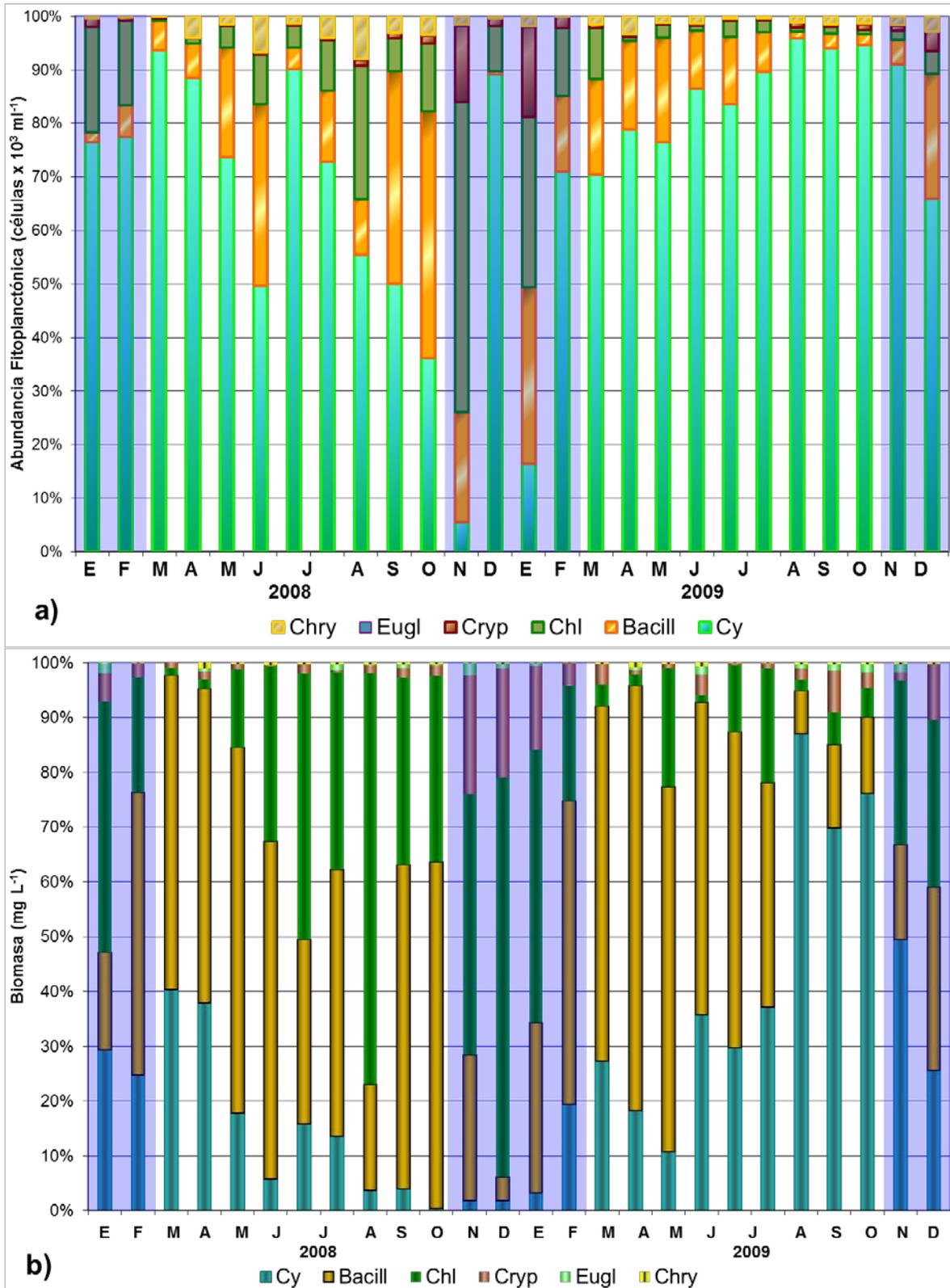


Figura 21. Porcentaje de la abundancia (a) y Biomasa (b) fitoplanctónica por grandes grupos del embalse Valle de Bravo (estación central, 4m). Cy: cianoprocariotas; Bacill: diatomeas; Chl: clorofitas; Cryp: criptofitas; Eugl: euglenofitas Dino: dinoflagelados Chry: crisofitas

En cuanto a su abundancia celular, el fitoplancton, en su mayoría estuvo compuesto por el grupo de las cianoprocariontes, alcanzando el 50% o más del total, aunque durante el periodo de mezcla entre 2008-2009, las cianoprocariontes presentaron valores inferiores al 10%; en contraparte, las clorofitas y las criptofitas alcanzaron 55% y 20%. Las diatomeas presentaron variaciones en sus abundancias relativas entre el 3 y el 42 % (Figura 21a).

En base al porcentaje en biomasa, se observó que los grupos dominantes fueron las diatomeas y las clorofitas (hasta un 80% de la biomasa total), con excepción de agosto a noviembre de 2009, cuando las cianoprocariontes representan más del 50% del total de la biomasa fitoplanctónica. Las criptofitas presentaron incrementos durante el periodo de mezcla (20%), mientras que el resto de los grupos presentaron valores menores con respecto a los otros (< 4%, Figura 21b).

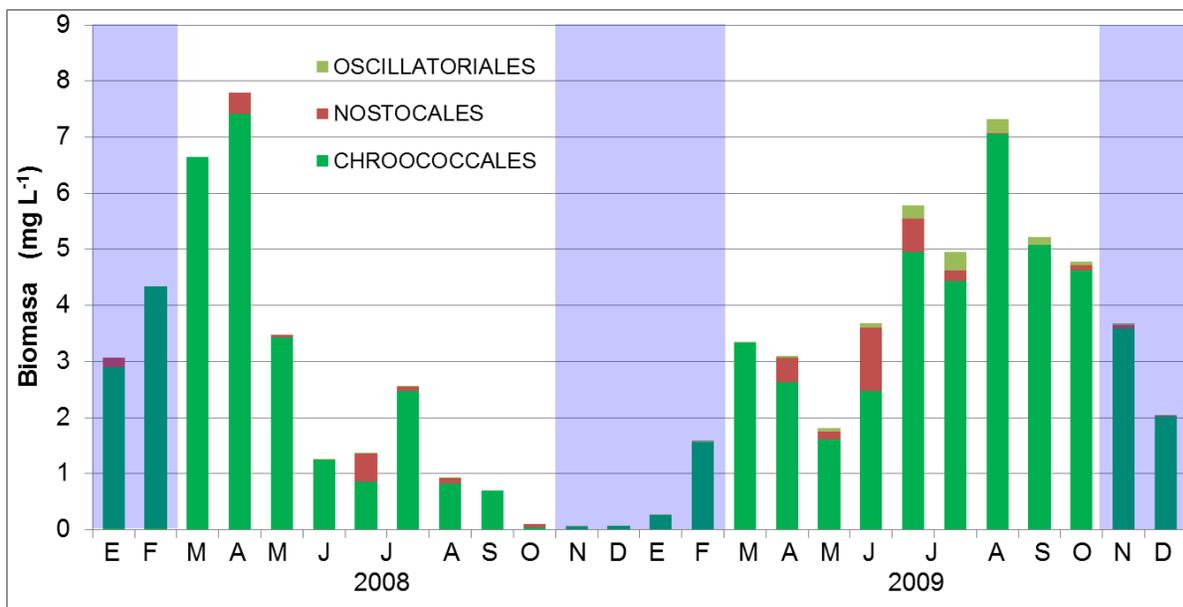


Figura 22. Distribución temporal de los órdenes de cianoprocariotas presentes en el embalse Valle de Bravo, durante 2008-2009.

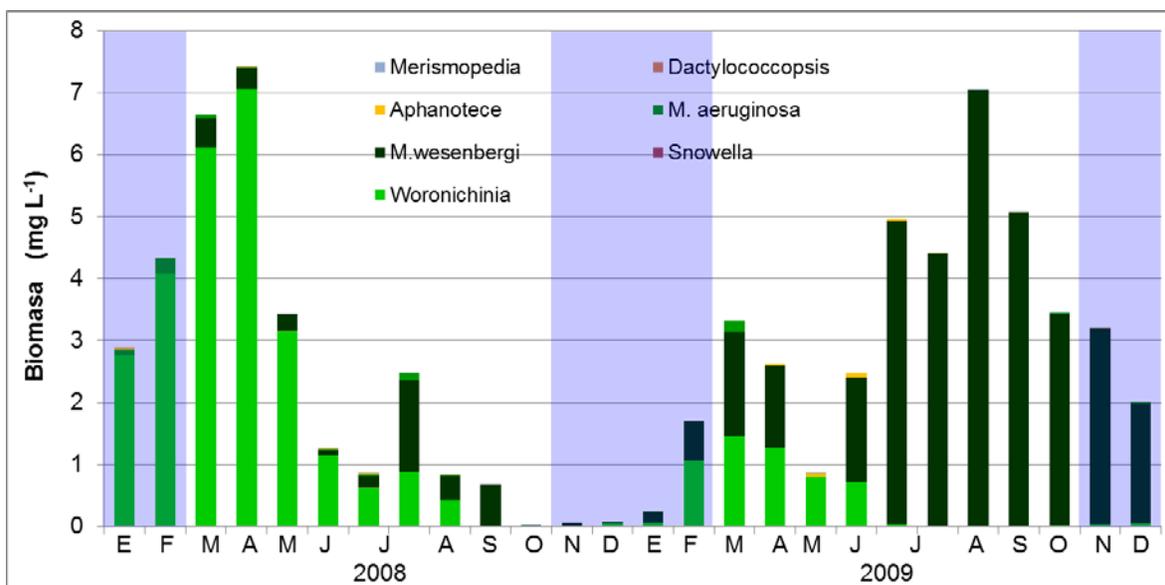


Figura 23. Comparativo de la variación de la biomasa de las especies de Chroococcales presentes en el embalse Valle de Bravo; se observa la dominancia de *Woronichinia naegeliana* durante el 2008 y la de *Microcystis wesenbergii* durante el 2009. Las franjas sombreadas indican los periodos de circulación en el embalse.

De las cianoprocaritas, el orden con mayor importancia fue Chroococcales, seguido de Oscillatoriales y Nostocales (Figura 22). De éstos, las especies más importantes fueron *Woronichinia naegeliana* y *Microcystis wesenbergii* (Chroococcales, Figura 23); el resto de las Chroococcales registraron biomasa menores y durante un corto periodo (e.g., *Snowella septentrionalis*, *Merismopedia cf. trolleri*, *Aphanothece sp.* y *Microcystis aeruginosa*, Figura 23). Las especies como *Anabaena spp.*, *Aphanizomenon spp.* y *Cylindrospermopsis raciborski*, en conjunto con las demás Nostocales (Figura 22), mostraron valores menores a 1 mg L<sup>-1</sup> de biomasa durante todo el periodo, registrándose los mayores valores durante la estratificación. Así mismo, se registró el número de heterocitos ml<sup>-1</sup>, presentando su mayor abundancia durante agosto de 2008 y julio de 2009. Cabe mencionar que, en algunas ocasiones, los filamentos de Nostocales no presentaron heterocitos (Figura 24).

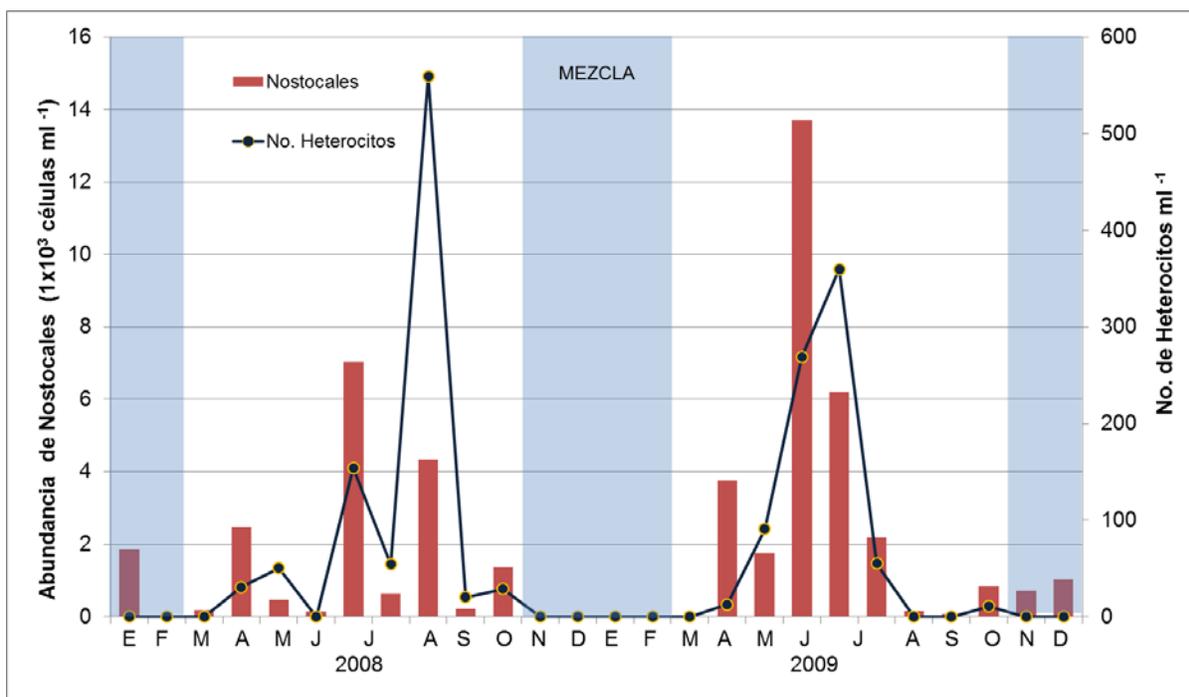


Figura 24. Variación temporal de la abundancia de Nostocales y el número de heterocitos ml<sup>-1</sup>; puede observarse la presencia de Nostocales sin heterocitos.

Otro grupo de gran importancia es el de las diatomeas. *Cyclotella ocellata* (central) y *Fragilaria crotonensis* (arrafídea) -consideradas como dominantes- fueron las especies más importantes, presentando sus mayores valores de biomasa durante la estratificación (Figura 25).

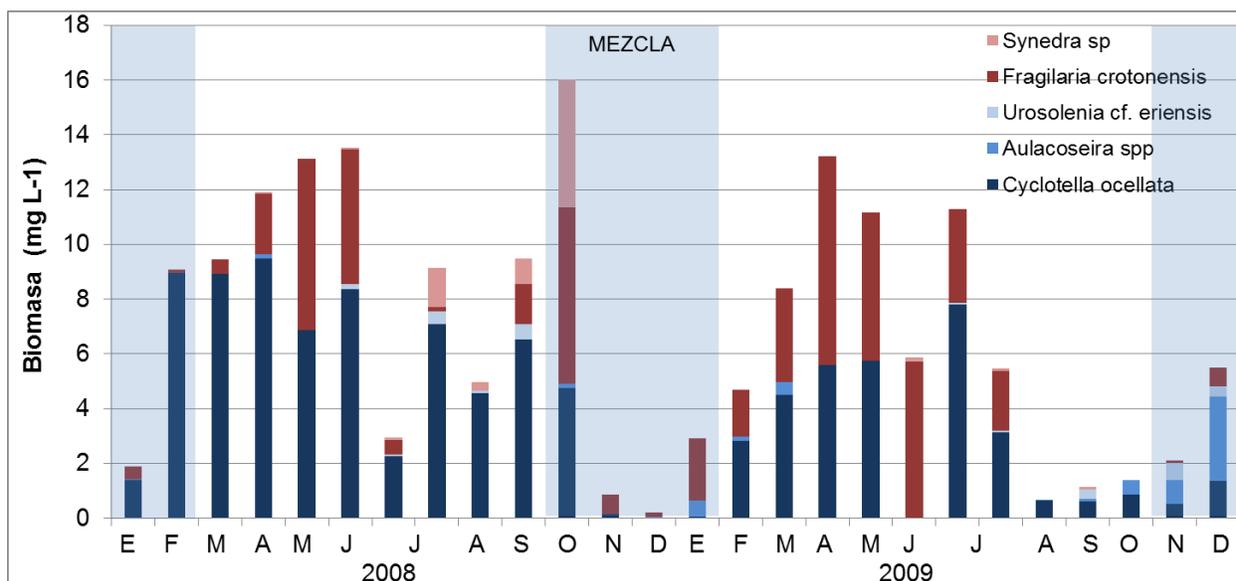


Figura 25. Comparativo de la variación temporal de la biomasa de las diferentes especies de diatomeas presentes en el embalse de Valle de Bravo durante el periodo 2008-2009.

## DISCUSIÓN

El embalse Valle de Bravo posee un relieve circundante montañoso, con pendientes moderadas y aportes de afluentes relativamente bajos (Olvera, 1990); por tal razón, el embalse se comporta y posee características de un lago, más que las propias de un embalse, excepto por el nivel, que fluctúa en forma importante en relación con la dinámica común en los lagos. Dichas fluctuaciones tienen efectos importantes en los cuerpos de agua donde se presentan (Osborne *et al.*, 1978), entre otros aspectos porque a menudo pueden estar vinculadas a las tendencias climáticas estacionales (Naselli-Flores y Barone, 1997 y 2005). Sin embargo, las variaciones de nivel a las que se ven sometidos los embalses dependen principalmente del manejo de la presa (inyecciones y extracciones de agua), que es lo que ocurre con Valle de Bravo, además del flujo de los afluentes, que -a su vez- pueden estar ligados con los cambios estacionales y climáticos regionales.

