



*Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*

Universidad Nacional Autónoma de México



VARIACIONES EN LA DOMINANCIA DE GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS EN LA CAPA DE MEZCLA /ZONA TROFOGÉNICA DE UN EMBALSE TROPICAL EUTRÓFICO CON CAMBIOS SIGNIFICATIVOS DE NIVEL.

**T E S I S**

que para obtener el grado académico de

MAESTRA EN CIENCIAS  
(LIMNOLOGÍA)

p r e s e n t a

BIÓL. GABRIELA JIMÉNEZ ARREOLA

Directora de Tesis:

Dra. Gloria Vilaclara Fatjó

Comité Tutor:

Dr. David U. Hernández Becerril

Dr. Martín Merino Ibarra

Jurado:

Dr. Javier Alcocer Durand

Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia



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 mis padres, a mis hermanas y a mis pequeños amores.

## **AGRADECIMIENTOS**

Esta tesis existe gracias a la participación y colaboración de muchas personas. Para empezar, la dirección de la Dra. Gloria Vilaclara Fatjó, a quien le agradezco profundamente que trabajara a mi lado en beneficio de mi formación y aprendizaje; asimismo, que me señalara el camino a seguir para maravillarme con los muchos descubrimientos académicos que hice durante el desarrollo de mi maestría. A su calidad y calidez humana, paciencia a prueba de desastres y por su generosidad, por ayudarme a descubrir que la academia es una parte de la vida, y que, en la medida que crecemos como personas -que nos volvemos más seguros de nosotros mismos a través de alcanzar pequeños logros-, todo lo demás, incluido lo académico, se va resolviendo favorablemente.

Gracias a las tutorías del Dr. Martín Merino Ibarra que encabeza el proyecto de investigación a largo plazo “Limnología del embalse de Valle de Bravo” y con su profundo conocimiento de la estructura y dinámica del embalse, así como su gran capacidad para asociar fenómenos complejos como los que observábamos en el embalse, me ayudó a ampliar mi visión y enfoques limnológicos.

Al Dr. Hernández Becerril, porque me abrió las puertas de su laboratorio y me enseñó acerca de grupos fitoplanctónicos que él conoce bien en el océano, pero están poco estudiados en aguas continentales.

Agradezco a mis miembros de jurado, a los ya mencionados y a la Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia y el Dr. Javier Alcocer Durand, por sus correcciones y comentarios, que indudablemente han mejorado substancialmente esta tesis de maestría.

Gracias a Sergio Castillo Sandoval, por enseñarme el trabajo limnológico en campo; gracias también por las pláticas y compañerismo en los muestreos, así como por proporcionarme los datos limnológicos que obtuvo como técnico del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. A la M. en C. Patricia Valdespino Castillo, por su apoyo para obtener algunos datos y para entender mejor vicisitudes de los muestreos y de los datos resultantes.

Gracias a las maestras en ciencias Gloria Garduño y Lupita Oliva por iniciarme en la ficología, en la que he encontrado retos y satisfacciones que me han permitido entender mucho mejor esta disciplina.

Gracias a mis compañeros del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática por aceptarme y hacerme un lugar entre ellos. Gracias también a mis compañeros y amigos de la maestría, Sarai, Julio César, Guillermo, Alejandro y Paty.

Gracias a Carlos por ser mi compañero en toda la extensión de la palabra. Y a mi familia: A mis papás, que siempre me han apoyado incondicionalmente para perseguir mis sueños y alcanzar mis logros. A Bety y Claudia, por ser no sólo mis hermanas, sino a menudo mis amigas. A mis sobrinos, Javier y Gabriel, que son amores y alegrías de mi vida, así como de mi familia.

Me siento profundamente en deuda con la Universidad Nacional Autónoma de México, verdaderamente nuestra máxima casa de estudios; la filosofía de su enseñanza, su generosidad como institución -a través de los recursos invertidos en nosotros, estudiantes, y del personal que labora en ella, especialmente el académico-, porque nos otorga la oportunidad invaluable de desarrollarnos académica y personalmente, convirtiéndonos así en mejores mexicanos, deseosos de regresar a la sociedad lo más que podamos de esta formación. Agradezco especialmente al personal que labora en la Coordinación del Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Diana Juárez, Guadalupe Godoy, Chantal Ruiz y Gabriela Almaraz; cada una de ellas me facilitó el paso por los, a veces, complicados vericuetos de los trámites académicos y administrativos.

Gracias al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de maestría otorgada, sin la cual no hubiera sido posible dedicar el tiempo suficiente para terminar mis estudios.