### **Nivel del embalse**

Uno de los principales usos al que se ha destinado el embalse Valle de Bravo en los últimos años es el de suministro de agua potable, adicional al recreativo y turístico. Cada uno de estos usos requiere de diferentes prácticas de manejo (Donar *et al.*, 1996); el primero implica bajos niveles de agua en el embalse cuando la demanda de la zona centro del país es máxima (finales de época de secas), mientras que el uso recreativo y turístico alienta a que el nivel del embalse siempre se mantenga alto. Ambos objetivos llegan a contraponerse, dominando en todo caso el de la demanda para agua potable

El manejo del embalse de Valle de Bravo está centralizado por la Comisión Nacional de Agua (CNA), que en tiempos recientes ha privilegiado la manutención del nivel más alto posible –cercano al máximo de 1830 m s.n.m-, con fluctuaciones que no rebasaban los 5 m en el transcurso de 1 año (CONAGUA, 2008; Ramírez

Zierold, 2010). Sin embargo, a partir de 2006 los suministros provenientes de la cuenca se han visto mermados por un prolongado lapso en el que han imperado condiciones más bien secas (CONAGUA, 2011). La falta de agua ha propiciado fluctuaciones de nivel superiores a los 5m a partir de 2005, observándose el máximo en la caída de nivel, considerando el registro histórico 2001 a 2009, precisamente en el 2009 (véase Figura 26 para comparar los cambios de nivel acaecidos). Podríamos atribuir este descenso en el promedio del nivel durante el lapso de estudio a las condiciones de escasez de agua en la región que menciona CONAGUA (2011), lo que impidió la recuperación de los niveles máximos.

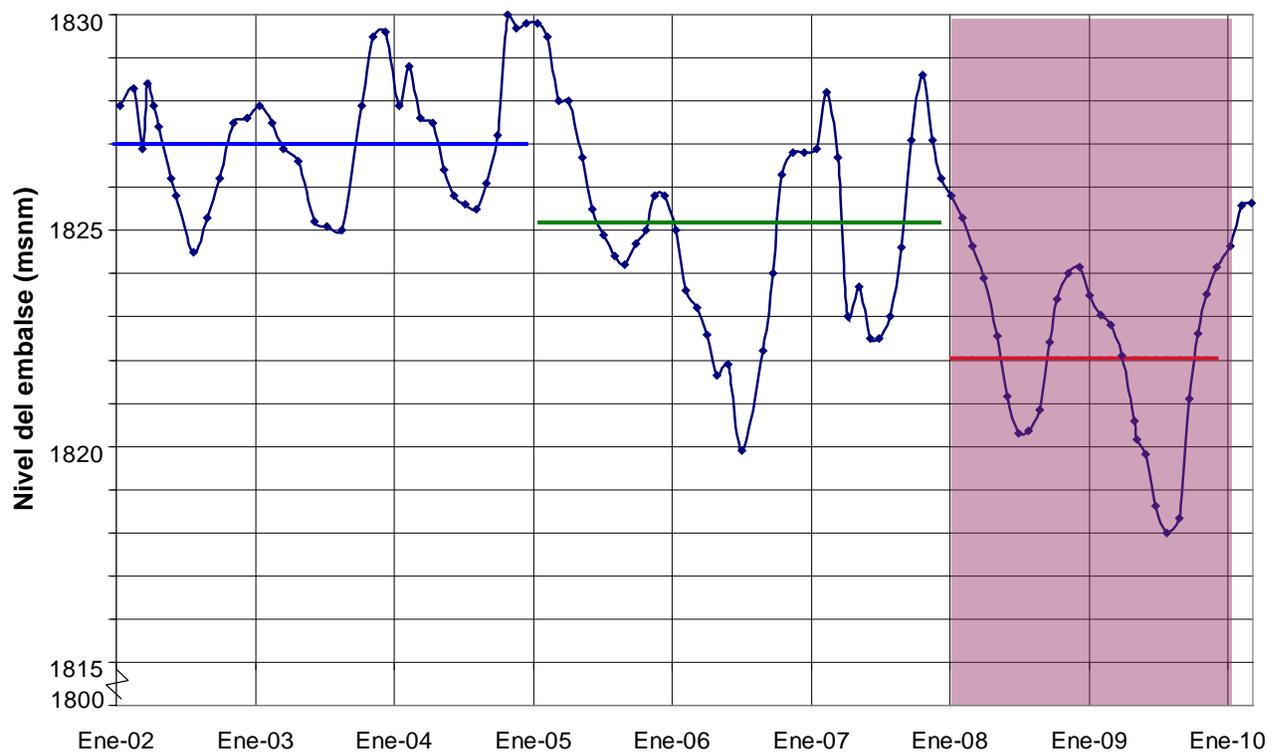


Figura 26. Nivel de aforo del embalse en el que se comparan los promedios de los lapsos con niveles altos (línea azul) e intermedios (línea verde) con los del presente estudio (línea roja en la franja vertical sombreada).

Se verá con mayor detalle en la discusión de los parámetros relacionados con la mezcla/estratificación para el 2008-2009, así como en referencia a trabajos

realizados con anterioridad en el embalse Valle de Bravo, cómo las fluctuaciones extremas del nivel del embalse observadas a partir del año 2006 probablemente se han asociado con eventos más frecuentes de mezclas puntuales en fase de estratificación, que al parecer permiten el intercambio de agua entre el hipolimnion y la capa de mezcla.

### **Régimen térmico**

En general, los valores de temperatura observados en la columna de agua mostraron un intervalo de variación (17.9-24.4°C) ligeramente superior a los registrados en estudios anteriores (17.0 a 23.8°C entre 2001 y 2005, Merino-Ibarra *et al.*, 2008; Jiménez Arreola, 2010; Ramírez Zierold, 2010). En relación con el régimen térmico, resulta interesante comparar el comportamiento de las temperaturas en columna de agua observado en el año 2002 (cuando las fluctuaciones de nivel no rebasaban los 5 m, con un mínimo de 1825m s.n.m., Monroy, 2004), con el del 2008-2009 (cuando el nivel del embalse bajó comparativamente más de 12m), pues -de acuerdo con Naselli-Flores y Barone (2005)- los ecosistemas caracterizados por fluctuaciones de nivel pueden sufrir asimismo cambios en su régimen térmico, de manera que los lagos monomícticos podrían llegar a presentar un comportamiento polimíctico. En este sentido, Carnero (2008) especulaba que si el embalse de Valle de Bravo alcanzara un nivel mínimo de 1822m s.n.m., se tornaría polimíctico discontinuo, mientras que si bajara a niveles inferiores a 1817m, la polimixis sería continua. Sin embargo, en el presente estudio no se ha observado dicho cambio de régimen térmico, aunque sí hay evidencias –indirectas pero robustas- de un mayor número de mezclas puntuales cuando baja el nivel, aunque sin que se rompa la estratificación en forma persistente. De hecho, el embalse lleva varios años alcanzando mínimos de 1820m s.n.m. y recuperándose parcialmente a un nivel cercano a los 1825m, manteniendo las características de monomixis cálida.

Año	Incremento de temperatura en el hipolimnion por mes	Profundidad promedio	Autores
2002	0.32	17.6	Monroy (2004)
2003	0.27	17.1	Jiménez Arreola (2010)
2004	0.29	17.5	Jiménez Arreola (2010)
2005	0.28	16.8	“
2006	0.53	12.9	“
2007	0.28	15.6	Este estudio
2008	0.49	13.0	Este estudio
2009	0.65	11.1	Este estudio

Tabla 2. Comparación de los incrementos de la temperatura hipolimnética por mes, considerando el lapso de aumento de la temperatura (entre marzo y agosto o septiembre) y disminución de la profundidad media del embalse Valle de Bravo (en el mismo lapso), durante el periodo 2002-2009.

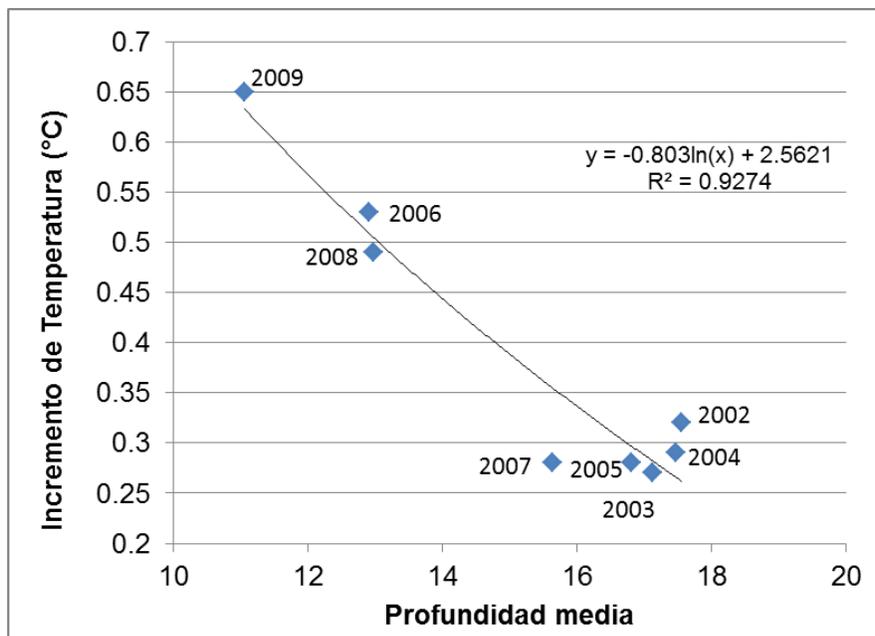


Figura 27. Regresión entre la profundidad media y el incremento de temperatura hipolimnética en el embalse Valle de Bravo, los máximos incrementos de temperatura se asocian con los años de menor nivel presente en el embalse.

En relación con las evidencias indirectas de la ocurrencia de estas mezclas restringidas, la Figura 6 muestra la comparación de la variación temporal de la temperatura (promedio) en el epilimnion e hipolimnion, en relación con las fluctuaciones en el nivel del embalse, observándose que cuando el nivel es mínimo, el incremento de la temperatura hipolimnética es máximo, aunque no aumenta lo suficiente como para romper la estratificación, ya sea introduciendo una polimixis discontinua, o bien adelantando la mezcla, por lo que se descarta la hipótesis de que las cotas inferiores a 1822m marcarían un cambio en el régimen térmico del embalse.

Durante el periodo con niveles de aforo del embalse más bajos, se registró un aumento gradual en la temperatura del hipolimnion a medida que avanzó la estratificación, tendiendo a la estabilización cuando volvía a aumentar el nivel, para posteriormente caer durante el periodo de mezcla (Figura 6). Como se sabe, el flujo de calor desde la superficie hacia el hipolimnion durante la estratificación se da predominantemente por difusión, proceso muy lento, razón por la cual no puede ser el origen del incremento de temperatura hipolimnético; sin embargo, sí podría ser el resultado del intercambio de agua entre el epi- y el hipolimnion, a través de mezclas parciales en los extremos del embalse por efecto del viento, como lo señalan Monroy (2004) y Merino *et al.* (2003).

A este respecto y al comparar la profundidad promedio del embalse, así como las tasas de incremento de temperatura hipolimnética mensual, durante el periodo 2002-2009 (Tabla 2) se observa una elevada correlación entre dichos datos ( $R^2=0.92$ ,  $n=8$ ). En la Figura 27 puede verse como las máximas tasas de incremento de temperatura se asocian con los años que presentaron el menor nivel del embalse, razón por la cual se toma este incremento como una evidencia indirecta, pero robusta, de que dicha relación es resultado de mezclas espacialmente restringidas, puesto que no se observa el fenómeno de polimixis.

## Relación $Z_{eu} / Z_{mix}$

El fitoplancton se ubica en la zona del epilimnion durante la estratificación, mientras que en mezcla, se encuentra a lo largo de toda la columna de agua, por lo que la luz que los organismos pueden aprovechar está en función de la relación entre la profundidad de la capa eufótica y la profundidad de la capa de mezcla. Si  $Z_{eu}$  y  $Z_{mix}$  son iguales ( $Z_{eu}/Z_{mix}=1$ ), entonces el fitoplancton estará en condiciones de suficiencia de luz y, por lo tanto, sin restricciones fotosintéticas. Pero si la capa de mezcla es mayor, el fitoplancton sufrirá limitaciones por falta de luz cuando, por efecto de la turbulencia, quede –en forma temporal y azarosa- fuera de la zona fótica; de esta manera, la relación  $Z_{eu} / Z_{mix}$  estima la disponibilidad de luz para los organismos fitoplanctónicos (Calijuri *et al.* 2002).

En Valle de Bravo,  $Z_{eu}/Z_{mix}$  durante la época de circulación mostró valores (0.5-0.2) que indicarían una escasa a moderada limitación por luz (Naselli-Flores y Barone, 2007). A finales de la mezcla y principios de la estratificación, los valores están por encima de 1, es decir, que no se registraron valores aparentemente limitantes, lo cual sí podría suceder hacia finales de la estratificación (Figura 8). De acuerdo con lo anterior, en el embalse Valle de Bravo a menudo se presentan valores por debajo de 1, es decir el fitoplancton se encuentra frecuentemente limitado por la luz, y –como es de esperar- en mayor medida durante el periodo de mezcla.

## OXÍGENO DISUELTO

El oxígeno es de gran importancia para los organismos acuáticos, por tanto, las propiedades de solubilidad y su distribución en los cuerpos de agua, son asimismo importantes para comprender la distribución, el comportamiento y desarrollo de los organismos acuáticos (Wetzel, 1983).

Los niveles de oxígeno disuelto (OD) en los cuerpos de agua están determinados por el intercambio gaseoso a través de la superficie del agua, la producción fotosintética, el consumo respiratorio y procesos físicos de difusión, todos ellos importantes en relación con su disponibilidad para los organismos (Wetzel, 1983; Kalf, 2002). Durante 2008-2009, las mayores concentraciones de OD ( $11 \text{ mg L}^{-1}$ ) se encuentran en la superficie del embalse durante la estratificación, como resultado del intercambio agua-atmósfera, y por las altas biomásas fitoplanctónicas registradas, que se corresponden con valores de sobresaturación de oxígeno de hasta  $\sim 120\%$ ; lo anterior se acompaña con el consumo de OD en el hipolimnion, hasta prácticamente agotarse en el fondo del embalse (mínimos de  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ ), debido principalmente a la degradación de la materia orgánica (Wetzel, 1983, Figura 9). De esta manera se tiene el establecimiento de una oxiclina funcional, que corrobora la existencia de la termoclina y, por ende, de una compartimentalización de la columna de agua en epilimnion, metalimnion e hipolimnion.

Durante el periodo de circulación entre los años 2008-2009, se pueden encontrar valores por encima de los 3 y los  $5 \text{ mg L}^{-1}$  a lo largo de la columna de agua (Figura 9), que se corresponden con valores de subsaturación de oxígeno entre  $60-70\%$ , debido a que los procesos de consumo de oxígeno -como la respiración de materia orgánica y la nitrificación del amonio (que se acumuló en el hipolimnion durante la estratificación anterior)- no son compensados por los procesos fotosintéticos y de intercambio con la atmósfera. En general, los valores de OD muestran una capa epilimnética subsaturada, lo que indica que en el embalse existe una importante demanda de oxígeno disuelto, ya que el balance general metabólico es heterotrófico (Valdespino, 2008).

Es importante señalar que durante la estratificación y con el establecimiento de la oxiclina, se presentan las mayores concentraciones de oxígeno en la capa epilimnética, lo que se atribuye a las elevadas biomásas observadas, las cuales - como se discutirá más adelante- se mantienen durante todo este periodo, para disminuir durante la circulación.

De acuerdo con Wetzel (1983), Umaña (2006) y Nishri *et al.* (2011), en los lagos eutróficos -una vez establecida la estratificación-, el oxígeno del hipolimnion se agota rápidamente y se vuelve anóxico, como resultado de la oxidación de la materia orgánica, sobre todo en la frontera agua-sedimento. En el lapso de estudio se observaron fluctuaciones en las condiciones cercanas a la anoxia, llegándose a detectar valores microaerofílicos ( $0.3-0.5 \text{ mg L}^{-1}$ ), lo que concuerda con lo reportado por Merino, *et al.* (2008) y Valdespino (2008), al asociar incrementos microaerofílicos a intercambios frecuentes de agua entre el epi- e hipolimnion. Se trataría posiblemente de una evidencia (menos robusta) de los eventos de mezcla generados por la oscilación de ondas internas generadas por el viento (Monroy, 2004; Merino *et al.*, 2008), pero que reforzaría la evidencia ya discutida de los incrementos de temperatura.

## pH

El pH es un descriptor que puede variar tanto por los cambios en el equilibrio carbónico-carbonatos del sistema acuático (Wetzel y Likens, 1991), como por el sobrelapamiento de este equilibrio con los procesos biológicos de captura (fotosíntesis) y emisión (respiración) de  $\text{CO}_2$  en el medio. Cuando la fuente principal de iones inorgánicos de carbono (C) no es el basamento geológico de la cuenca sino la atmósfera, se espera que la reserva alcalina sea relativamente baja y el sistema acuático presente una reducida capacidad de amortiguar los cambios de pH. En Valle de Bravo, la alcalinidad o reserva alcalina es moderada ( $1.4 \text{ meq L}^{-1}$ , Ramírez Zierold, 2010), por lo que las fluctuaciones del pH son importantes durante estratificación, entre 6.8 en el hipolimnion anóxico – donde predominan procesos de fermentación con productos que tienden a bajar el pH en un medio relativamente poco amortiguado- y 9.8 en el epilimnion, con florecimientos de fitoplancton que ejercen una fuerte demanda de C inorgánico, por lo que basifican el medio. En época de mezcla, el pH se homogeniza alrededor de 7.5 (Figura 10), probablemente el valor que se acerca al que se correspondería con la baja alcalinidad del medio, aunque en mezcla -como se verá

posteriormente- el amonio se oxida, lo que genera asimismo una tendencia ligera hacia la basificación (Ramírez Zierold, 2010).

De acuerdo con Merino *et al.* (2008) y Ramírez Zierold (2010), las diferencias entre las capas reflejan no sólo la escasa capacidad amortiguadora de pH del embalse, sino también el efecto de procesos internos como la precipitación biogénica de carbonatos (“blanqueamiento”), asociada a la actividad fotosintética en periodo de estratificación, lo que también pudo ocurrir durante el 2008-2009, cuando se alcanzaron pHs de hasta 9.8. No se tienen evidencias directas de este “blanqueamiento” en el lapso de estudio, pero se han observado para el pasado algún bandeado blanco, indicativo de precipitación de carbonato de calcio, en los sedimentos estudiados (Carnero, 2008; Ramírez-Zierold, 2010)

## **NUTRIENTES**

Los nutrientes son muy importantes para los organismos autótrofos debido a que se ligan estrechamente con los procesos fotosintéticos. Sin embargo, en los cuerpos de agua no todos los nutrientes están presentes en cantidades suficientes, pudiéndose encontrar en bajas concentraciones en relación con la demanda; por tal razón, éstos llegan a limitar el crecimiento de los productores primarios (Cohen, 2003).

Dentro de los nutrientes más importantes que pueden llegar a ser limitantes, se encuentran el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el sílice (Si). El N y el P son fundamentales para todos los grupos fotosintetizadores, mientras que el Si lo es particularmente para el crecimiento de las diatomeas y otras algas con cubiertas silíceas (Cohen, 2003; Reynolds, 2006).

Durante el periodo comprendido entre 2008-2009, los nutrientes presentaron un comportamiento afectado por los aportes al embalse, probablemente procedentes de la mineralización de la materia orgánica en

sedimentos, así como de los ríos (Ramírez Zierold, 2010), adicionalmente a la producción primaria, los efectos de la estructura térmica y la disponibilidad de oxígeno.

### **Fósforo (PRS)**

En general, los valores de PRS observados en 2008-2009 concuerdan con lo reportado con anterioridad para el embalse (Monroy, 2004; Merino *et al.*, 2008, Ramírez-Zierold *et al.*, 2010, a lo largo de la columna de agua, y Valdespino 2008 en la capa de producción), cuando el fósforo presentó máximos hipolimnéticos durante la estratificación y mínimos en el epilimnion y época de mezcla. Además, se registraron dos incrementos importantes durante marzo y julio de 2008, llegando alcanzar los  $3 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; picos similares ya habían sido registrados con anterioridad en el embalse: durante julio-agosto de 2002, Ramírez Zierold (2010) observó aumentos equiparables a lo largo de toda la columna, atribuyéndolo al aporte externo de los ríos que desembocan al embalse.

### **Nitrógeno**

La concentración del ión amonio se ve disminuida en condiciones óxicas al pasar a formas oxidadas (Lampert y Sommer, 1997). Por tal razón, las menores concentraciones de amonio se presentaron en el epilimnion ( $1 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) durante el periodo de estratificación, lo que se atribuye a su consumo por parte del fitoplancton, pues –como se verá– es cuando presenta mayores biomásas. Asimismo, esta disminución se debe a la oxidación, puesto que durante la mezcla, cuando se distribuye en toda la columna de agua ( $< 5 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), ejerce una elevada demanda de oxígeno que se refleja en los niveles de subsaturación de oxígeno (Monroy, 2004; Cruz, 2007; Ramírez Zierold, 2010). Las mayores concentraciones de amonio ( $70 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) se detectaron en el hipolimnion del embalse como resultado de la degradación de la materia orgánica (Lampert y Sommer, 1997), la cual se va acumulando conforme avanza la estratificación.

En 2008-2009, el aporte de N procedente del sedimento/hipolimnion, que lograba introducirse al epilimnion a través de los eventos de mezclas, probablemente fue más importante que el procedente de los ríos, pues no se esperaba que hayan tenido la importancia que refiere Ramírez Zierold (2010) para los años 2001-2005, dado que 2008-2009 se caracterizó por ser un periodo de sequía en la zona centro de México, razón por la cual bajaron los aforos de los ríos y los volúmenes del embalse (CONAGUA, 2011), en general reduciendo los aportes externos de nutrientes y, particularmente, de N. En refuerzo a lo mencionado, la Tabla 3 muestra comparativamente como durante el 2002 –año reportado como de mayor aporte de nutrientes, Ramírez-Zierold, 2010- se registró una mayor concentración de nitrógeno como amonio en el embalse, comparado con 2008-2009.

	Concentración de ión amonio $\mu\text{mol L}^{-1}$	
	2002	2008-2009
Máximo registrado en el epilimnion	~10	< 1
Promedio anual en capa de mezcla	9.1	3.2 (2008) 1.8 (2009)
Máximo registrado en el hipolimnion	110	70

Tabla 3 Comparativo de concentraciones máximas de amonio ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) en el epilimnion (0-8 m) -promedio anual en la capa de mezcla hasta los 8 m- e hipolimnion (12 m a fondo), en el embalse Valle de Bravo, durante dos periodos contrastantes, uno de alto nivel y elevadas concentraciones de nutrientes (2002, Ramírez Zierold, 2010) y otro de bajo nivel y concentraciones menores de nutrientes (2008-2009, este estudio).

El Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) oxidado presentó sus mayores concentraciones ( $40 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) a lo largo de toda la columna de agua durante el

periodo de mezcla, debido principalmente a la oxidación del amonio acumulado en el hipolimnion durante el periodo previo de estratificación. Las menores concentraciones ( $< 5 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) se encontraron en el epilimnion probablemente por dos causas: el consumo por parte del fitoplancton y la compartimentalización de la columna, que dificulta el paso del N reducido (amonio, como se verá a continuación) a través del metalimnion (Wetzel, 1983), a excepción de las zonas marginales donde se supone que llegan a darse las mezclas puntuales.

### **El embalse de Valle de Bravo como ejemplo de comportamiento limnológico particular que afecta las concentraciones de PRS y NID**

En base a lo analizado para el PRS y el NID y a la luz de la particular dinámica limnológica de Valle de Bravo, podríamos hacer un símil didáctico para describir el fenómeno que podría incorporar nutrientes a la capa de mezcla durante la estratificación, lo que al parecer dar pie a los máximos desarrollos de la biomasa fitoplanctónica, especialmente de diatomeas, en este lapso, en lugar de lo esperado, que es en mezcla.

En los cuerpos de agua como lagos y embalses, el hipolimnion actúa como “almacén” de nutrientes producto de su acumulación progresiva a medida que avanza la estratificación; pero en Valle de Bravo, dicho almacén -a diferencia de otros cuerpos de agua (e.g., Alchichica, Ardiles 2011)- va liberando nutrientes hacia el epilimnion a mayor velocidad que los impuestos por los procesos de difusión a través del metalimnion, lo que tiene lugar –al parecer- en los extremos del embalse, producto del basculamiento de la termoclina (Merino-Ibarra *et al.*, 2003) que generan los fuertes vientos diurnos (velocidad media de  $7.4 \text{ m s}^{-1}$  y rachas de hasta  $16.5 \text{ m s}^{-1}$ , Monroy, 2004). A este fenómeno de “agujeros de comunicación” –probablemente turbulentos- entre hipo- y epilimnion en los extremos del embalse, según la dirección del viento dominante (NO-SE), lo hemos llamado informalmente “efecto de colador periférico” en Valle de Bravo.

## Sílice (SiRS)

En general, el sílice (medido como sílice reactivo soluble, SiRS) se comporta de manera semejante al N y PRS, con las concentraciones más elevadas en el hipolimnion durante la estratificación y en columna durante la mezcla (200 a 439  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ). Estos valores son altos, en relación con otros cuerpos de agua (e.g., lagos como Alchichica, en la cuenca de Oriental, cuya dinámica fitoplanctónica propicia el agotamiento del Si, Ardiles, 2011). El Si en Valle de Bravo proviene del acarreo por sus afluentes, producto de la intemperización de las rocas ricas en óxidos de sílice, ubicadas en las zonas altas de las sub-cuencas de drenaje de los ríos Molino y Amanalco (IDECA, 1999), y que -junto con rocas volcánicas, areniscas y tezontles-, conforman predominantemente la cuenca Valle de Bravo-Amanalco (Ramírez Zierold, 2010; Figura 28).

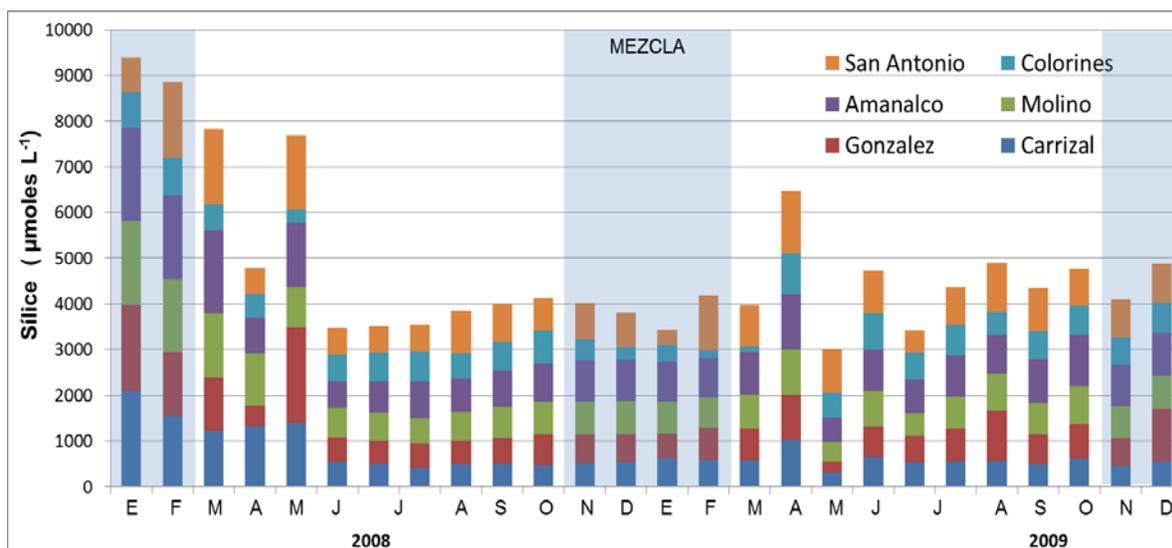


Figura 28. Aportes de Sílice al embalse Valle de Bravo en 2008 y 2009 por parte de sus afluentes principales.

Es interesante notar que los valores máximos detectados en 2008-2009 son inferiores a los promedios registrados con anterioridad ( $522 \mu\text{mol L}^{-1}$  en el lapso 2001 a 2006, Valdespino, 2008), lo que se atribuye al periodo de sequía que redujo en general los aportes de agua al embalse (CONAGUA, 2011) y, por ende, del Si. Otra posible fuente de Si al embalse, adicional al aporte de los ríos, sería la procedente de la remineralización de las frústulas de diatomeas sedimentadas, la cual se da de manera muy lenta en comparación con otros nutrientes (Stoermer y Smol, 1999) -como el nitrógeno y el fósforo-, por lo cual se descarta para el embalse.

Se registró una caída cercana al mínimo de  $3 \mu\text{mol L}^{-1}$  que se maneja como valor limitante para el crecimiento de las diatomeas (Interlandi *et al.*, 1999). A partir del 2006 y durante 2007, Valdespino (2008) y Jiménez Arreola (2010) observaron disminuciones importantes en el SiRS (valores mínimos de  $15$  y  $60 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) en la capa de producción, postulando que se debía a la asimilación por parte de las diatomeas. Jiménez Arreola (2010) lo asocia adicionalmente a la disminución observada en el nivel del embalse (Tabla 4), resultado de la sequía que redujo el flujo de los afluentes y por ello, el aporte de sílice. Si esto fuera así, se esperaría que la aún mayor disminución de nivel durante el periodo 2008-2009 (Tabla 4) incidiera en un decremento todavía mayor de los niveles de sílice. Lo anterior tiende a verse confirmado por los valores medidos, con mínimos de  $4 \mu\text{mol L}^{-1}$  en 2009, cuando se registraron los niveles más bajos en el embalse desde 2001. Por tal razón, se interpreta que los mínimos valores de SiRS en el embalse son resultado del abatimiento en el aporte por los ríos, así como de su consumo por las diatomeas, como se observa en la tabla comparativa (Tabla 4). Cabe señalar en dicha tabla que las biomásas de diatomeas asociadas con los valores mínimos de Si, son relativamente elevadas, dado que superan el 60% del valor máximo registrado para dichas biomásas en cada año.

	2002(a)	2006(b)	2007(b)	2008	2009
Máximo y mínimo nivel en el año	0 a -5m	-3 a -10m	-1 a -7.5m	-4 a -10m	-6 a -12m
Mínima de Sílice en el año ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	322 (mayo)	14 (Marzo)	50 (Mayo)	38 (Junio)	4 (junio)
Promedio de Biomasa de diatomeas ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1.5 (mayo-abril)	11 (marzo-febrero)	9 (mayo-abril)	13 (junio-mayo)	8.5 (junio-mayo)
Máxima Biomasa de diatomeas ( $\text{mg L}^{-1}$ )	11 (febrero)	13 (Marzo)	15 (Abril)	16 (Octubre)	13 (Abril)

(a): Cruz, 2007. (b): Jiménez-Arreola, 2010.

TABLA 4: Comparativo entre el año 2002, con altos niveles en el embalse, y el lapso 2006-2009, con menores niveles en el embalse. Se observa que las mínimas concentraciones de Si alcanzan niveles limítrofes sólo en 2009, cuando el embalse mantiene los niveles más bajos. Se anotan asimismo los valores de biomasa de diatomeas promediados entre el mes de registro de los mínimos valores de Si y el mes anterior, así como los máximos en biomasa de diatomeas registrados en cada año.

### Limitación por nutrientes en el embalse Valle de Bravo

La disponibilidad de nutrientes es un factor importante para controlar el crecimiento del fitoplancton (Estrada *et al.*, 2003) y, al respecto, además de los valores absolutos de concentración, se han venido manejando las relaciones molares entre los nutrientes más importantes (e.g., Reynolds, 1999). El concepto original de proporción de nutrientes lo introdujo Redfield (1958), quien lo estableció en base a la estequiometría a gran escala de la biomasa del fitoplancton marino y del suministro de nutrientes en el Atlántico Norte. Propuso que la estequiometría de C, N y P en condiciones óptimas de crecimiento es 106:16:1, respectivamente.

A pesar de que se calculó en un sistema ciertamente alejado de lo que tenemos en aguas continentales, se ha empleado frecuentemente como valores de referencia en diferentes ensambles fitoplanctónicos (Cloern, 2001; Downing *et al.*, 2001; Verver y Vargas, 2005; Michel, *et al.*, 2006; Moustaka-Gouni *et al.*, 2007; Ramos-Higuera *et al.* 2008, Oliva *et al.*, 2009; Hernández-Avilés *et al.*, 2010), así como en trabajos anteriores de Valle de Bravo (Monroy, 2004; Cruz, 2007; Valeriano, 2007; Merino *et al.*, 2008; Valdespino, 2008; Jiménez Arreola, 2010; Ramírez Zierold, 2010). La comparación de las proporciones entre los nutrientes (si tomamos las concentraciones medidas como suministro y la biomasa como demanda), conjuntamente con los valores absolutos de concentración, podría darnos una idea sobre los desequilibrios transitorios en la estequiometría y, por tanto, acerca de la posible limitación de nutrientes para el fitoplancton (Ptacnik *et al.*, 2010). En este trabajo, adicionalmente a las proporciones de Redfield, consideraremos también otras proporciones (Interlandi *et al.*, 1999; Reynolds 1999, Tabla 5).

Reynolds (1999) menciona que es incorrecto considerar exclusivamente las proporciones para estimar la limitación de nutrientes, pues a la par deben de tomarse en cuenta las concentraciones mínimas de cada nutriente que actúan como limitantes. De nuevo, éstos son valores que varían según el estado fisiológico de los individuos, de la especie, del grupo, etc. A pesar de estas variaciones, podemos considerar los valores que reportan otros autores como guías que podrían señalar tendencias en el presente estudio.

Desde hace tiempo se sabe que el fósforo es predominantemente el nutriente limitante para la productividad en los lagos templados, debido a que es relativamente escaso (Cohen, 2003; Sas, 1989; Wetzel, 2001); sin embargo, no es raro encontrar una co-limitación de P y N en estos cuerpos de agua (Elser *et al.*, 1990 in Ramírez-Zierold, 2010).

	Lugar de estudio	Mínima [P]	Mínima [NID]	Mínima [Si]	N:P	Si:N	Si:P
Ramírez-Zierold (2010)	México (Embalse Valle de Bravo)		ca. 10 $\mu\text{mol L}^{-1}$				
Reynolds (1999)	Lagos templados Estados Unidos	0.1 $\mu\text{mol L}^{-1}$	6 -7 $\mu\text{mol L}^{-1}$				
Interlandi <i>et al.</i> (1999) (ensamblaje de diatomeas planctónicas)	Lagos continentales en el Este de África			3 $\mu\text{mol L}^{-1}$	9:1	3:1	40:1
Redfield (1958) (conjunto de los ensamblajes fitoplanctónicos)	Zona fótica en el Atlántico Norte				16:1		
Smith – Bennett (1999) (dominan cianoprocarotas por debajo de esta relación)	Lagos templados de Europa, EE. UU y Canadá				10:1		
Sommer (1999) (dominan cianoprocarotas por debajo de esta relación)	---				15:1		

Tabla 5. Concentraciones mínimas y proporciones de nutrientes consideradas como limitantes para el desarrollo del fitoplancton, propuestas por varios autores.