Es bueno culminar una fase formativa tan importante como son los estudios de maestría: ver hacia atrás y darme cuenta de cuánto he crecido, en tantos aspectos diversos, y que esta madurez adquirida en el proceso me permite ser ahora una persona más feliz y con mayor capacidad para disfrutar de la vida. Con base en esta nueva madurez y realización, levanto la mirada y veo un futuro esperanzador; no falta de dificultades, claro, pero que serán retos que me empujarán a mayores crecimientos y logros progresivamente más altos. Como bióloga que soy, no me queda más que decir: Gracias a la vida también, por la maravilla que es vivir.

# TABLA DE CONTENIDO

Introducción.....	1
Antecedentes .....	4
Justificación.....	7
Hipótesis.....	8
Objetivos .....	9
Área de estudio .....	10
Métodos .....	12
Muestreo .....	12
Descriptores limnológicos .....	12
Trabajo de campo.....	13
Nutrientes.....	13
Clorofila <i>a</i> .....	14
Fitoplancton .....	14
Análisis estadísticos.....	15
Resultados .....	16
Descriptores físico-químicos .....	16
Régimen de mezcla y estratificación .....	17
Marcha de temperaturas.....	18
Variación de oxígeno disuelto .....	19
Cambio en el pH .....	20
Fluctuaciones de los nutrientes.....	21
Relaciones entre nutrientes.....	26
Transparencia y clorofila <i>a</i> .....	29
Fitoplancton .....	31
Discusión.....	37
Nivel del embalse y régimen térmico .....	37
Nutrientes.....	40
Transparencia, zona fótica y clorofila <i>a</i> .....	44
Variaciones en la comunidad fitoplanctónica.....	47
Conclusiones .....	54
Literatura citada.....	55
Anexo 1 .....	65

## RESUMEN

El embalse Valle de Bravo es el principal proveedor del sistema Cutzamala para abasto de agua a la Cd. de México. Tiene un comportamiento monomíctico cálido, con circulación entre octubre-noviembre y febrero-marzo. En estratificación presenta florecimientos algales (principalmente de cianoprocariotas y diatomeas) e hipolimnion anóxico. Durante la mezcla disminuye la biomasa de los principales grupos fitoplanctónicos, lo cual resulta contrario a lo esperado para este tipo de cuerpos de agua. Asimismo, se reporta que el fitoplancton responde a variaciones importantes en el nivel del embalse, el cual registró valores mínimos, por debajo de los 1820 msnm, durante el presente estudio (finales 2004 a inicios de 2008), como respuesta a déficits importantes de agua en el Sistema Cutzamala. Con el fin de dilucidar posibles factores limnológicos que inciden en las variaciones del fitoplancton en una estación representativa la zona fótica/capa de mezcla epilimnética del embalse (zona central a 4 m de profundidad), se analizaron muestras con periodicidad mensual, en las que se determinó la composición taxonómica, densidad de organismos y su biomasa a través del cálculo del biovolumen. Se observaron 65 taxones distribuidos en las Divisiones Chlorophyta, Bacillariophyta, Cyanoprokariota, Cryptophyta, Dinophyta y Euglenophyta. Las cianoprocariotas y diatomeas prevalecieron sobre los otros grupos; las especies más representativas por su frecuencia y abundancia (biomasa) fueron *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Woronichinia naegeliana*, *Anabaena sp.* y *Fragilaria crotonensis*. Durante las fases de estratificación se observó alternancia entre cianoprocariotas y diatomeas, especialmente Nostocales (fijadoras de nitrógeno) asociadas con relaciones Nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y Fósforo reactivo disuelto (FRD), seguidas de picos de diatomeas arrafidales (*F. crotonensis*), que al parecer se beneficiaron del incremento de NID en condiciones de estabilidad en la columna. Lo anterior disminuyó progresivamente en el transcurso del lapso de estudio, lo que se atribuye a reequilibrios de nutrientes en el epilimnion, provenientes de mezclas marginales que se incrementaron al disminuir el nivel del embalse y de las que se tiene evidencia indirecta a través del incremento de la temperatura del hipolimnion. Durante la circulación, el reequilibrio de nutrientes en la zona fótica se dio por el efecto de la turbulencia, lo que propició un cambio en la biomasa (disminuye en un orden de magnitud) en relación con los picos de estratificación) de dominancia en los grupos de cianoprocariotas (Chroococcales, especialmente *M. wesenbergii* y *Woronichinia naegeliana*), aunque siguió dominando, en menores cantidades que durante la estratificación, la diatomeas *F. crotonensis*.