Por otro lado, se ha observado que en lagos de zonas tropicales existe una fuerte dependencia de la productividad con el contenido de nitrógeno (Lewis, 1996; Cohen, 2003; Merino *et al.* 2008; Ramos-Higuera *et al.* 2008, Ramírez-

Zierold *et al.* 2010), aunque a menudo se han registrado alternancias en dicha limitación (Monroy, 2004; Tavera y Martínez-Almeida 2005; Verver y Vargas, 2005; Cruz, 2007; Merino *et al.*, 2008; Valdespino, 2008; Hernández-Avilés *et al.*, 2010; Oliva *et al.*, 2009; Jiménez-Arreola, 2010; Ramírez-Zierold, 2010,); a pesar de esto, la tendencia mayoritaria en fase de estratificación en el epilimnion en este estudio, es encontrar una aparente limitación por nitrógeno por dos motivos: 1.- Concentraciones absolutas inferiores a los  $6-7 \mu\text{mol L}^{-1}$  2.- Proporciones N:P menores a la de Redfield e incluso en la frontera de las reportadas por Smith y Benet (1999) e Interlandi *et al.*, (1999, Figuras 13 y 15, Tabla 5). Esta condición favorece el desarrollo de cianoprocaritas fijadoras de nitrógeno, usualmente a través de células especializadas denominadas heterocitos (Casterlin *et al.*, 1984; Reynolds, 1999; Smith y Bennett, 1999), lo cual se discutirá a mayor profundidad en la sección de fitoplancton. Asimismo, la relación se desvía en favor del nitrógeno en la época de mezcla, lo cual no puede interpretarse como déficit de fósforo, porque sus concentraciones nunca alcanzaron los mínimos mencionados en la Tabla 5. En general, estos resultados concuerdan con lo reportado con anterioridad para el periodo 2001-2002 por Merino-Ibarra *et al.* (2008), cuando proponen una posible limitación de nitrógeno durante la estratificación

Como se observa en la Figura 17, las proporciones Si:N, fueron mayores a la propuesta por Interlandi *et al.* (1999 y 2003, Tabla 5), con excepción de junio de 2009, cuando se registró una proporción Si:N=2 asociada con las menores concentraciones absolutas (cercas a los  $3 \mu\text{mol L}^{-1}$ ); bajo estas condiciones, probablemente se dio una limitación para las diatomeas, lo cual se ve ratificado por la relación Si:P, si tomamos en cuenta los valores propuestos en Interlandi *et al.* (1999), basados en las proporciones requeridas por el consumo de las diatomeas (Tabla 5).

En resumen, al considerar las concentraciones propuestas como limitantes *per se* y las relaciones entre nutrientes, podríamos interpretar que en el embalse Valle de Bravo sólo se presentaría deficiencia de Nitrógeno en estratificación, en la

capa de 0-4 m, lo cual aparentemente debería de favorecer el desarrollo de cianoprocariontes fijadoras de nitrógeno; sin embargo, esto no se observa en el presente estudio, puesto que –como se verá posteriormente- las Nostocales no se vieron favorecidas, cuando se compara con lapsos anteriores.

## FITOPLANCTON

La riqueza específica es el número total de especies observadas y varía considerablemente según el cuerpo de agua. En el embalse Valle de Bravo se identificaron un total de 103 taxa durante el periodo 2008-2009, lo que se considera como un valor relativamente bajo para un cuerpo de agua dulce con mineralización intermedia, pero atribuible –en estas condiciones- a las características de eutrofia del embalse (Wetzel, 2001; Fonseca y Bicudo, 2008). Una posible causa del descenso de la riqueza específica en condiciones eutróficas se asocia a la presencia de los florecimientos de cianoprocariontes (Padisák, 1993; Calijuri y Santos, 1996; Crossetti *et al.*, 2008), característica que también puede observarse en el embalse Valle de Bravo. Si comparamos dicho resultado con otros embalses eutróficos e hipereutróficos, vemos que la riqueza específica queda dentro del intervalo esperado para este tipo de cuerpos de agua (Tabla 6).

	Lugar	Cuerpo de agua	Nivel trófico reportado	Riqueza Especifica (# taxa)
Este estudio	México	Valle de Bravo Embalse	Eutrófico	103
Wang <i>et al.</i> , 2011	China	Gorges embalse	Eutrófico	79
Flores, 2010	México	El Rodeo Embalse	Eutrófico	105
Crossetti <i>et al.</i> , 2008	São Paulo, Brasil	Garças embalse	hipereutrófico	70

Tabla 6. Riquezas específicas del fitoplancton en cuerpos de agua comparables.

En relación con la dominancia-frecuencia de especies (Figura 20), se observa que, en el lapso de estudio y del total de la riqueza específica, las especies dominantes en el embalse fueron 24 (23%), las cuales han sido reportadas con anterioridad para sistemas eutróficos (*Woronichinia naegeliana*, *Microcystis wesenbergii*, *Fragilaria crotonensis*, *Cyclotella ocellata*; Komárek y Anagnostidis, 1999; Gaytán et al. 2002; Whitton, et al., 2002; Wher y Sheat, 2003; Cronberg, 2005; Valadez, et al. 2005); cabe señalar que de *C. ocellata* también se ha encontrado registros en aguas oligotróficas, aunque el morfotipo encontrado en Valle de Bravo claramente aparece a partir del establecimiento de las condiciones eutróficas (González-Laurraquio, en proceso), es decir, que parece ser indicadora de características eutróficas en Valle. El 5% de la riqueza específica corresponden a especies constantes, dentro de las cuales podemos mencionar *Urosolenia eriensis*, *Closterium aciculare*, *Staurastrum* sp, *Trachelomonas* sp 1, *Scenedesmus* sp, las cuales han sido reportadas para ambientes desde meso- a eutróficos (Wher y Sheat, 2003). El resto (72%) son temporales (las más abundantes entre ellas fueron *Aulacoseira granulata*, *Achnanthyidium minutissimum*, *Pseudanabaena mucicola*, *Cylindrospermopsis raciborskii*) o raras, (las más notorias fueron, *Lyngbya birgei*, *Peridinium* sp. y *Trachelomonas* sp 2). Se atribuye la mayor proporción de especies temporales y raras en la riqueza específica, al fenómeno que en la literatura denominaron tempranamente como “paradoja del plancton” (Hutchinson, 1957) y que posteriormente ha evolucionado en la “hipótesis de la perturbación intermedia” (Padisák, 1993; Reynolds et al., 1993; Sommer, 1995; Flöder y Sommer, 1999; Calijuri et al., 2002), es decir, la coexistencia de especies en ambientes que inicialmente se esperaba que fueran relativamente escasos en riqueza, debido a cambios rápidos (“perturbaciones”) que se dan en el medio, lo que genera cambios en las capacidades de adaptación de las especies, como aparecer y sobrevivir gracias a estas fluctuaciones.

## Variación temporal del fitoplancton

Los sistemas acuáticos están sujetos a una alta variabilidad temporal que se refleja en el fitoplancton, en donde los cambios en la abundancia relativa, la biomasa y la composición de especies son el resultado de la interacción entre las variables físicas, químicas y biológicas (Calijuri, 2002; Kalff, 2002; Gikuma-Njuru *et al.*, 2005). De esta interacción, uno de los factores de peso es el régimen de mezcla-estratificación. En general, los cuerpos de agua continentales que se estratifican en algún periodo del año, muestran las más altas productividades en época de mezcla (Wetzel, 2001), lo cual se observa tanto en lagos templados como en tropicales de altura (e.g, Alchichica, Ardiles, 2011). Sin embargo, el embalse Valle de Bravo presenta un comportamiento atípico en este sentido, pues muestra la mayor abundancia fitoplanctónica durante la estratificación (biomasa de 26 y 19 mg L<sup>-1</sup> en agosto de 2008 y julio de 2009, principalmente por un florecimiento de clorofitas y de diatomeas, respectivamente), mientras que los menores valores se asociaron con la época de circulación (4 y 6 mg L<sup>-1</sup> de biomasa total en noviembre de 2008 y octubre del 2009, dominados principalmente por Chlorococcales/diatomeas, y por cianoprocarotas, respectivamente). Se atribuye dicho comportamiento atípico a la concurrencia de diversos factores: en mezcla, la luz es parcialmente limitante y la herbivoría por parte del zooplancton ejerce un efecto importante, puesto que presenta las máximas densidades precisamente en esa época, como ha sido observado en periodos anteriores (Valdespino, 2008 y Jiménez Contreras, 2009). A lo anterior se adiciona que las mezclas marginales inyectan nutrientes en el epilimnion durante la estratificación, que son aprovechados por el fitoplancton, especialmente por las diatomeas planctónicas.

En relación con los grupos de fitoplancton, la mayor concentración de biomasa en el embalse está dada por las diatomeas, seguido de las clorofíceas y cianoprocarotas. Los grupos restantes de fitoplancton (flageladas dentro de las criptofitas, crisofitas y euglenofitas) permanecieron constantes a lo largo del

periodo, con valores siempre menores a  $2 \text{ mg L}^{-1}$  en biomasa (Figura 19b). Los grupos importantes por presencia y abundancia son los mismos que se han descrito para el embalse en estudios anteriores (Cruz, 2007; Valeriano, 2007; Jiménez, 2010), pero en esta fase de más bajo nivel, se observó que dominaron las diatomeas (*Cyclotella* y *Fragilaria*), seguidas de clorofitas y finalmente cianoprocariotas, a diferencia de lo observado en años anteriores y de lo que se esperaba y enunció en la hipótesis de este trabajo, como se explicará seguidamente.

### **Diatomeas (Bacillariophyceae)**

El grupo de las diatomeas presentó las mayores concentraciones durante la época de estratificación, con excepción del mes de Agosto 2008 -cuando se observó un pico importante de clorofitas, principalmente una filamentosa conjugada (*Mougeotia* sp.)- y a finales de la estratificación del 2009 -cuando volvieron a dominar las cianoprocariotas-. Como ya se ha mencionado, estos máximos de diatomeas en estratificación resultan aparentemente contradictorios, debido a que se reporta consistentemente (i.e., Hecky y Kling 1981, Gómez, 1991; Reynolds, 1994; Ardiles *et al.*, 2011), es decir, que el crecimiento de las diatomeas planctónicas se ve favorecido principalmente por la mezcla turbulenta, asociada a su vez con una alta concentración de nutrientes. Esta inesperada dominancia de diatomeas planctónicas (principalmente *Cyclotella ocellata* y *Fragilaria crotonensis*) en estratificación podría originarse por la fuerte influencia que tiene el viento en el embalse, capaz de homogeneizar hasta los primeros 8 m en la estación del centro, lo que induce mezclas parciales por efecto de la onda interna. Lo anterior podría verse reforzado por la aún disminución del embalse (Valdespino, 2008). Esta situación haría que se multiplicaran dichos eventos de mezcla (“efecto de colador periférico”), generando entonces disponibilidad de nutrientes (por el intercambio de agua entre el epi- e hipolimnion) en la capa de mezcla y, con esto, las condiciones necesarias para la proliferación observada de los picos de diatomeas en Valle de Bravo. Tal condición no se detecta

directamente en las concentraciones de nutrientes, dada la capacidad de los grupos fitoplanctónicos de aprovechar rápidamente los recursos en intervalos relativamente cortos de tiempo (De Gorch et al., 2010). En circulación, los factores ya mencionados –principalmente luz y herbivoría- limitarían el crecimiento de las diatomeas planctónicas, lo que se asociaría con las reducidas biomásas fitoplanctónicas observadas.

Tratando de entender la distribución de las principales diatomeas, durante la estratificación del 2009 se observó que pudo ser más importante *Fragilaria crotonensis* que *Cyclotella ocellata* por cortos periodos (Figura 25). Es curioso observar que *F. crotonensis* correlaciona negativamente con el Si (r-Spearman, rS = -0.5, p<0.01), mientras que *C. ocellata* lo hace con el PRS (rS = -0.4, p<0.01), lo que apunta hacia una posible relación negativa de *Fragilaria* con el sílice y una tendencia de *Cyclotella* a variar negativamente con el fósforo, esto último en concordancia con Tilman et al. (1982) y Lampert y Sommer (2007), quienes mencionan que esta especie requiere de una mayor cantidad de fósforo que las diatomeas fragilarias.

En la figura 29 se observa gráficamente como los incrementos de biomasa de diatomeas y especialmente de *F.crotonensis*, tienden a relacionarse con disminuciones de sílice, de manera que las caídas de este nutriente podrían asociarse con el consumo por las diatomeas (Reynolds, 1984), así como con la disminución del flujo de los ríos hacia el embalse (Figura 28). Se observa entonces que el efecto es de doble vía: Postularíamos que cuando el Si escasea, su efecto limita el crecimiento de las diatomeas, principalmente de *F. crotonensis*, y viceversa, cuando hay suficiente Si en el medio, además de P y N, son los florecimientos de diatomeas los que disminuyen la concentración de sílice.

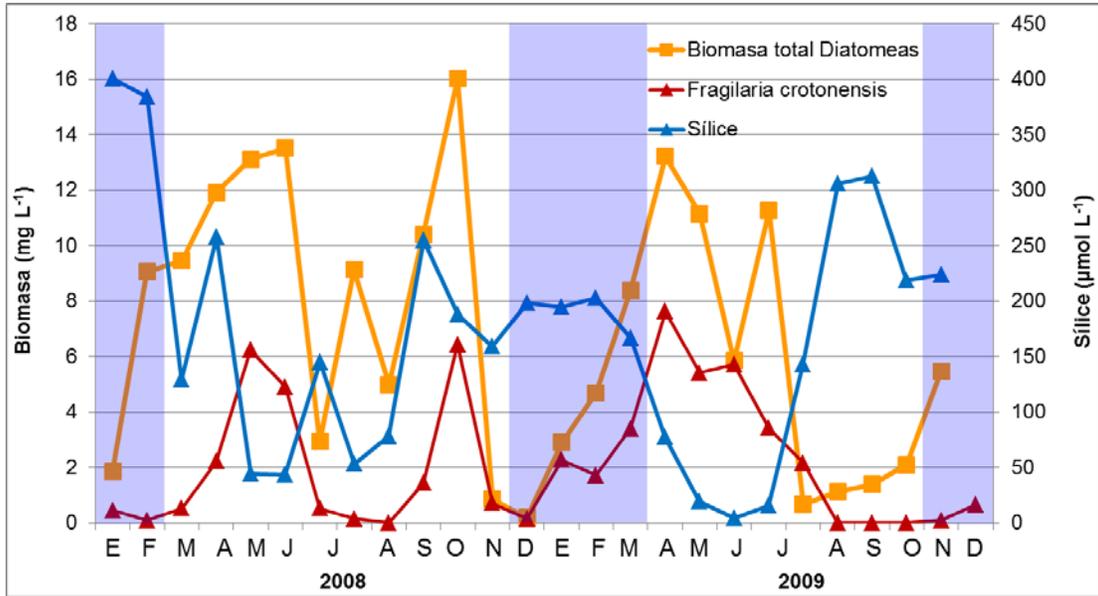


Figura 29. Variación temporal del Sílice (SiRS), biomasa total de diatomeas y de la especie que mejor correlaciona ( $r_s = -0.5$   $p < 0.01$ ) con el sílice en el embalse Valle de Bravo durante el periodo 2008-2009.

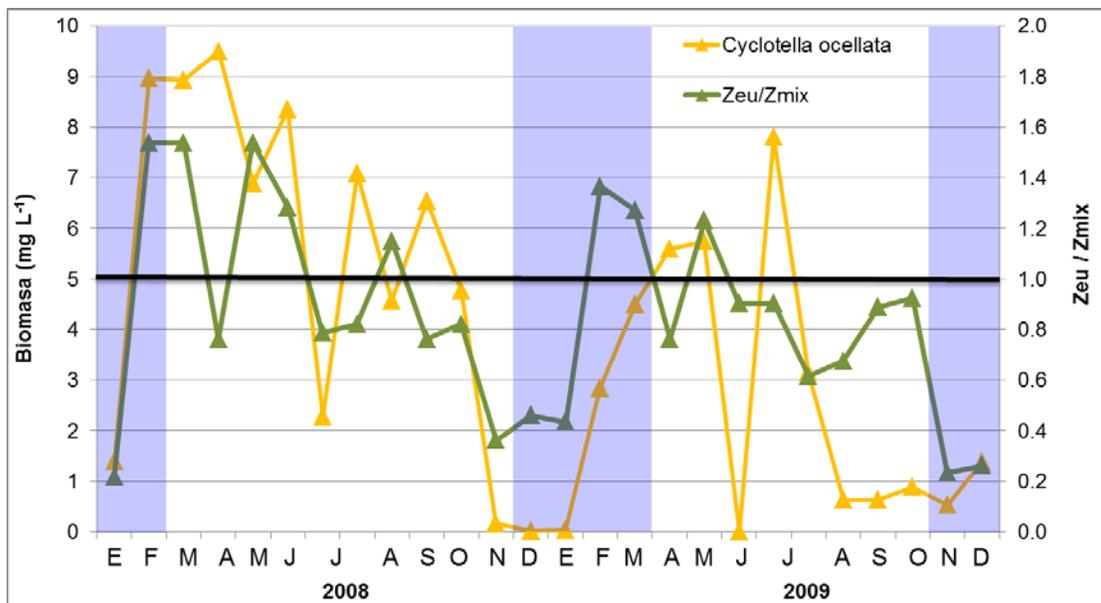


Figura 30. Variación de la biomasa de *Cyclotella ocellata* versus  $Z_{eu}/Z_{mix}$ , durante el periodo 2008-2009 en el embalse Valle de Bravo. Se asocian las biomasa de *C. ocellata* con condiciones de relaciones  $Z_{eu}/Z_{mix}$  cercanas o mayores a 1.