## INTRODUCCIÓN

El desarrollo social de la especie humana depende fundamentalmente de un suministro constante de agua de la mejor calidad posible para los variados usos que requiere. En el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) se tienen clasificados los usos de ésta en varios grupos, tales como el público urbano, doméstico e industrial ([www.cna.gob.mx](http://www.cna.gob.mx)). Con el fin de incrementar la cantidad de reservorios adecuados para usos humanos, la construcción de presas, lagos artificiales o embalses ha aumentado. A pesar de ello, la calidad de los suministros de agua se ve afectada por la creciente contaminación del recurso. En México, como en la mayoría de los países del mundo, se establecen límites en la concentración de contaminantes (metales, nutrientes, microorganismos, entre otros) para determinar la calidad del agua según el uso al que se destine. Es común que la calidad se vea mermada por los aportes de nutrientes que disparan la productividad primaria y modifican la dominancia de los grupos algales, de manera que generan crecimientos masivos (florecimientos) de algunos de ellos, en detrimento de la mayoría de los usos a los que se destina el recurso. La NOM-001-ECOL-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminación en las descargas de aguas residuales en aguas receptoras nacionales; sin embargo, incluso esas cantidades (en general, mucho más altas que lo que se encuentra naturalmente en cuerpos de agua receptores) pueden iniciar cambios en el cuerpo de agua que lleven a la eutroficación, fenómeno que se considera como la más extendida y seria perturbación antropogénica en los ecosistemas acuáticos hoy en día (Lampert y Sommer, 2007).

El término eutroficación se usa para describir el efecto biológico de un incremento en la concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, en los ecosistemas acuáticos (Harper, 1992). A pesar de que es uno de los problemas de origen antropocéntrico más extendido, la eutroficación también es un proceso lento y natural en la historia geológica de la mayoría de los lagos, por el cual se rellenan gradualmente de sedimentos, es decir, reducen su profundidad, lo que conduce al incremento de nutrientes en la zona trofогénica; esto sucede si no hay cambios en el aporte externo de nutrientes, por lo que la eutroficación natural se da por azolve y somerización del cuerpo de agua. En los embalses, cuya naturaleza es mixta entre lago y río, dicho azolve y pérdida de profundidad ocurre generalmente con mucha mayor rapidez, lo que a

su vez propicia el cambio acelerado hacia condiciones eutróficas, a lo cual se adicionan las entradas de nutrientes procedentes de la cuenca (Margalef 1983).

El proceso de eutroficación modifica la composición y abundancia de los grupos algales, en especial los del fitoplancton, o comunidad de organismos fotoautótrofos que viven suspendidos en la columna de agua, sujetos al movimiento pasivo inducido por el viento y las corrientes (Reynolds, 1984). Dadas sus características, el fitoplancton se usa ampliamente para evaluar el estado ecológico de los cuerpos de agua, así como indicador del estado trófico (Wetzel, 2001), pues los cambios en su estructura (medidos como riqueza específica, biomasa y dominancia) se deben a los cambios causados por la turbulencia y la variabilidad de otros factores ambientales (Harris, 1978, 1980 y 1983 1986, en Calijuri, 2002), cambios éstos comúnmente acelerados por procesos antropocéntricos.

Como ya se ha mencionado, una consecuencia especialmente indeseable en estos cambios de dominancia fitoplanctónica es el desarrollo masivo de algunos grupos como el de las cianoprocariontas, que tienden a formar densos florecimientos en la superficie de los cuerpos de agua eutróficos (Lampert y Sommer, 1997; Reynolds, 2000); algunas cepas son tóxicas (i.e., afectan hígado o cerebro; Azevedo, 2002) o causan reacciones alérgicas, como dermatitis de contacto, además de excretar compuestos orgánicos que transmiten malos olores y sabores, creando serios problemas en el agua para consumo humano (Reynolds, 2000, Metcalf y Codd, 2004, Cood, *et al.*, 2005, Cronberg y Annadotter, 2006 y Znachor *et al.*, 2006). Algunas cianoprocariontas que frecuentemente causan problemas y que se han citado para embalses de México, especialmente en Valle de Bravo, son tanto las filamentosas fijadoras de N<sub>2</sub> o diazotrofas (especies de los géneros *Anabaena* y *Aphanizomenon*), como las no fijadoras de N<sub>2</sub> (géneros *Microcystis*, *Limnothrix* y *Planktothrix*) (Lampert y Sommer, 1997; Ramírez *et al.*, 2002; Cruz, 2007; Valeriano, 2007).

La composición y dominancia de especies del fitoplancton están influenciadas por diversos factores, entre los que destacan los abióticos, como la penetración de la luz en la columna de agua, la temperatura, el régimen de mezcla/estratificación, los nutrientes, etc. (Reynolds, 1987). En los embalses, además, hay que tomar en cuenta factores adicionales tales

como los “pulsos” de llenado/extracción de agua; éstos a su vez se asocian con la precipitación (que gobierna la operación de la presa) y la demanda de agua, relacionada con los tiempos de retención del agua (Caljiuri *et al.*, 2002; Ramírez-Zierold *et al.*, 2010). La tendencia es que los tiempos de retención del agua –y, con ellos, los niveles y el aforo del embalse- aumenten en condiciones de suficiencia de agua, o disminuyan cuando los años son más secos y/o la población usuaria incrementa, generando entonces situaciones de crisis de abastecimiento de agua que se reflejan en las condiciones limnológicas de los embalses y, por ende, en sus comunidades de organismos. En particular y a partir de 2006, en el embalse Valle de Bravo se han observado fluctuaciones del nivel superiores a las registradas en 2005 y años anteriores, producto de la escasez de agua en el sistema Cutzamala, lo que ha resultado de interés público por la afectación que ha sufrido la población usuaria. Dadas estas condiciones tan particulares, interesa conocer cómo han sido afectadas las poblaciones fitoplanctónicas, objeto de este estudio, al comparar entre finales del 2004 y todo el 2005 –todavía con niveles altos en el embalse- y 2006 a inicios de 2008, ya en plena crisis de desabasto de agua en el sistema Cutzamala.

## ANTECEDENTES

En el embalse de Valle de Bravo se han realizado diversos estudios, entre ellos se encuentran trabajos que nos permiten darnos cuenta del cambio en la condición trófica del embalse a través de las últimas décadas. En 1980, Deguchi y colaboradores clasificaron el embalse de Valle de Bravo como oligotrófico con referencia a un índice fitoplanctónico. Ya en 1981, Franco reportó signos de eutroficación, además de una asociación fitoplanctónica cuya dominancia alternaba entre *Fragilaria crotonensis* y *Oscillatoria tenerrima* (aunque posiblemente se trató más bien de *Lyngbya birgei*, observación personal). Chávez (1986) hizo un estudio más detallado del plancton, siguiendo el trabajo anterior bajo la dirección de Jonathan Franco y confirmó la dominancia de las dos especies de algas mencionadas; consideró que, tomando en cuenta el aspecto cuantitativo del plancton, el embalse era mesotrófico, es decir, de productividad intermedia. Dos trabajos donde ya se clasificaba a Valle de Bravo como eutrófico son los de Ibarra (1997) y Olvera y colaboradores (1998); estos últimos, además, publicaron un estudio limnológico y de manejo de la cuenca del embalse con el objetivo de aportar datos conducentes a la mejora de la calidad del agua del reservorio.

Al parecer, en el embalse hubo un punto de inflexión que resultó determinante en el cambio de las condiciones hacia un mayor trofismo: entre 1991 y 1992 se sumergió al fondo la biomasa de lirio que invadía la superficie de agua de la presa, lo que aumentó su carga orgánica (adicional a la generada por las descargas de aguas residuales) y provocó que el fondo se volviera anóxico a partir de entonces y que hubiera una mayor cantidad de nutrientes disponibles en la columna de agua (Olvera, 1998). Sin embargo, Carnero (2008) calculó que, para entonces, el hipolimnion del cuerpo de agua ya era anóxico; lo que al parecer hizo este hundimiento fue empeorar críticamente las condiciones con un aumento adicional de carga orgánica.

Un trabajo que resalta la necesidad de profundizar el estudio del fitoplancton de Valle de Bravo es el de Martínez *et al.* (1998), quienes hicieron un estudio toxicológico en el que reportaron un florecimiento dominado por cianoprocaritas en julio de 1998. De ellas, el género más abundante fue *Anabaena*, con poblaciones productoras de anatoxina-a, neurotoxina que alcanzó concentraciones cercanas a las consideradas como de intoxicación aguda. En el trabajo

también se reportaron irritación en piel y mucosas al contacto con el agua y enfermedades gastrointestinales en humanos y animales por la ingestión de ésta, situación ampliamente conocida para otros cuerpos de agua y embalses en condiciones de contaminación por nutrientes (Metcalf y Codd, 2004).

Los artículos de divulgación en el Boletín Pro Valle de Merino *et al.* (2004 y 2005), Monroy *et al.* (2005) y Ramírez-Zierold *et al.* (2005 y 2007) ilustraron las características limnológicas, físicas, químicas y biológicas del embalse en una presentación sencilla que facilita la comprensión de sus procesos limnológicos.