A lo anterior se suman las diferencias en la adaptación a condiciones más iluminadas o de mayor penumbra, de las especies dominantes. Resulta sugerente observar como una especie pequeña de *Cyclotella* en Alchichica parece adaptarse mejor a condiciones iluminadas (Ardiles *et al.*, 2011), y que también *C. ocellata* parece presentarse en Valle cuando  $Z_{eu}/Z_{mix}$  es más elevado ( $rS=0.54$   $p<0.1$ , Figura 30), lo cual no se observa para *F. crotonensis*, la cual presenta picos en estratificación posiblemente asociados con menores valores de  $Z_{eu}/Z_{mix}$ . A lo anterior se adiciona que posiblemente *F. crotonensis* responde mejor a temperaturas elevadas, pues se ha reportado que crece óptimamente entre los 20 y los 25°C, aprovechando con mayor eficacia la luz en temperaturas tan altas como los 30°C (Dauta, *et al.*, 1990).

Las demás especies de diatomeas son menos importantes en el embalse Valle de Bravo. En el caso de *Aulacoseira granulata*, diversos autores (Tilman *et al.*, 1982; Calijuri *et al.*, 2002; De León y Chalar, 2003 y Lampert y Sommer, 2007) la asocian con condiciones de turbulencia, cambios constantes de luz y altas concentraciones de Sílice, lo que ocurre en Valle precisamente en el periodo de mezcla, cuando tienden a presentarse con relativamente mayores densidades. *Synedra ulna* presentó un pico importante en octubre de 2008 ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ), habiéndose detectado su presencia desde julio del mismo año. *S. ulna* se constituye en un "grupo de especies" (Sippen, como lo maneja la escuela alemana, Krammer y Lange-Bertalot, 1991), probablemente conformada por más de una especie críptica, lo que resulta congruente con la característica de cosmopolitismo que se le atribuye. Lo anterior hace difícil interpretar este pico, aunque la convierta en una de las especies dominantes en Valle de Bravo (Figura 20, frecuencia-abundancia), a menos de que se trate, como *F. crotonensis*, de una fragilarial que tiende a asociarse con valores elevados de la relación Si:P (Tilman *et al.*, 1982; Lampert y Sommer, 2007) y que, de acuerdo con Tilman *et al.* (1982), tienda a desarrollarse óptimamente bajo condiciones de temperatura por encima de los 20°C, condiciones que también se presentan en Valle de Bravo en el epilimnion. Otra característica que podría ser importante y que compartiría en

parte con *F. crotonensis*, es la forma alargada, lo cual podría proporcionarle una ventaja adaptativa cuando las condiciones de luz son menos favorables (Naselli-Flores y Barone, 2007).

### **Cianoprocariotas**

En general, el mayor desarrollo de las cianoprocariotas coincidió con el período de estratificación, disminuyendo hasta alcanzar las menores concentraciones durante la época de mezcla. Según Tilman et al. (1982) y Smith y Bennett (1999), bajas proporciones de N:P (<10 según mencionan los segundos autores), independientemente de los valores de concentración absoluta, favorecen el crecimiento de las cianoprocariotas y precisamente en Valle de Bravo, durante la estratificación se alcanzan valores cercanos o inferiores a este valor (Figura 15). Cabe aclarar que las cianoprocariotas presentan mecanismos adaptativos que les permite sacar provecho de condiciones ambientales aparentemente desfavorables, a través de su capacidad de moverse en la capa de mezcla mediante el inflado/colapso de los aerotopos, almacenar fósforo (gránulos de polifosfato), fijar nitrógeno y resultar menos afectadas por la herbivoría (Dokulil, 2002). Excepto porque no se ha comprobado la presencia de gránulos de polifosfatos y se carece de datos de zooplankton para el lapso de estudio, en Valle las cianoprocariotas presentan tanto aerotopos, como capacidad de fijación de nitrógeno. En comparación con años anteriores, las Chroococcales fue el grupo de mayor importancia, mientras que Nostocales y Oscillatoriales presentaron bajas biomásas (Figura 22).

Llama especialmente la atención los bajos números de Nostocales, muy inferiores en biomasa a la de años anteriores (Figura 31), a pesar de detectarse proporciones N:P bajas, incluso con concentraciones de NID, por debajo de las mínimas catalogadas como limitantes ( $6-7 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Al asociar gráficamente las densidades de Nostocales y de heterocitos con las variaciones en la proporción

N:P y el NID (Figuras 24, 15 y 13), se observa que el mayor número de heterocitos se presenta durante las fases de aparente deficiencia de N.

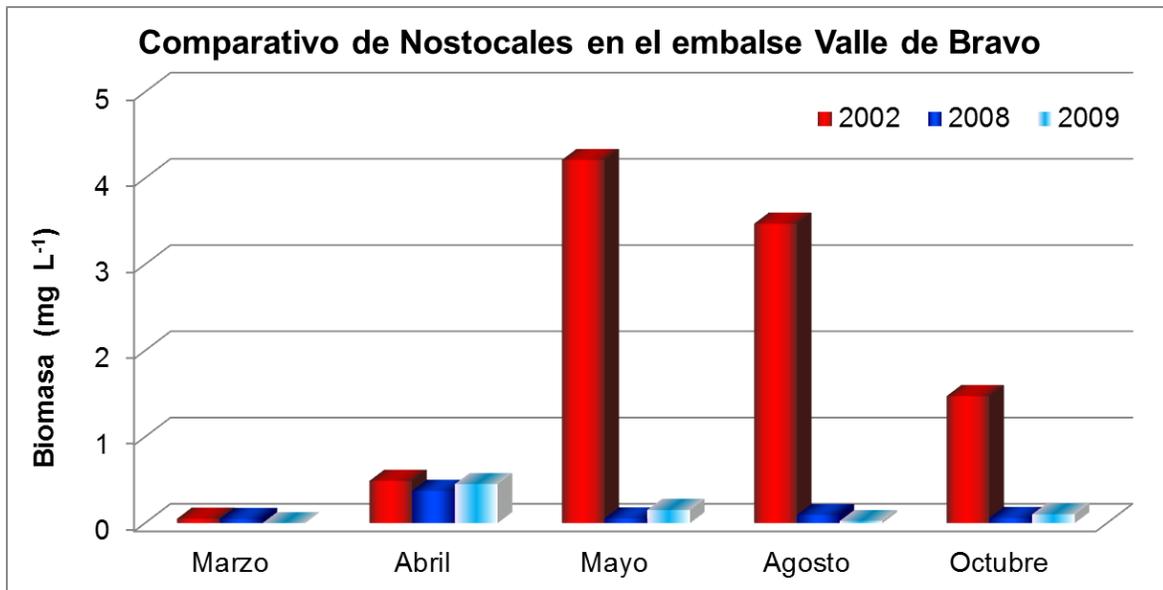


Figura 31. Comparación de la biomasa de Nostocales, durante los periodos del 2008-2009 (en azul) y el 2002 (en rojo), en el embalse Valle de Bravo.

La tendencia observada de disminución de Nostocales se ha relacionado anteriormente con la disminución del nivel en el embalse (Jiménez Arreola, 2010). Para este estudio, el nivel bajó todavía más, lo que probablemente propició un mayor aporte de Nitrógeno a la capa de mezcla, a través del incremento en las mezclas parciales que se postulan en este trabajo, lo que permitió que tomaran ventaja otros grupos fitoplanctónicos no fijadores de Nitrógeno y dominaran sobre las Nostocales. De hecho, éstas mostraron una correlación negativa significativa con el NID oxidado ( $rS=-0.5$   $p<0.1$ ), es decir, que tendieron a disminuir cuando éste aumentaba. Cabe mencionar que en diversos meses se registraron filamentos de Nostocales sin presencia de heterocitos (Figura 24); a este respecto, Ferber et al. (2004) afirman que es más importante el número de heterocitos formados que la propia presencia de filamentos vegetativos, como un indicador de la dependencia de nitrógeno por parte de las nostocales. Por tal razón, se puede afirmar que sólo en los meses en que se contabilizaron cantidades más altas de

heterocitos, realmente podemos hablar de condiciones deficitarias de nitrógeno en el embalse, aun cuando la relación N:P y las bajas concentraciones de NID en la capa de mezcla parezcan indicar lo contrario (Figuras 15 y 13). Por lo anterior, postulamos que simplemente la relación N:P e incluso los valores absolutos de las diversas formas de N inorgánico, son insuficientes para reconocer las verdaderas condiciones de déficit de N en Valle, requiriéndose a la par el registro de densidad de heterocitos en las Nostocales presentes. Atribuimos esta situación al aporte de nutrientes en el epilimnion desde el hipolimnion y su aprovechamiento diferencial por los diferentes grupos fitoplanctónicos.

Dentro de las Chroococcales, que es el grupo dominante del fitoplancton en el lapso de estudio, se presentaron fundamentalmente especies formadoras de colonias (*Woronichinia naegeliana*, *Microcystis wesenbergii*, *Snowella septentrionalis* y *Microcystis aeruginosa*, Figura 23), todas con aerotopos, los cuales les permiten regular su flotabilidad y, por ende, su posición en la columna de agua. Esta característica las provee de ventajas: por un lado al competir con otras especies de fitoplancton por luz y nutrientes (Dokulil, 2002); por otro, para evitar la sedimentación, lo que les facilita generar importantes florecimientos en superficie y mantenerse en la capa de mezcla durante la estratificación. Otro factor que resulta favorable para las cianoprocarotas son condiciones de altas temperaturas (Calijuri, *et al.*, 2002), lo que se observa en la capa de mezcla durante la estratificación en Valle.

En este grupo detectamos, al igual que en las diatomeas, un binomio de especies dominantes: *Woronichinia naegeliana* durante el 2008 y *Microcystis wesenbergii* durante el 2009. Se podrían relacionar los máximos de las dos especies con aportes de P al sistema: al parecer *W. naegeliana* es más afín a concentraciones mayores de fósforo (P) que *M. wesenbergii* (Xu *et al.*, 2008), y en Valle, justamente en 2008 se registraron mayores aportes de P que en 2009. En relación con otros posibles factores que determinen su distribución, *W. naegeliana* muestra la tendencia a liberar planocitos, que a su vez pueden ser fácilmente consumidos por los filtradores; en cambio, *M. wesenbergii* posee como característica, de fácil reconocimiento en el microscopio óptico, una cubierta de grueso mucílago, además de formar colonias que pueden alcanzar tamaños muy grandes, indudablemente una eficaz protección ante la

herbivoría, que probablemente le permitió extender su crecimiento a la mezcla de 2009.

### **Clorofíceas y otros grupos fitoplanctónicos**

La biomasa de Clorofitas a lo largo del periodo de estudio fue menor a  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , con excepción de un pico que se registró durante la estratificación del 2008 ( $19 \text{ mg L}^{-1}$  en agosto), debido principalmente a *Mougeotia* sp. (Zignematal), que se ha reportado como típica de estratificación en el embalse Valle de Bravo (Deguchi, 1980; Gaytán *et al.*, 2002; Cruz, 2007; Valeriano, 2007; Jiménez Arreola, 2010). Se hipotetiza que esta especie funge como ticoplanctónica, en el sentido de que una parte de su ciclo de vida probablemente se asocia con un hábitat bentónico, y cuando se observa en la columna, siempre en temporada de estratificación, se encuentra en fase de activa reproducción vegetativa, ya que nunca se ha observado la reproducción sexual.

Otro orden importante de clorofíceas es el de Desmidiáles, las cuales se presentaron principalmente en los periodos de estratificación y los considerados como de transición (octubre y marzo). De las especies encontradas, *Closterium* spp., *Staurastrum* spp. y *Cosmarium* sp. pueden asociarse con sistemas acuáticos dulceacuícolas de condiciones eutróficas (Gerrath, 2003). A diferencia de los anteriores, *Closterium aciculare* se presentó con relativa abundancia durante el estudio; en general, se considera que su registro en cuerpos de agua eutróficos está más ligado a la presencia de amonio, debido a que carece de la actividad nitrato reductasa, lo que le impide la incorporación de nitratos para su crecimiento (Gerrath, 2003). Aunque el amonio es relativamente escaso en el epilimnion, durante el periodo de circulación entre 2008-2009 se presentó un incremento, el cual coincidió con los máximos en biomasa de *C. aciculare* ( $3.6 \text{ mg L}^{-1}$ ); en estratificación, sus picos de biomasa pueden deberse al posible aporte de nitrógeno reducido al epilimnion por las mezclas puntuales que se ha mencionado con anterioridad, que posiblemente es aprovechado antes de su oxidación, además de que es una especie considerada

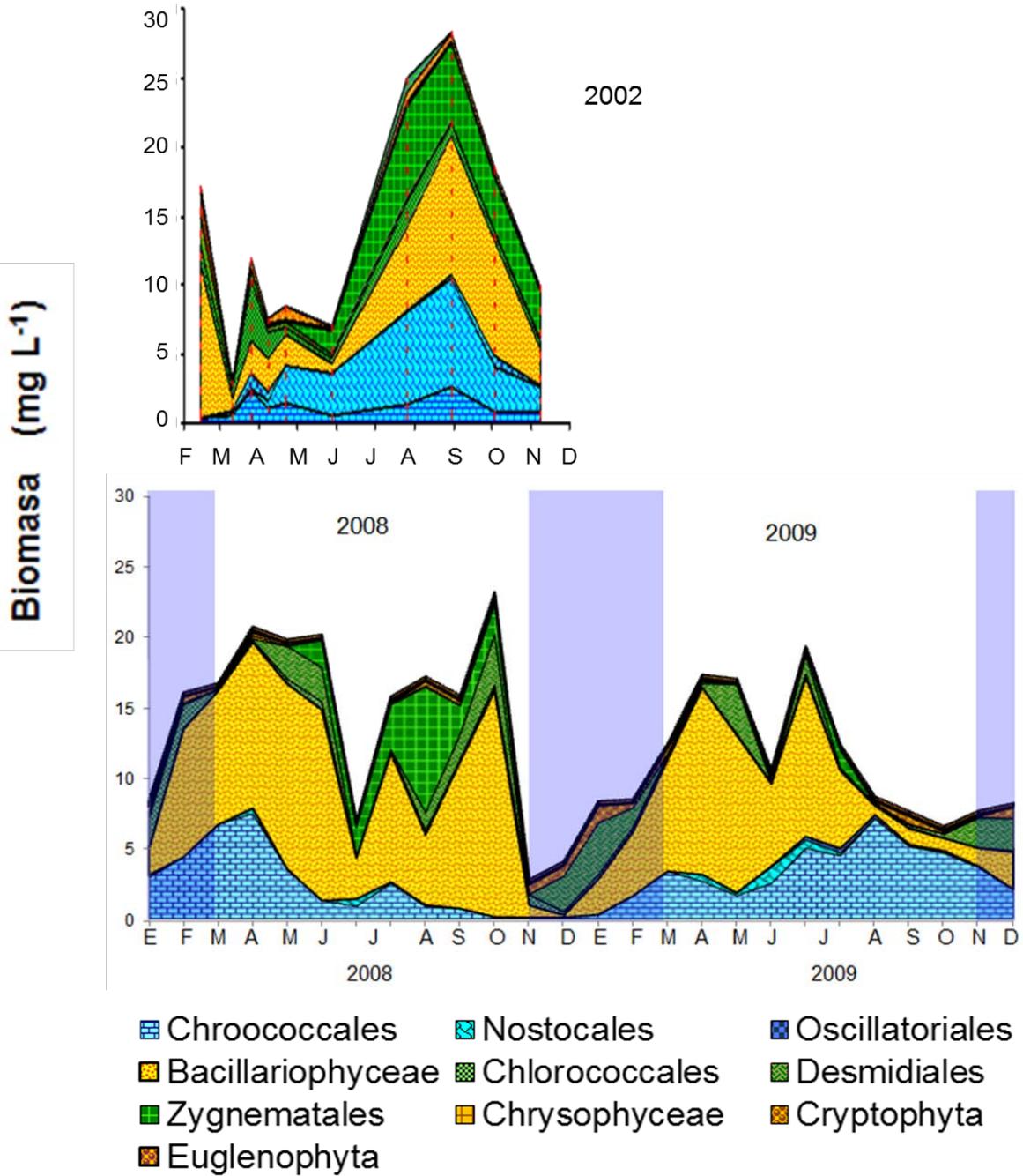


Figura 32. Comparación de la biomasa fitoplanctónica en el embalse Valle de Bravo durante el periodo 2002 y 2008-2009. Las franjas señalan los periodos de mezcla

como buena competidora por luz debido a su morfología en forma de aguja, lo cual le permite que el cloroplasto tenga un área mayor de captación de luz (Naselli-Flores y Barone, 2007).

El aporte en biomasa del resto de los grupos fitoplanctónicos (flageladas) fue escaso y constante durante 2008-2009 (Figura 19). El grupo Cryptomonadales presentó ligeros incrementos en biomasa durante la mezcla, debido probablemente a que estos organismos toleran condiciones de relativamente baja disponibilidad de luz (Reynolds *et al.*, 2002), condición que se presenta durante la época de circulación en el embalse. Estos incrementos resultan significativos, pues se consideran especies sensibles al pastoreo, y es en mezcla cuando se registran las mayores densidades de zooplancton (Ramírez, *et al.*, 2002; Nandini *et al.*, 2008; Jiménez, 2009; Jiménez-Contreras *et al.*, 2009), es decir, que incrementó su densidad a pesar de sufrir la mayor presión predatoria. Lo anterior también aplica para *Chrysochromulina* sp., reportada como característica de condiciones meso-eutróficas y condiciones de baja disponibilidad de luz (Reynolds *et al.*, 2002).

En resumen, resulta interesante ratificar, en relación con el fitoplancton, que las condiciones de mezcla en el embalse, esperadas con elevadas biomásas de diatomeas, resultan en lo contrario, biomásas disminuidas y una composición en la que son importantes otros grupos, aunque con menores biomásas que en estratificación. Postulamos que lo anterior se debe a causas multifactoriales, entre las que destaca el fenómeno que hemos denominado “efecto de colador periférico” en Valle, que introduce nutrientes al epilimnion que son rápidamente consumidos por grupos como las diatomeas, y propicia una notable reducción de especies consideradas como nocivas por su formación de metabolitos secundarios (toxinas), como son las Nostocales, lo que se aprecia en la comparación de biomásas de los grandes grupos entre 2002 y 2008-2009 (Figura 32).