En últimas fechas, varias tesis y publicaciones han contribuido a un conocimiento limnológico más profundo del embalse, entre ellas se encuentran la de Monroy (2004) y Merino *et al.* (2008), quienes llevaron a cabo un estudio hidrológico completo donde se analizó la variación anual de algunos descriptores, como temperatura, oxígeno disuelto, pH, nutrientes y clorofila-*a* (estimador de la biomasa fitoplanctónica). Además, Monroy (2004) encontró que el viento genera una onda interna estacionaria que podría inducir pequeños eventos de mezcla durante la estratificación. Las tesis de Valeriano (2007) y Cruz (2007) reportaron las fluctuaciones, biomasa y composición del fitoplancton en situaciones diversas durante el año 2002, caracterizado como el que tuvo un mayor aporte de nutrientes alóctonos, especialmente fósforo (Ramírez-Zierold, 2010). Ramírez-Zierold *et al.* (2010) estudiaron balances de nutrientes en el lapso 2002-2005, cuando el lago mostró una gran capacidad de exportación de materia hacia afuera de la zona fótica, lo cual es característico de sistemas muy productivos.

En relación con el zooplancton, Ramírez *et al.* (2002) encontraron que los rotíferos se encuentran durante todo un ciclo anual en bajas concentraciones, mientras que cladóceros y copépodos tienden a ser más abundantes en la época más fría. Jiménez-Contreras (2009) analizó la distribución de los tres grandes grupos de zooplancton en relación con un lapso prolongado (2004-2007), integrando los resultados de capa de mezcla y de epi-/hipolimnion. Jiménez-Contreras *et al.* (2009) plantearon, de acuerdo con el estudio de la abundancia de rotíferos y su relación con los parámetros fisicoquímicos (2004-2005), que los mecanismos que inciden en el

embalse, como inyecciones (provenientes de la presa Colorines, con alto contenido de materia orgánica) y extracciones de agua en la cortina afectan al sistema en su conjunto.

En el embalse también se han hecho estudios dirigidos a conocer su evolución a través de los proxies registrados en los sedimentos. Carnero (2008) reconstruye la historia trófica del embalse, analizando las fluctuaciones de carbono, nitrógeno, fósforo y manganeso en dos núcleos sedimentarios, uno largo en la zona de la cabeza, otro más corto en la zona central del embalse. González-Laurrabaquio (en proceso) analiza las frústulas de diatomeas desde la década de los 70s-80s hasta el 2006 y encuentra un punto de inflexión a mediados de los 70s, cuando cambia la dominancia de especies de diatomeas características de condiciones de baja productividad, a especies, como *Fragilaria crotonensis* y *Cyclotella ocellata*, indicadoras de eutrofia. Estos trabajos han sido de gran utilidad para señalar alternancias entre períodos de baja y alta producción, así como para inferir variaciones en los niveles máximos del embalse en el pasado.

En cuanto con los cambios de nivel que ha sufrido el embalse, Carnero (2008) detectó una relación entre niveles bajos y lapsos más prolongados de oxígeno en el fondo, lo que asoció con condiciones de mezcla más prolongadas –característicos del uso del embalse como hidroeléctrica; dicho uso fue substituido por el de abastecimiento de agua al sistema Cutzamala a inicios de los 80's, al que se sumó el de uso recreativo, lo cual impuso el mantenimiento de niveles más altos en el embalse. Esta fase de altos niveles se asoció a su vez con hipolimnios anóxicos (Monroy, 2004; Merino *et al.* 2008; Carnero 2008) y crecimientos importantes de cianoprocaritas (Ramírez *et al.*, 2002; Cruz, 2007; Valeriano, 2007). Lo anterior resultó reforzado por el interés de la CNA en mantener los niveles en cotas cercanas a la altura máxima del embalse (1830 m snm), con fluctuaciones que usualmente no rebasaban los 5 m (ca. 1825 m snm en los mínimos niveles), no sólo para mantener altos volúmenes de agua para el abastecimiento, sino también para evitar la invasión de la zona federal inundable, en una región donde el precio de los terrenos es muy elevado. Dicha situación de altos niveles cambió drásticamente a partir de 2006, cuando la crisis del sistema Cutzamala –producto de la baja en precipitaciones y la demanda creciente de las zonas de Lerma-Toluca y Valle de México- obligó a que los volúmenes se redujeran considerablemente, alcanzando cotas mínimas inferiores a 1820 m snm ([www.cna.gob.mx](http://www.cna.gob.mx)).