La temperatura podría también ser un factor importante que favorece o limita el desarrollo de las especies fitoplanctónicas presentes en el embalse, ya que para varias de ellas (e.g., *Fragilaria crotonensis*, *Synedra ulna*, *Cyclotella ocellata*, *Microcystis wesenbergii*, *Cylindrospermopsis*) se reportan óptimos de crecimiento en temperaturas mayores a los 20°C (Tilman *et al.*, 1982; Dauta, *et al.*, 1990; Dokulil, 2002; Calijuri, *et al.*, 2002), que pueden encontrarse en Valle en la capa de mezcla durante la estratificación.

Otro factor es la disponibilidad de luz, que juega un papel importante en el embalse, reflejado en las relaciones  $Z_{eu}/Z_{mix}$ , sobre todo durante la fase de mezcla, que es cuando hay menores concentraciones de biomasa fitoplanctónica (lo que también puede ser causado –con base en trabajos previos (Ramírez, *et al.*, 2002; Nandini *et al.*, 2008; Jiménez, 2009; Jiménez-Contreras *et al.*, 2009) cuyos resultados son aplicables a este estudio- por una mayor herbivoría relacionada con los aumentos de biomasa zooplanctónica). A este respecto, Naselli-Flores y Barone (2007) mencionan que, bajo condiciones disminuidas de luz ( $Z_{eu}/Z_{mix}<1$ ), es común encontrar especies fitoplanctónicas con morfologías “atenuadas”, ya que esta característica les dará ventaja al facilitar una mayor exposición del cloroplasto a la luz. En Valle, esto podría aplicarse a los géneros *Closterium*, *Aulacoseira* y *Mougeotia*. Otras adaptaciones que pueden favorecer a las especies en estas condiciones son la presencia de pigmentos auxiliares que les permite absorber la luz de diferentes longitudes de onda, como *M. wesenbergii* y otras cianoprocarotas.

Otra característica que influiría en el remplazo de especies en Valle sería la presencia de aerotopos en las cianoprocarotas, los cuales les facilita su desplazamiento en la columna de agua, como ocurre con *Woronichinia* y *Microcystis*, lo que les aporta ventajas adaptativas para el aprovechamiento de luz y nutrientes.

Por último, la bajada tan pronunciada en el nivel del embalse afectó incrementando el flujo de agua entre hipo y epilimnion por mezclas parciales que no alcanzaron a modificar el régimen térmico del embalse. Dicho intercambio de agua entre ambos compartimientos, evidenciado principal e indirectamente por el incremento de temperatura del hipolimnion, facilitó la inyección de Nitrógeno, lo que se dedujo indirectamente por la disminución de nostocales, así como de la densidad de heterocitos. Asimismo, facilitó los florecimientos de diatomeas en el epilimnion.

## Conclusiones

- El nivel mínimo del embalse Valle de Bravo disminuyó por debajo de 1820m s.n.m. pero no cambió el régimen a polimíctico discontinuo, sino que mantuvo su estratificación como monomíctico cálido.
- El incremento hipolimnético de temperatura se considera como evidencia indirecta, pero robusta, de un incremento en los eventos de mezcla periféricos entre el epi- y el hipolimnion, atribuidos al basculamiento de la termoclina por los fuertes vientos diurnos.
- Como resultado de estas mezclas periféricas (que hemos denominado “efecto de colador periférico”), se postula que, en fase de estratificación, el hipolimnion inyecta nutrientes, principalmente P y N, en el epilimnion.
- Los nutrientes en la capa de mezcla durante la estratificación no reflejan la dinámica de frecuentes inyecciones procedentes del hipolimnion, pues son rápidamente asimilados por los grupos fitoplanctónicos
- Lo anterior, junto con temperaturas mayores a 20°C, puede explicar los picos de biomasa en estratificación, que incluyen florecimientos cianoprocariontes chroococcales (*W. naegeliana* y *M. wesenbergii*) y de diatomeas planctónicas (*Fragilaria crotonensis* y *Cyclotella ocellata*). Además, *C. ocellata* se vio favorecida por el incremento de la proporción  $Z_{eu}/Z_{mix}$  que indica mayor cantidad de luz disponible.
- Al contrario de lo que se esperaba, en fase de mezcla se registraron menores biomásas fitoplanctónicas y condiciones de mayor transparencia. Lo anterior se atribuye parcialmente a una probable limitación del fitoplancton por luz, debido a relaciones  $Z_{eu}/Z_{mix}$  muy inferiores a 1.
- En relación con el sílice, los valores máximos observados fueron inferiores a los promedios registrados en estudios anteriores, lo que se relaciona con la disminución en el aporte por ríos –resultado de condiciones excepcionalmente secas en la región durante 2008 y 2009-, así como al consumo por parte de las diatomeas planctónicas.

- Con el máximo descenso de nivel se registraron mayores incrementos de temperatura hipolimnética, así como elevadas biomásas de diatomeas planctónicas en estratificación; por tales razones, se aportan evidencias conducentes a confirmar la hipótesis de que bajos niveles en el embalse propician la inyección de nutrientes al epilimnion, especialmente de nitrógeno, por lo que no se ve favorecido el crecimiento de las Nostocales.
- En el lapso de estudio, las mayores biomásas de cianoprocariotas fueron de Chroococcales y se encontraron en estratificación, conjuntamente con bajas proporciones N:P y concentraciones de NID por debajo los valores considerados como limitantes.
- La presencia de heterocitos en las Nostocales se asoció con las fases de mayor limitación de nitrógeno. Postulamos que exclusivamente hay una carencia de NID en el embalse cuando una relación N:P disminuida y valores de NID considerados como limitantes van acompañados de la presencia de Nostocales que están en fase activa de formación de heterocitos.
- No se observó lo que se había hipotetizado en cuanto a la dominancia compartida de Chroococcales y diatomeas arrafídeas, puesto que durante el periodo de estudio, el embalse estuvo dominado por otras diatomeas, principalmente la central *Cyclotella ocellata* (adicional a la arrafídea *Fragilaria crotonensis*), clorofitas y cianoprocariotas Chroococcales. Es decir, hubo una mayor variabilidad en la dominancia de los grupos, en relación con lo esperado por los patrones de comportamiento estudiados con anterioridad.
- La parcial limitación por luz, principalmente durante el periodo de mezcla, podría explicar las bajas biomásas en este periodo. Adicionalmente, la disminución de la temperatura parece imponer condiciones menos favorables en circulación para las especies de diatomeas y cianoprocariotas responsables de los florecimientos observados en estratificación.

## LITERATURA CITADA

- Andrade, C. V., 1995. *Fitoplancton de la zona litoral de la laguna Verde, Bosencheve, Estado de México*. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. UNAM. México. 72 pp.
- Antenucci, J. P.; Ghadouani, A.; Buford, M. A.; Romero, J. R. 2005. The long-term effect of artificial destratification on phytoplankton species composition in a subtropical reservoir. *Freshwater Biology* 50:1081-1093
- APHA, AWWA, WPCF. 1992. *Metodos Normalizados para el análisis de Aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. España. 221 pp.
- Arcos, R. R.; Díaz, R. G.; Domínguez, R. A. 2002. *Comportamiento espacial de los parámetros físicos y químicos dentro de los canales chinamperos de Xochimilco en el periodo 2001– 2002*. II Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Limnología. Facultad de Ciencias UNAM. México. 9 pp.
- Ardiles, G. V. S. 2011. Dinámica a largo plazo de la biomasa fitoplanctónica en un lago monomítico cálido tropical. Tesis doctorado. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología UNAM. México 134pp.
- Bailey-Watts, A. E., E. J. Wise, and A. Kirika. 1987. An experiment in phytoplankton ecology and applied fishery management: effects of artificial aeration on troublesome algal blooms in a small eutrophic loch. *Aquaculture and Fisheries Management* 18:259–276
- Calijuri, M. C.; Dos Santos, A. C. A.; Jati, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonito, S. P. Brasil) *Journal of Plankton Research* 24(7): 217-634
- Carnero, V. 2008. *Reconstrucción de la evolución trófica de un embalse tropical monomítico (Valle de Bravo, México) mediante el análisis de dos núcleos sedimentarios*. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Maestría en Ciencias (Química Acuática).
- Casterlin, M.E.; Wallace, R.W.; Lindquist, D.G.; Yarbrough, G.C. 1984. Algal and Physicochemical indicators of eutrofication in a lake harboring endemic species: Lake Waccamaw, North Carolina. *The Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 100(3):83-103.
- Chávez, A. M. M. 1986. *Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Estado de México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias UNAM. México. 227 pp.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 1998. *Determinación de la población de peces en la presa Valle de Bravo, Edo México, con fines de manejo del embalse*. Convenio de colaboración con ACUAGRANJAS, Clave GT-308-GAVM-98-I.
- Cohen, A. S. 2003. *Paleolimnology. The History and Evolution of Lake Systems*. Oxford University Press New York. 500 pp.

- Comas G. A. 1996. *Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba*. Cramer. Stuttgart, Berlín 192 pp.
- CONAGUA, 2011. En línea [<http://smn.conagua.gob.mx>]
- CONAGUA (Comisión Nacional de Agua) (2008). Comisión de Cuenca Valle de Bravo-Amanalco: Presa de Valle de Bravo. <http://www.cuencaamanalcovalle.org/>
- Contreras, E. F. 1984. Manual de Técnicas Hidrobiológicas. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. México
- Cruz y Cruz, I. (2007). *Biomasa y composición del fitoplancton de un embalse tropical de altura: Valle de Bravo, México, de febrero a noviembre de 2002*. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Maestría en Ciencias (Limnología)
- Dauta, A.; Devaux, J.; Piquemal, F.; Boumnick, L. 1990. Growth rate four freshwater algae in relation to light and temperatura. *Hydrobiologia* 207: 221-226
- Deguchi, J.; Nakasawa, A.; Gutiérrez, C. 1980. Studies on inter-specific relation of fishies in the dam Valle de Bravo, Mexico, on the environment. *Bull. Coll. Agr. And Vet. Med. Univ.* 37: 154-259
- Dokulil, M. y Teubner. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438:1-12
- Donar, M. C.; Neely, K. R.; Stoermer, F. E. 1996. Diatom succession in an urban reservoir system. *Journal of Paleolimnology* 15: 237 – 243
- Downing, John A.; Watson, Susan B.; McCauley, Edward. 2001. Predicting Cyanobacterial dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1905-1908
- Fonseca, B. M.; Bicudo, C. E. de M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garcas Pond, Brasil). *Hidrobiologia* 600: 267-282.
- Flöder, S. y Sommer, U. Diversity in planktonic communities: An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. *Limnol. Oceanogr.* 44 (4): 1114-1119
- Flores, M. A. E. 2011. *Composición y variación temporal de los grupos funcionales fitoplanctónicos en un embalse tropical*. Tesis Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México. 85 pp.
- Franco, J. 1981 *Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Edo. de Méx.* Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. UNAM. México. 90 pp.
- García, R. J.; Tavera, R. 1998. Fitoplancton del Lago de Zempoala. *Bol. Soc. Bot. México* 63: 85-100
- Gaytán, H. M.; Oliva, M. M. G.; Ramírez, G. P.; Hurtado, B. D.; Ibarra, M. M. R.; Vilaclara, F. G.; Cuna, P. E. 2002. *Variación del fitoplancton de superficie del embalse Valle de Bravo, durante el período julio-diciembre del año 2000*. II Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Limnología. Facultad de Ciencias UNAM. México. Pág. 68.

- Gerrath, J. F. 2003. Conjugating green algae and desmids in Wehr, J.D. y Sheath, R.G. *Freshwater algae of North America*. Academic Press. USA. 422 pp.
- Gikuma-Njuru, P.; Mwirigi, P.; Okungu, J.; Hecky, R.E.; Abuodha, J. (2005) Spatial-temporal variability of phytoplankton abundance and species composition in Lake Victoria, Kenya: implication for water quality management. Proceedings of the 11th World Lake Conference Nairobi, Kenya. 2:155-159
- Gómez, N. 1991. Poblaciones de diatomeas planctónicas en una represa subtropical: Embalse Río III, Argentina. *Anns Limnol.* 27 (1): 3-14
- Hillebrand, H.; Durselen C. D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U; Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**: 403-424.
- Hernández-Avilés, J. S.; Macek, M.; Alcocer, J.; López-Trejo, B.; Merino-Ibarra, M. 2010. Prokaryotic picoplankton dynamics in a warm-monomictic saline lake: temporal and spatial variation in structure and composition. *Journal of Plankton Research* 32 (9):1301-1314
- Huisman, j.; Sharples, J.; Stroom, J. M.; Visser, P. M.; Kardinaal, W. E. A.; Verspagen, J. M. H.; Sommeijer, B. 2004. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology* 85(11): 2960-2970.
- IDECA, 1999. *Estudio limnológico de la presa de Valle de Bravo, México*. Informe presentado a GRAVAMEX.
- Idso, S. B. Y Gilbert, R. G. 1974. On the universality of the poole and atkins secchi disk-Light extinction equation. *Journal of Applied Ecology.* 11(1): 399-401
- IMTA, (1994, 1997, 1998). Informes de los proyectos RD-9412, RD-9716 y RD-9813, presentados a GRAVAMEX.
- Interlandi, S. J.; Kilham, S. S.; Theriot, E. C. 1999. Responses of phytoplankton to varied resource availability in large lakes of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 44 (3): 668-682
- Interlandi, S. J.; Kilham, S. S.; Theriot, E. C. 2003. Diatom-Chemistry relationships in Yellowstone Lake (Wyoming) sediments: Implications for climatic and aquatic processes research. *Limnol. Oceanogr.* 48(1): 79-92
- Jiménez, Arreola G. *Variaciones en la dominancia de grupos fitoplanctónicos en un embalse tropical manipulado*. Resúmenes del congreso de Planctología 2009. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. México. 156 pp.
- Jiménez, Contreras J. 2009. Evaluación de los cambios en la comunidad zooplanctónica durante tres ciclos anuales en un embalse profundo (Valle de Bravo, México) con importantes variaciones en el nivel. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México. 70 pp
- Kalf, J. 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystem*. Prentice Hall. 592 pp.

- Komárek, J. y Anagnostidis, K. 1999. *Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 19/1: Cyanoprokariota. 1 Teil: Chroococcales*. Gustav Fischer. Jena. 548 pp.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. 2005. *Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 19/2: Cyanoprokariota. 2 Teil: Oscillatoriales*. Spektrum Akad. Verl. 759 pp.
- Krammer, K & H. Lange-Bertalot. 1986. *Suesswasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae, 1 Teil: Naviculaceae*. Gustav Fischer verlag, Stuttgart, 440 pp.
- Krammer, K & H. Lange-Bertalot. 1988. *Suesswasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae, 2 Teil: Epithemiaceae, Surirellaceae*, Band 2/2: Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 437 pp.
- Krammer, K & H. Lange-Bertalot. 1991. *Suesswasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae, 3 Teil: Centrales, Fragilariceae, Eunotiaceae*. Gustav Fischer verlag, Stuttgart, 576 pp.
- Lampert W. y Sommer U. 1997. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. Oxford. 382 pp.
- Lampert, W. y Sommer, U. 2007. *Limnoecology. The ecology of lakes and Streams. Second Edition*. University Press Oxford. 324 pp.
- Larelle, D. F y L. J. Duivenvoorden, 2000. A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia*. 438:13-24
- Lewis, W. M. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In F. Schiemer y K. T. Boland (Eds.). *Perspectives in tropical Limnology*. Academic Publishing by, Amsterdam, The Netherlands. 43-64 pp.
- Lopéz, S. A. 1973. El relieve Kárstico de Valle de Bravo, Estado de México. *An. Inst. Geograf. México. Vol. 4*: 88-93.
- López, L. E.; Serna, J. A. 1999. Variación estacional del zooplancton del Embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México y su relación con el fitoplancton y factores ambientales. *Rev. Biol. Trop.* 41(4):643-657.
- Magaña, M. P. A.; Cervantes, G. M. C. 2002. *Propuesta de un monitoreo rutinario para evaluar el estado trófico en lagos y embalses por medio de la comunidad fitoplánctica*. II Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Limnología. Facultad de Ciencias UNAM. México. Pág. 90
- Margalef, R. 1995. *Ecología*. Omega. Barcelona, España.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Martínez, R. E., 1998. *Determinación de ficotoxinas en la presa de Valle de Bravo*. CNA-IMTA.
- Mendoza, G. 1985. Estudio ficológico estacional de la Laguna de Victoria o de Santiago Tilapia, México. *Phytología*. 58(7):479-487.