## JUSTIFICACIÓN

En el embalse de Valle de Bravo, la concentración de nutrientes se eleva durante el periodo de circulación (Valdespino, 2008; Merino *et al.* 2008; Ramírez-Zierold, 2010); sin embargo, las biomásas fitoplanctónicas más altas se presentan en el periodo de estratificación del embalse (Cruz, 2007; Merino *et al.*, 2008), lo cual contrasta con otros cuerpos de agua de zonas altas en territorio mexicano -donde en el período de circulación aumentan los nutrientes disponibles e incrementa la biomasa fitoplanctónica, siendo comunes los florecimientos de diatomeas (Alcocer *et al.*, 2001; Serrano *et al.*, 2002; Oliva *et al.*, 2001). Es por esto que nos interesa estudiar la composición y distribución temporal del fitoplancton y cómo se relacionan con las variables limnológicas asociadas con los períodos de circulación y estratificación (temperatura, oxígeno disuelto, pH, nutrientes, clorofila, transparencia, etc.), con el fin de obtener mayor información sobre este comportamiento particular. Con ello, se podrá inferir acerca de las condiciones limnológicas que pueden inducir la presencia y dominancia de los diversos grupos fitoplanctónicos en Valle de Bravo, considerando que no todos ellos se vinculan con calidades de agua óptimas para los usos que se dan al agua del embalse (principalmente suministro para agua potable y recreativo). Adicionalmente, analizar estas fluctuaciones en un lapso (octubre 2004 a marzo 2008) durante el cual se han observado las mayores variaciones en el aforo del embalse, aportará información valiosa para dirimir cómo condiciones cambiantes de mayor o menor profundidad –asociadas a su vez con condiciones diferenciales de mezcla/estratificación- pueden incidir en el cambio de grupos fitoplanctónicos. Entender estas relaciones coadyuvará a proponer alternativas para la restauración y mejor utilización del embalse.

## HIPÓTESIS

Al ser el embalse de Valle de Bravo un cuerpo de agua monomíctico cálido, eutrófico, en la que los nutrientes se agotan en la capa de mezcla y la relación N:P frecuentemente se observa inferior a 16 durante la estratificación (Monroy, 2004 y Merino *et al.*, 2008), se espera que la composición cualitativa y cuantitativa del fitoplancton varíe de acuerdo con:

- I. La variación de los descriptores limnológicos asociados con los períodos de circulación y estratificación, especialmente los nutrientes y la relación entre ellos.

Asociado con este aspecto, esperaremos florecimientos de cianoprocariontes fijadoras de nitrógeno (Nostocales) en estratificación con relaciones N:P <16, y dominancias de diatomeas en época de mezcla. Asimismo, con base en trabajos previos (Cruz, 2007), esperamos encontrar dominancia de cianoprocariontes chroococcales en las fases iniciales de estratificación, así como flageladas y clorofíceas, entre ellas desmidiáceas, durante la circulación.

- II. Los periodos con fluctuaciones importantes en el nivel de agua del embalse (mínimos < 1820 m snm) incidirán en una mayor tasa de mezcla incluso en fase de estratificación (Monroy, 2004). Lo anterior se atribuye a la inyección de nutrientes en la capa de mezcla que introducen P y reequilibran la proporción N/P, posiblemente debido al efecto del viento de periodicidad diurna que genera el basculamiento de la termoclina y, en combinación con la manipulación del nivel de agua en el embalse, genera eventos breves de mezcla parcial (Valdespino, 2008). Lo anterior se ha relacionado con mayor incidencia de mezclas en estapa de estratificación cuando el nivel del embalse disminuye (Carnero, 2008).

En relación con esto, esperamos que en los años finales del estudio (2006-2007), cuando se registraron los niveles mínimos del embalse, haya una mayor inyección de nutrientes en el epilimnion y se registren menos fases de limitación por nutrientes, especialmente nitrógeno. Por ello, esperamos que se vean favorecidos grupos como las diatomeas, desmidiáceas y flageladas hacia el final del periodo.

# OBJETIVOS

## Objetivo general

Analizar la variación del fitoplancton en el embalse de Valle de Bravo entre finales de 2004 e inicios de 2008, cuando se observó el cambio hacia presentar fluctuaciones mayores de nivel (ca. 5m a ca.10m), con el fin de entender cómo las condiciones cambiantes de mezcla/estratificación, inducidas por los cambios de nivel, afectan al fitoplancton.

## Objetivos particulares

- Determinar la composición de los taxones del fitoplancton del embalse Valle de Bravo durante el lapso de estudio.
- Estimar densidades y biomásas (a través del biovolumen) de los taxones fitoplanctónicos observados en el lapso de estudio.
- Relacionar la distribución y abundancia de los grupos/taxones dominantes con los descriptores limnológicos que caracterizaron al embalse, con el fin de inferir cuáles son los factores de mayor influencia en la predominancia de los grupos fitoplanctónicos, con énfasis en las variaciones del nivel de agua del embalse.

## ÁREA DE ESTUDIO

El embalse de Valle de Bravo se encuentra en la Faja Volcánica Mexicana, en el Estado de México, al oeste de la ciudad de Toluca. Es un reservorio tropical localizado a 19°21'30" latitud Norte y 100°11'00" longitud Oeste, a altitud máxima de 1830 m snm, con un relieve circundante montañoso. El clima es subhúmedo cálido a templado, con secas en fase fría (invierno) y caliente (primavera) y lluvias en verano (~junio-septiembre), con un gradiente de más sequedad en la cabeza y mayor humedad hacia la cola más larga, situada en la zona de Avándaro. La precipitación media anual es de 1000 a 1300 mm (Merino *et al.*, 2003).