- Merino-Ibarra, M.; Monroy-Ríos, E.; Vilaclara, G.; Castillo, F. S.; Gallegos, M. E.; y Ramírez-Zierold, J. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquat Ecol.* 42:335-345.
- Merino-Ibarra, M.; Monroy-Ríos, E.; Castillo, S.; Ramírez-Zierold, J.; Gallegos, M. E.; Alcocer, J. 2003. Wind-driven upwelling indicated by hydrological variability in a tropical eutrophied reservoir, Valle de Bravo, Mexico. In 4<sup>th</sup> International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality: 228-231, Institute of Hydrobiology, Academy of Sciences of the Czech Republic, České Budejovice, Czech Republic.
- Michel, T. J.; Saros, J. E.; Interlandi, S. J. y Wolfe, A. P. 2006. Resource requirements of four freshwater diatom taxa determined by *in situ* growth bioassays using natural populations from alpine lakes. *Hydrobiologia* 568: 235-243
- Monroy, E., M. Merino, G. Vilaclara, S. Castillo, M. Gallegos y J. Ramírez. 2002. *Dinámica de nutrientes en un embalse tropical en eutrofización, Valle de Bravo, México*. Libro de Resúmenes del XI Congreso de la Asociación española de Limnología y III Reunión de Limnólogos Ibéricos, Madrid, España. Pág. XX.
- Monroy, R. E. 2004. Hidrología del Embalse de Valle de Bravo, México. Tesis de Maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México. 100 pp.
- Moreno-Ostos, Enrique; Cruz-Pizarro, Luis; Basanta, D. Ana; George, Glen. 2009. The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. *Aquat Ecol* (2009) 43:271–284
- Moustaka-Gouni, M.; Vardaka, E.; Tryfon, E. 2007. Phytoplankton species succession in a shallow Mediterranean lake (L. Kastoria, Greece): steady-state dominance of *Limnothrix redekei*, *Microcystis aeruginosa* and *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia* 575:129-140
- Nandini, S. M.; Merino-Ibarra, M.; y Sarma, S.S.S. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake Reservoir Manag.* 24: 321-330.
- Naselli-Flores, L. & R. Barone, 1997. Importance of water-level fluctuation on population dynamics of cladocera in a hypertrophic reservoir (Lake Arancio, south-west Sicily, Italy). *Hydrobiologia* 360: 223–232.
- Naselli-Flores, L & R. Barone, 2000. Phytoplankton dynamics and structure: a comparative analysis in natural and man-made water bodies of different trophic state. *Hydrobiologia.* 438:65-74.
- Naselli-Flores L. y Barone R. 2005. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia* (2005) 548: 85 – 99

- Nishri, A.; Rimmer, A.; Wagner, U. Rosentraub, Z. y Yeates, P. 2011. Physical Controls on Spatial Variability in Decomposition of Organic Matter in Lake Kinneret, Israel. *Aquat Geochem* 17: 195-207
- Oliva, M. G.; Lugo, V. A.; Peralta, L.; Sánchez, M. R. 2001. Phytoplankton dynamic in a deep tropical lake. *Hydrobiología*. 466:299-306.
- Oliva, M.G.; Lugo, A.; Alcocer, J.; Peralta, L.; Oseguera, L.A. 2009. Planktonic Bloom-forming Nodularia in the saline Lake Alchichica, Mexico. *Natural Resources and Environmental Issues*. Vol. 15, Art. 22. Available at: <http://digitalcommons.usu.edu/nrei/vol15/iss1/22>
- Olvera, V. V. 1990. *Estudio de la eutrofización del embalse Valle de Bravo, México*. M. Sc. Disertación, Facultad de Ciencias UNAM. México. 87 pp.
- Olvera, V. V.; I. Bravo y C. Sánchez, 1993. *Limnología, monitoreo de Vibrio cholerae y manejo de la cuenca de la presa de Valle de Bravo, México*. Informe a GRAVAMEX.
- Olvera, V. V.; Bravo, I.L.; Sánchez, C.J. 1998. Aquatic ecology and management assessment in Valle de Bravo reservoir and its watershed. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1:277-290.
- Ortega, M. M.; Godínez, J. L. 1994. Perspectivas de la ficología en México. *Bol. Soc. Bot. México* 55:115-122.
- Ortega, M. M.; Godínez, J. L; Garduño, G. S.; Oliva, M. G. M. 1994. *Ficología de México*. Algas Continentales. AGT Editor. México. 221pp.
- Padisák, J. 1993. The influence of different disturbance on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia* 249: 135-156
- Pérez, M. L. A. 2003. *Chlorophytas epicontinentales de la faja volcánica transmexicana*. Tesis de Biólogo. Facultad de Estudios Superiores Iztacala UNAM. México.
- Ptacnik, R.; Andersen, T.; Tamminen, T. 2010. Performance on the Redfield Ratio and a family of nutrient limitation indicators as thresholds for phytoplankton N vs. P limitation. *Ecosystems* 13:1201-1214.
- Ramírez, G. P.; Nandini, S.; Sarma, S.; Robles, E.; Cuesta, I. y Hurtado, D. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia*. 00:1-10.
- Ramírez, Z. J.; Merino, I. M; Vilaclara, F. G.; Castillo, S. S.; Gallegos, M. M. y Monroy, R. E. 2002. *Variación espacio-temporal de nutrientes en el embalse eutrofizado de Valle de Bravo, Estado de México*. II Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Limnología. Facultad de Ciencias UNAM. México. Pág. 20.
- Ramírez, Z. J.; Merino, I. M; Monroy, R. E.; Olson, M.; Castillo, F. S.; Gallegos, M. E: y Vilaclara, G. 2004. *External loads and nutrient recycling in a tropical eutrophied reservoir, Valle de Bravo, México*. Congreso en España.

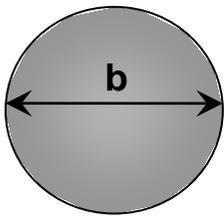
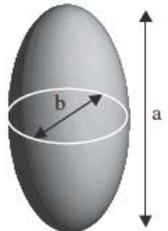
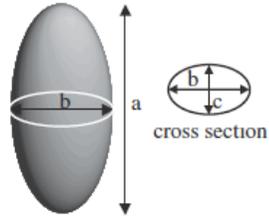
- Ramírez-Zierold, J. A.; Merino-Ibarra, M.; Monroy-Ríos, E.; Olson, M.; Castillo, F. S.; Gallegos, M. E.; Vilaclara, G. 2010. Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake Reserv Manage*. Accepted.
- Ramírez, Zierold, J. A. 2010. Dinámica biogeoquímica de N y P de un embalse tropical eutrofizado (Valle de Bravo, Estado de México). Tesis doctoral. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México. 107 pp.
- Ramos-Higuera. E.; Alcocer. J.; Ortega, M. E.; Camacho, A. 2008. Nitrogéno: Elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en un lago oligotrófico tropical. *Hidrobiológica* 18 (1): 105-113
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 205-221.
- Reynolds, C. S., S. W. Wiseman, B. M. Godfrey, and C. Butterwick. 1983. Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *Journal of Plankton Research* 5:203–234.
- Reynolds, C. S. 1984. *The ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge. 390 pp.
- Reynolds, C. S., 1989. *Physical determinants of phytoplankton succession*. In Sommer, U. (Ed.). *Plankton ecology: succession in plankton communities*. Springer-Verlag. 9-51.
- Reynolds, C. S.; Pádisak, J.; Sommer, U. 1993. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia* 249: 183-188
- Reynolds, C.S.1999. Non –determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiology*. 146: 1 23-35
- Reynolds, C. S.; Huszar, V.; Kruk, C. Naselli-Flores, L.; Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton Research* 24(5):417-426.
- Reynolds, C. S. 2006. *The Ecology of phytoplankton. Ecology, biodiversity, and conservation*. Cambridge University Press. 535 pp.
- Robbins, W. W. 1966. *Botánica*. Limusa. México. 608 pp.
- Roldán, P. G. y Ramírez, R. J. J. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Segunda edición. Editorial Universidad de Antioquia Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 440 pp
- Round, F.E.; Crawford, R.M. & Mann, D.G. 1990. *The diatoms. Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press, London.747 pp.
- Sas, H. 1989. *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations. Experiences. Extrapolations*. Academia Verlag Richarz GmbH. 497 pp.
- Salmaso, N., 2000. Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps, with special reference to Lake Garda. *Hydrobiologia*. 438:43-63

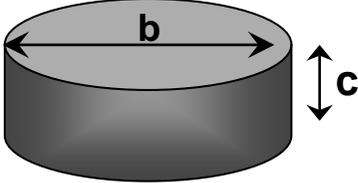
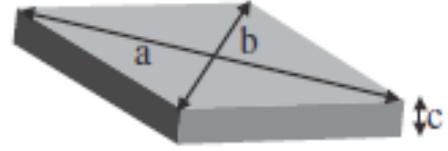
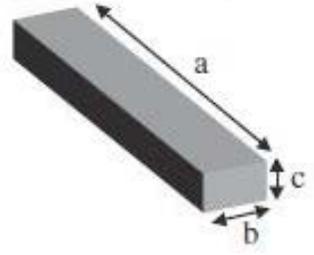
- Scagel, R. F. 1987. *El Reino Vegetal*. Omega. Barcelona, España. 659 pp.
- Scagel, R. F. 1991. *Plantas no vasculares*. Omega. Barcelona. 548 pp.
- Sieburth J. McN., V. Smetacek and J. Lenz. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23:1256-1263.
- Smith, V. H. & Bennett, S.J. 1999. Nitrogen: phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Arch. Hydrobiology* 146. 1 37-53.
- Sommer, U. 1999. A comment on the proper use of nutrient ratios in microalgal ecology. *Arch. Hydrobiology* 146 1 55-64.
- Stoermer, F. y J.P. Smol. 1999. *The Diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press. Inglaterra. 73-76 pags.
- Sun, J. and Liu, D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 25: 1331-1346.
- Tavera, R. y Martínez-Almeida, V. 2005. Atelomixis as a posible driving force in the phytoplankton composition of Zirahuén, a warm-monomictic tropical lake. *Hydrobiologia* 533: 199-208.
- Tilman, D.; Kilham. S. S.; Kilham, P. 1982. Phytoplankton Community Ecology: The role of limiting Nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 349-372
- Tyler, J. E. 1968. The Secchi Disc. *Limnology and Oceanography* Vol. 18 (1)
- Umaña, Villalobos Gerardo. 2006. Ciclo anual de estratificación y circulación en el Embalse Arenal, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 54 (Supl. 1): 257-263
- Valadez, F.; Oliva, G; Vilaclara, G.; Caballero, M.; Rodríguez, D. C. 2005. On the presence of *Stephanodiscus niagarae* Ehrenberg in central México. *Journal of Paleolimnology* (2005) 34: 147-157
- Valdespino, P. M. (2008). *Metabolismo comunitario (producción bruta, respiración y producción neta) en un embalse tropical, monomíctico y eutrófico (Valle de Bravo, México)*. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Maestría en Ciencias (Limnología).
- Valeriano, R. M. E.; Ramírez, G. P.; Gaytán, H. M. L.; Oliva, M. M. G.; Ibarra M. M. R; Hurtado, B. M. D; Vilaclara, F.G. 2003. *Variación de las comunidades fitoplanctónicas del embalse de Valle de Bravo, Estado de México, durante enero a mayo del 2002*. XXII Coloquio de Investigación. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. México.
- Valeriano, R. M. E., 2007. *Fluctuaciones temporales del fitoplancton y algunos descriptores limnológicos del embalse Valle de Bravo durante un ciclo de ca. 30 horas en octubre de 2002*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, México. 65pp.
- Vallentyne, J. R. 1979. *Introducción a la Limnología*. Omega. Barcelona. 195 pp.

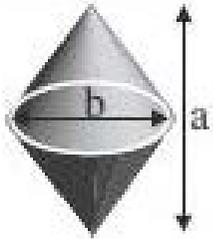
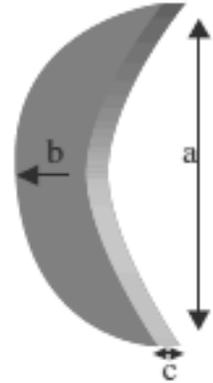
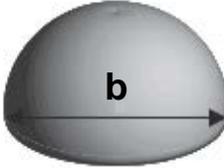
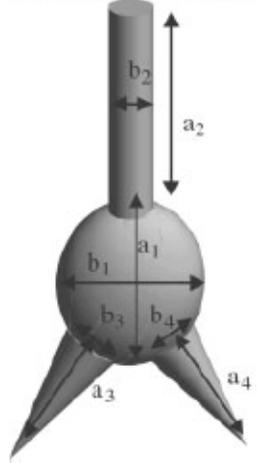
- Verver y Vargas, G. J. 2005. Dinámica espacio-temporal de los parámetros físicos y químicos y su relación con la clorofila a en un lago urbano eutrófico. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. México. 64 pp.
- Wang, L.; Cai, Q.; Xu, Y.; Kong, L.; Tan, L.; Zhang, M. 2011. Weekly dynamics of phytoplankton functional groups under high water level fluctuations in a subtropical reservoir-by. *Aquat. Ecol.* 45:197-212.
- Wehr, J.D. y Sheath, R.G. 2003. *Freshwater algae of North America*. Academic Press. USA. 422 pp.
- Wetzel, R. 1983. *Limnology*. Omega. Barcelona. España. 679 pp.
- Wetzel, R.G.; Likens, G.E. 1991. *Limnological Analyses*. Second Edition. Springer-Verlag. New York. 391 pp.
- Wetzel, R. 2001. *Limnology. Lake and river Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 1006 pp.
- Whitton, B.A.; Jhon, D.M.; Brook, A. G. 2003. The fresh algal flora of the British Isles: and identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press, United Kingdom, 702 pp.
- Xu, F-L.; Shu Tao, R: W: Dawson, Pen-Gang Li and Jun Cao, 2001. Lake Ecosystem health assessment: Indicators and Methods. *Wat. Res. Vol. 35*, No. 13, pp. 3157-31-67.

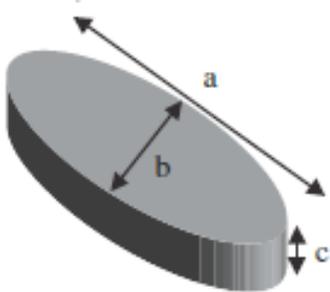
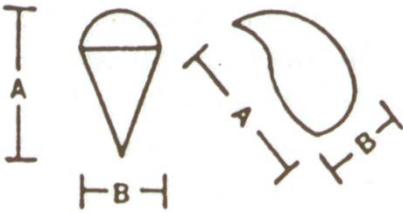
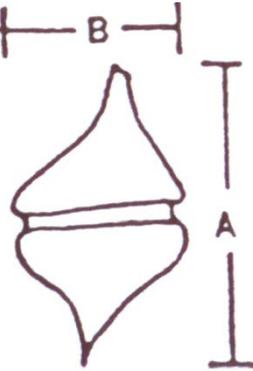
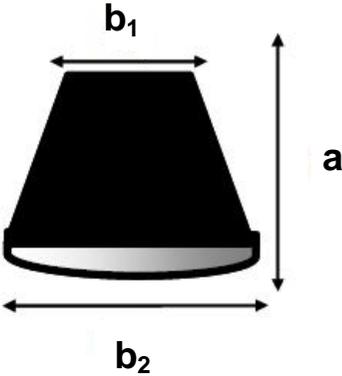
## ANEXO I CALCULO DE BIOVOLUMEN ESPECÍFICO

Listado de las formas geométricas más cercanas a las especies reportadas, que se utilizaron para calcular su biovolumen. Se indica: forma geométrica, modelo matemático, el número y tipo de las dimensiones a medir, géneros (y/o especie) a los que se aplica la forma, algunas anotaciones de la diferencia con respecto a otros conjuntos de formas geométricas utilizadas por otros autores. (b=diámetro, a=longitud y c=altura. Grupo I=CYANOPHYCEAE, Grupo II= CHLOROPHYCEAE, Grupo III=BACILLARIOPHYCEAE, Grupo IV=EUGLENOPHYCEAE, Grupo V=CRYPTOPHYCEAE+DINOPHYCEAE (PYRROPHYTA), Grupo VI=CHRYSOPHYCEAE)

Forma geométrica	Esfera	Esferoide	Elipsoide
			
Fórmula para calcular el volumen	$V = \frac{\pi}{6} \cdot b^3$	$V = \frac{\pi}{6} \cdot b^2 \cdot a$	$V = \frac{\pi}{6} \cdot a \cdot b \cdot c$
Dimensiones a medir	1: b = diámetro	2: a = longitud b = diámetro	3: a=longitud b=diámetro c=altura
Géneros a los que se les aplicó la forma	<b>Grupo I:</b> <i>Aphanotece</i> sp., <i>Snowella septentrionalis</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i> , <i>Microcystis aff. aeruginosa</i> , <i>Microcystis wesenbergii</i> . <i>Anabaena aff. Spiroides</i> <b>Grupo II:</b> <i>Coelastrum</i> sp., <i>Dictyosphaerium</i> sp., <i>Sphaerocystis</i> sp. <i>Paulchulzia tenera</i> <b>Grupo IV:</b> <i>Trachelomonas</i> sp. <b>Grupo VI</b> <i>Chromulina</i> sp.	<b>Grupo I:</b> <i>Woronichinia naegeliana</i> , <i>Aphanotece</i> sp, <i>Anabaena</i> sp, <i>Anabaena aff. Charmichaelii</i> <b>Grupo II:</b> <i>Scenedesmus</i> sp, <i>Nephrocystium agardhianum</i> , <i>Oocystis marsonii</i> , <i>Monoraphidium dybowski</i> , <i>Kirchneriella</i> sp. <i>Lagerheimia ciliata</i> <b>Grupo V:</b> <i>Cryptomonas curvata</i> , <i>C. reflexa</i> <b>Grupo VI:</b> <i>Dinobryon</i> sp. <i>Chrysochromulina</i> sp.	<b>Grupo V:</b> <i>Gymnodinium</i> sp.
Observaciones	La esfera es la forma más sencilla, sólo requiere de una medida. Para <i>Microcystis</i> y <i>Chromulina</i> sp. se utiliza esta forma de acuerdo con Sun y Liu (2003) y Hillebrand et al. (1999), este último también la aplica para <i>Coelastrum</i> sp. Yen el caso de <i>Snowella</i> , Vadrucci et al. (2007). En <i>Aphanotece</i> , Hillebrand et al. (1999) y Sun y Liu (2003) emplea la forma esferoide alargado, debido a que en este género la mayoría de las células son ovoides; sin embargo, en nuestra muestra resultan ser esféricas o ligeramente alargadas, por lo que se aplicó esta forma. Para las restantes, se empleó esta forma por presentar células esféricas.	Esta forma también es utilizada por otros autores como Hillebrand, et al. (1999), Sun y Liu (2003) y Wetzel y Likens (1991) para los géneros: <i>Oocystis</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Dinobryon</i> , <i>Cryptomonas</i> , aunque para esta última, emplean la forma de elipsoide. En el género <i>Anabaena</i> , Hillebrand, et al. (1999) y Sun y Liu (2003) mencionan la forma de esfera, sin embargo se utilizó la de esferoide ya que las células son más alargadas. Para <i>Woronichinia</i> y <i>Nephrocystium</i> también, se utilizó debido a que sus células son esferas alargadas y en vista apical son esféricas. Hillebrand, et al. (1999) proponen la forma de dos conos para el género <i>Monoraphidium</i> , ya que algunas de sus especies presentan formas fusiformes, rectas, curvas, arqueadas o sigmoides; sin embargo en nuestras muestras las células son cilíndricas y ligeramente curvas con los extremos redondeados, por lo que su forma se asemeja más a un esferoide.	Este modelo fue aplicado de acuerdo con Hillebrand et al. (1999), Sun y Liu (2003) y Vadrucci et al. (2007).