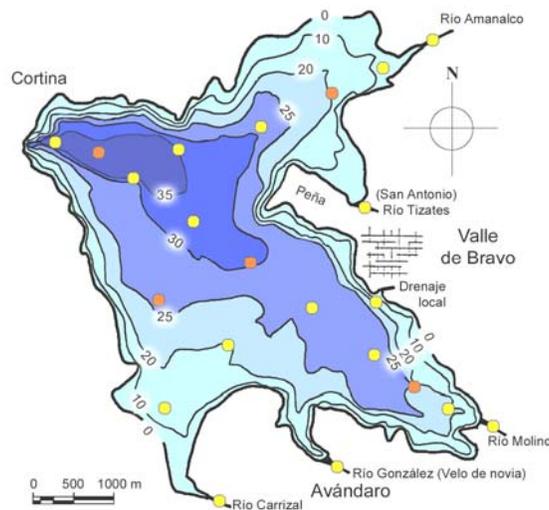


Figura 1. Batimetría de el Embalse Valle de Bravo (tomada de Merino *et al.*, 2004).

El embalse tiene una longitud y anchura máximas de 6.9 y 3.1 km, respectivamente. Cuando está lleno a su máxima capacidad, la superficie es de 18.55 km<sup>2</sup>, la profundidad media de 21.1m y la máxima de 38.6m (Olvera, 1996). Entre 2001 y 2005, el nivel del lago osciló entre los 1830 y 1825 m snm, debido a la extracción/llenado de agua que hace la CNA. A partir de 2006, debido a la escasez de agua en el sistema Cutzamala, la CNA extrajo mayor cantidad de líquido y las fluctuaciones de nivel fueron más drásticas. Cuatro ríos descargan en el cuerpo de agua: Amanalco, Tizates, Molino, Carrizal y González (Figura 1); irregularmente, también recibe agua por bombeo de la presa Colorines (Merino *et al.*, 2004 y 2005; Monroy *et al.*, 2005).

Valle de Bravo se comporta como un lago monomítico cálido, con características claramente tropicales pero atemperado por la altitud (Monroy, 2004). Este reservorio se caracteriza por fuertes vientos diurnos que soplan desde la cortina a lo largo de los dos valles (Fig. 1); la velocidad del viento diurno, una vez establecido, es de hasta 11 nudos en forma más o menos sostenida, con ráfagas frecuentes de hasta 20 nudos. La profundidad a la que el viento puede mezclar la columna de agua en Valle de Bravo es de 6 a 10m, dependiendo de la ubicación de la estación de muestreo (Merino *et al.*, 2003 y Monroy *et al.*, 2005). La acción del fuerte viento diurno parece impulsar el intercambio de agua más allá de la capa de mezcla, entre el epi- y el hipolimnion; estos movimientos definen una característica muy particular del embalse de Valle de Bravo, que es el calentamiento gradual del hipolimnion durante el período de estratificación, lo cual aporta evidencia acerca de la existencia de eventos de mezcla en etapa de estratificación (Valdespino, 2008).

Como ya se ha mencionado, Valle de Bravo es parte del sistema Cutzamala, del cual es el embalse más importante por su capacidad de almacenamiento, pues provee el 30% del agua para el consumo humano. Además se usa para actividades recreativas que implican contacto directo con el agua, así como para la producción de peces. Desafortunadamente, las actividades humanas han afectado la calidad del agua del reservorio, de tal manera que, como se ha señalado con anterioridad, se reporta que el estado trófico ha cambiado de oligotrófico en 1980 a mesotrófico en 1987 (Olvera, 1998) y eutrófico posteriormente. Adicionalmente, los cambios de nivel y las fuertes fluctuaciones del mismo -asociadas con la crisis de abastecimiento de agua que se ha vivido desde el año 2006- ha impuesto también variaciones en las condiciones tróficas, modificando la composición y biomasa de los grupos fitoplanctónicos.