Forma geométrica	Cilindro	Prisma	Caja
			
Fórmula para calcular el volumen	$V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot c$	$V = \frac{1}{2} \cdot a \cdot b \cdot c$	$V = a \cdot b \cdot c$
Dimensiones a medir	2: b = diámetro    c = altura	3: a = longitud    b = diámetro    c = altura	3: a = longitud    b = diámetro    c = altura
Géneros a los que se les aplicó la forma	<b>Grupo I:</b> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i> , <i>Pseudanabaena sp.</i> , <i>Limnothrix redekei</i> , <i>Lyngbya birgei</i> <b>Grupo II:</b> <i>Mougeotia sp.</i> <b>Grupo III:</b> <i>Cyclotella ocellata</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Urosolenia erinensis</i>	<b>Grupo III:</b> <i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Nitzschia sp.</i>	<b>Grupo II:</b> <i>Tetraedron minimum</i>
Observaciones	Esta forma se aplicó a los géneros mencionados de acuerdo con Hillebrand et al. (1999), Sun y Liu (2003), Wetzel y Likens (1991) y Vadrucci et al. (2007)	En <i>Nitzschia</i> se utilizó esta forma de acuerdo con Hillebrand, et al. (1999) y Sun y Liu (2003). Sin embargo para <i>Fragilaria</i> utilizan la forma de prisma elíptico, debido a que estos géneros presentan diferentes formas. En este caso se utilizó el prisma, ya que la forma de las células presentes en este estudio asemejan un rombo.	Esta forma fue aplicada en concordancia con Hillebrand, et al. (1999) y Sun y Liu (2003)

Forma geométrica	Dos conos	Prisma en forma de hoz	Media esfera	Elipsoide + Dos conos + Cilindro
				
<b>Fórmula para calcular el volumen</b>	$V = \frac{\pi}{12} \cdot a \cdot b^2$	$V \approx \frac{\pi}{4} \cdot a \cdot b \cdot c$	$V = \frac{\pi}{12} \cdot a^3$	$V = \frac{\pi}{4} \cdot a_2 \cdot b_2^2 + \frac{\pi}{12} \cdot (a_3 + a_4) \cdot b_2^2 + \frac{\pi}{6} \cdot a_1 \cdot b_1 \cdot b_2$ Suponiendo que $b_2 = b_3 = b_4$
<b>Dimensiones a medir</b>	2: a = longitud b = diámetro	3: a = longitud b = diámetro c = altura	1: a = diámetro	Mínimo 6: a = largo b = ancho en cada caso.
<b>Géneros a los que se les aplico la forma</b>	<b>Grupo II:</b> <i>Ankyra</i> sp., <i>Schroederia setigera</i> , <i>Elakatothrix</i> sp.	<b>Grupo I:</b> <i>Dactylococcopsis</i>	<b>Grupo I:</b> <i>Merismopedia trolleri</i> , <b>Grupo II:</b> <i>Cosmarium</i> sp., <i>Staurastrum muticum</i>	<b>Grupo V:</b> <i>Ceratium hirundinella</i>
<b>Observaciones</b>	Este modelo se aplico de acuerdo con Hillebrand, et al. (1999)	Esta forma se utilizó sólo para un género y se aplicó siguiendo la forma geométrica más similar, considerándose $b = c$ , y el resultado se multiplico por 2 debido a que la forma de esta especie es sigmoideo y con está formula solo se calcula el volumen de la mitad de la célula.	Al primer género se le aplicó la forma de media esfera de acuerdo con la forma celular que presenta, pese a que Hillebrand, et al. (1999) proponen la forma de cubo y Sun y Liu (2003) la de caja. En el caso del <i>Cosmarium</i> sp. y <i>Staurastrum muticum</i> se multiplico por dos para calcular la totalidad de la célula.	Esta forma se aplicó siguiendo el criterio de Hillebrand, et al. (1999) y Sun y Liu (2003).

Forma geométrica	Prisma elíptico	Cono/elipsoide	Forma irregular	Cono Truncado
				
<b>Fórmula para calcular el volumen</b>	$V = \frac{\pi}{4} \cdot a \cdot b \cdot c$	$V = \frac{\pi \cdot B^2 (A + B/2)}{12}$	$V = \pi \cdot A \cdot B^2 / 9$	$V = \frac{\pi}{12} \cdot h \cdot (d_1^2 + d_1 \cdot d_2 + d_2^2)$
<b>Dimensiones a medir</b>	3: a = longitud b = diámetro c = altura	2: a = longitud b = diámetro	2: a = longitud b = diámetro	3: b <sub>1</sub> = diámetro menor b <sub>2</sub> = diámetro mayor h = altura
<b>Géneros a los que se les aplico la forma</b>	<b>Grupo II:</b> <i>Closterium aciculare</i> , <i>C. acutum</i> , <b>Grupo III:</b> <i>Ulnaria ulna</i> ( <i>Synedra ulna</i> ), <i>Achnantheidium minutissimum</i>	<b>Grupo V:</b> <i>Cryptomonas marssonii</i> , <i>Rhodomonas sp</i>	<b>Grupo V:</b> <i>Peridinium sp.</i>	<b>Grupo II:</b> <i>Staurastrum sp.</i>
<b>Observaciones</b>	<p>Esta fórmula se utilizó siguiendo la forma geométrica más parecida a las células presentes. Cabe mencionar que Hillebrand et al. (1999) empleó la forma de dos conos para <i>Closterium</i> y Sun y Liu (2003) la de caja para <i>Ulnaria</i> (<i>Synedra</i>). Hillebrand et al., (1999) menciona que al presentar <i>Ulnaria</i> (<i>Synedra</i>) una valva elíptica debe aplicarse esta fórmula. En <i>Achnantheidium</i> se emple esta forma de acuerdo con Hillebrand, et al. (1999) y Sun y Liu (2003).</p>	<p>Modelo aplicado de acuerdo con Wetzel y Likens (1991).</p>	<p>Forma utilizada en concordancia con Wetzel y Likens (1991).</p>	<p>Este modelo se aplicó de acuerdo con Hillebrand, et al. (1999), aunque este autor solo toma en cuenta el cuerpo del organismo y en nuestro caso, también se se aplicó la forma de cilindro para calcular el biovolumen de los brazos. El resultado se multiplicó por dos ya que esta especie está constituida de 2 hemicélulas.</p>

## ANEXO II. FICHAS TAXONÓMICAS

A continuación se cita la ubicación taxonómica y la descripción de los taxa registrados en este trabajo, tomando en cuenta los criterios de los siguientes autores: Komárek y Anagnostidis (1999) para Chroococcales, Prescott (1982) y Komárek (1989) para Nostocales, Komárek y Anagnostidis (1989 y 2005) para Oscillatoriales; Comas (1996) para Chlorococcales, y Wher and Sheath (2003) y Ortega (1984) para las restantes. En la descripción de cada taxa, sólo se tomaron en cuenta a aquellos con una abundancia del 5% o más; adicionalmente, se han descrito algunas especies con más baja abundancia, pero importantes por algún otro aspecto,

División: **CYANOPHYTA o CYANOPROKARIOTA o CYANOBACTERIA**

Clase: CYANOPHYCEAE

Subclase: COCCOGONOPHYCIDAE

Orden: CHROOCOCCALES

Familia: Synechococcaceae

Subfamilia: Aphanothecoideae (Komárek et Anagnostidis 1995)

Género: *Cyanobacterium*

Especie: *Cyanobacterium* sp.

Células solitarias o en grupos de dos después de la división, ampliamente ovoides, sin envoltura gelatinosa. Contenido celular homogéneo, sin diferenciación entre el centro y la periferia cuando se observa con microscopía óptica, aunque algunas veces se alcanza a observar una estriación longitudinal en el contenido celular. División celular en un solo plano, perpendicular al eje longitudinal en sucesivas generaciones (tipo *Synechococcus*), que da como resultado dos células isomorfas que crecen al tamaño original antes de la siguiente división (3.4-4.1 x 5.0-5.3 n=4)

El contenido celular generalmente homogéneo hace que la especie de Valle se asemeje a *C. cedrorum*, pero ésta está descrita como aerófila (Komárek y Anagnostidis, 1999), ecología que no corresponde a nuestro ejemplar.

Subfamilia: SYNECHOCOCCOIDEAE

Género "*incertae saedis* (*¿Dactylococcopsis?*)

Células solitarias, curvadas en forma de "S" y fusiformes (con extremos puntiagudos); sin mucílago. División celular por fisión binaria en una sola dirección perpendicular al eje longitudinal de la célula (transversal) en sucesivas generaciones (característica que la ubica en esta familia y subfamilia). Células con contenido aparentemente homogéneo, donde no se aprecia ningún tipo de estructuras (ni organelos); además, la observación con microscopía de fluorescencia con filtro para resaltar cianobacterias (filtro CY3, microscopio óptico Leica), señaló la emisión de fluorescencia roja, típica de cianobacterias. Poseen una pared celular lisa y delgada. Tamaño de las células 9.0-21.7 µm x 0.6-1.5 µm (n=15).

Dentro de las Cyanophyta sólo el género *Myxobaktron*, descrito en Komárek y Anagnostidis (1999), se asemeja a estas células en la forma y modo de reproducción, con la diferencia de que las especies de *Myxobaktron* son de mayor tamaño y siempre rectas, nunca relativamente pequeñas y fuertemente sigmoideas como los ejemplares observados en Valle.

Familia: MERISMOPEDIACEAE

Subfamilia: MERISMOPEDIOIDEAE

Género: MERISMOPEDIA

Especie: *Merismopedia* sp

Colonias planctónicas, planas, frecuentemente rectangulares, a veces cuadradas, de (4) 8-16-32-64, células densamente arregladas. Mucílago hialino, formando un margen de aproximadamente 1 µm alrededor de las células. Las células tienen forma esférica u oval, hemisféricas después de la división, presentan varios aerotopos, aparentemente de tres a cuatro homogéneamente distribuidos en la célula. Reproducción por fisión binaria en dos planos perpendiculares uno del otro, en generaciones sucesivas.

Subfamilia: GHOMPHOSPHAERIOIDEAE

Género: SNOWELLA

Especie: *Snowella septentrionalis* Komárek et Hindák 1988

Colonia microscópica planctónica, libre flotadora, solitaria, esférica, de ~ 34 µm de diámetro, rodeada por un mucílago fino, difluente, usualmente visible. En la colonia las células están ampliamente distribuidas cuando jóvenes y densamente cuando maduras, localizadas en las puntas de delgados tallos mucilaginosos (o ramificaciones) que parten desde el centro hacia la periferia de la colonia en forma radial y dicotómica. Células esféricas, después de la división hemisféricas, *in vivo* presentan un evidente aerotopo en la parte central de la célula, 1.8 – 4.3 µm de diámetro (n=15); tienden a presentarse en pares o incluso en tétradas.

Según Komárek y Anagnostidis (1999), es planctónica y metafítica en lagos de zonas templadas como Canadá (también Wehr and Sheath, 2003 la mencionan para esta región) y Suecia.

Genero: WORONICHINIA

Especie: *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin 1933

Colonias microscópicas, esféricas cuando jóvenes, elipsoidales, lobadas, algunas veces compuestas por subcolonias cuando maduras, con células densa- y, radialmente arregladas en una monocapa periférica, ubicadas en el extremo exterior de ramificaciones tubulares gelatinosas, que son de la misma anchura que las células; el sistema de ramificaciones, tallos o pedúnculos forma capas concéntricas que parten radialmente del centro de la colonia, que se

observa difluente en colonias viejas; el mucílago que rodea la colonia es hialino, a veces está claramente delimitado y se observa ampliado más allá de la capa de la célula. Las células son ovoides o elipsoidales, con numerosos aerotopos; células de 3.6-5.4 x 1.8-3.6µm (n=20); la reproducción se da por desintegración de la colonia y, especialmente, por liberación de células solitarias (las cuales son disparadas desde el tubo mucilaginoso hacia el exterior de la colonia).

Las características ya descritas concuerdan con la especie *Woronichinia naegeliana* mencionada por Komárek y Anagnostidis (1999) y Whitton, *et al.* (2002), con la excepción de que las células son un poco más pequeñas en Valle de Bravo. También mencionan que *Woronichinia naegeliana* se presenta en lagos o estanques de moderadamente eutróficos a eutróficos, algunas veces formando florecimientos acuáticos, y que es cosmopolita. La única reserva a esta asignación es que Komárek y Anagnostidis (1999) dudan de que las observaciones en zonas tropicales sean verdaderamente esta especie, sin embargo los especímenes observados coinciden con esta especie descrita por Cronberg (2005), donde señala que esta especie es común en regiones templadas, pero que también puede encontrarse en los trópicos.

Subclase: HORMOGONOPHYCIDAE

Orden: NOSTOCALES

Familia: NOSTOCACEAE

Género: CYLINDROSPERMOPSIS

Especie: *Cylindrospermopsis raciborskii* Horecká and Komárek, 1979.

Filamentos planctónicos, solitarios, envueltos en una fina vaina hialina, rectos y algunas veces ligeramente curvados. Células cilíndricas, ligeramente constreñidas en la paredes divisorias, de 1.3-8.7 x 1.8-3.6µm (n=30). Posee heterocitos en forma triangular en uno o ambos de los extremos de cada filamento. Acinetos distribuidos en el último tercio del filamento y antes de los heterocitos o de la célula vegetativa terminal. Se observaron también acinetos sueltos y, en algunos casos, acompañados de heterocitos,

*Cylindrospermopsis raciborskii* es una especie que se encuentra en regiones tropicales o pantropicales, es común en cuerpos de agua eutróficos y se considera una cyanophyta tóxica, ya que produce la toxina cilindrospermopocina. En cuerpos de agua donde la relación de N/P es alta puede fácilmente confundirse con *Raphidiopsis mediterranea* (Cronberg, 2005) o con *Oscillatoria* por presentar los extremos finales del tricoma un poco más estrechos (Whitton, *et al* 2002).

Orden: OSCILLATORIALES

Familia: PSEUDOANABAENACEAE

Género: LIMNOTHRIX

Especie: *Limnothrix redekei* (van Goor and Skuja) Anagnostidis and Komárek, 1988.

Las características observadas en el embalse de Valle de Bravo coinciden con las de la especie: Tricomas rectos, células generalmente de 1.8µm de ancho por 1.8-7.2µm de largo (n=30), de 3-7 veces más largas que anchas. Filamentos ligeramente constreñidos en la división entre las células, donde también se encuentran dos vacuolas de gas visibles a cada lado de la pared divisoria. La célula terminal es redondeada y carece de caliptra. Reproducción por desintegración del tricoma en hormogonios inmóviles, sin células necríticas.

Geitler (1932) menciona que esta especie es planctónica y se presenta junto con *Oscillatoria agardhii* y con *Aphanizomenon flos-aquae*, ésta última reportada en Valle de Bravo durante el muestreo.

Se trata de una especie común en lagos mesotróficos a eutróficos, y recientemente se le ha considerado como toxica por presentar producción de microcistinas (Cronberg, 2005).

División: **CHLOROPHYTA**

Clase: CHLOROPHYCEAE

Subclase: CHLOROPHYCIDAE

Orden: CHLOROCOCCALES

Familia: DESMIDIACEAE o ZYGNEMATALES

Género: MOUGEOTIA

Especie: indeterminada

Filamentos planctónicos, libre flotantes, Células cilíndricas con paredes delgadas y lisas, unidas por septos lenticulares, más largas que anchas: 40-90 µm de largo y de 3.3-5.5 (9) µm de ancho (n=20). Posee un cloroplasto axial, a manera de una cinta con varios pirenoides (generalmente de 3-4, aunque puede presentar hasta 6) ordenados en forma lineal a lo largo del cloroplasto.

No se pudo determinar la especie –e incluso el género podría quedar en discusión, pues *Debarya* presenta los mismos morfotipos en fase vegetativa-, ya que, aunque fue abundante en biomasa cuando se presentó (en estratificación avanzada, entre junio y octubre en 2008, sólo en julio en 2009), no se observaron estructuras de reproducción, lo cual se requiere para separar ambos géneros y para la identificación de las especies en cada uno de ellos. Así mismo, debido a que sus tallas variaron mucho -encontrando células muy largas y delgadas o cortas y anchas-, podría tratarse de 2 especies y no de una sola. Habría que realizar un estudio más profundo para la determinación correcta de este género, que finalmente se dejó como *Mougeotia* sp., pues es como se ha reportado por diferentes autores en la cuenca de Valle de Bravo (Deguchi, 1980, Gaytán *et al.*, 2002, Ramírez *et al.*, 2002).