## MÉTODOS

En el embalse Valle de Bravo se han realizado muestreos cada 28 días en diferentes estaciones (ver figura 1) desde el año 2001 (Monroy, 2004). Para el presente trabajo, se analizaron los muestreos realizados en la estación central del embalse (E5, Figura 2), durante los años 2004 a

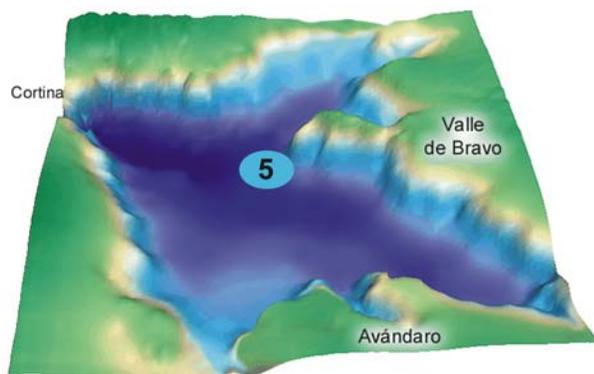


Figura 2. Estación central del embalse, E5 (figura tomada de Monroy, 2004).

2008, con el fin de contar con descriptores limnológicos de columna y determinar riquezas específicas y densidades del fitoplancton a 4m de profundidad. Se muestreó la estación central antes (vuelta uno) y después (vuelta dos) del inicio del viento diurno (dirección NO-SE), privilegiándose las muestras correspondientes a la segunda vuelta, dado que el efecto del viento es la de homogeneizar la capa de mezcla, por lo que la profundidad de 4 m resulta representativa de la

zona de mayor desarrollo del fitoplancton (Cruz, 2007). A lo anterior se suma la ventaja de que la profundidad de 4m nunca se encuentra cercana a la superficie del metalimnion, el cual – dependiendo de los vientos y de la basculación de la termoclina- puede encontrarse tan somero como 6m en el embalse de Valle de Bravo (Monroy, 2004; Merino *et al.*, 2008).

### Descriptores limnológicos

Los datos fisicoquímicos (pH, temperatura, concentración de oxígeno disuelto y nutrientes), así como los de clorofila-*a* integrada en la capa de 1 a 8 m (calculada a partir del fitoplancton retenido en las muestras filtradas para nutrientes), fueron proporcionados por el Laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, a cargo del Dr. Martín Merino Ibarra, con el apoyo del Hidrobiólogo Sergio Castillo y de la M. en C. Patricia Valdespino Castillo.

## Trabajo de campo

En el campo se determinaron temperatura, concentración y porcentaje de saturación de oxígeno, pH, conductividad y potencial redox en cada metro de la columna de agua, mediante una multisonda YSI modelo 6600. Asimismo se tomaron muestras con una botella tipo NiskinVan Dorn y se filtraron 30 mL de agua (filtros de membrana de 0.45  $\mu\text{m}$ , seguido de 0.2  $\mu\text{m}$ ) para nutrientes disueltos, que se preservaron con dos gotas de cloroformo y se mantuvieron en oscuridad y congeladas hasta su análisis en el laboratorio. La clorofila integrada se obtuvo filtrando 60 mL por filtros de membrana de 0.45  $\mu\text{m}$  en las profundidades de 1, 2, 4 y 8 m (total de 240 mL filtrados); los filtros se guardaron en acetona y se mantuvieron en oscuridad y frío hasta su análisis en el laboratorio. El fitoplancton se recolectó a una profundidad de 4m por medio de una botella muestreadora tipo Niskin y se preservó en botellas de plástico de 600 mL, agregando aproximadamente 20 gotas (<0.5 mL) de acetato de lugol inmediatamente tras su recolección, hasta obtener un color ámbar.

## Análisis de Laboratorio

### Nutrientes

La determinación de nutrientes fue hecha con un auto-analizador de flujo segmentado marca Skalar Sanplus System.

Los nutrientes evaluados fueron (APHA, AWWA, WPCF, 1992):

- Fósforo reactivo disuelto (FRD) 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 límites de detección de concentración).
- Nitrógeno como amoníaco ( $\text{N-NH}_4$ ) por la reacción de Berthelot (azul de endofenol, 0.1-20  $\mu\text{M}$  de límites de detección de concentración).
- Sílice (como  $\text{SiO}_2$ ) por la conversión del ácido silícico a ácido  $\beta$ -silicomolibdico y su reducción a azul de molibdeno (0.02-140  $\mu\text{M}$  de límites de detección de concentración).

Cuando alguna concentración en la muestra rebasó los límites de detección, se realizaron las diluciones necesarias.

## Clorofila-*a*

Para la extracción del pigmento se añadieron 5 mL de acetona al 90% a cada muestra; estos filtros fueron conservados en obscuridad y refrigeración durante un lapso entre 24 y 36 horas y posteriormente fueron centrifugados 15 minutos a 4500 rpm. Para determinar la concentración de clorofila-*a* se utilizó un espectrofotómetro ELY-2000 (Elyptica instruments), donde se realizaron lecturas a 750 nm como blanco (corrección de turbidez) y lecturas a las longitudes de onda de 664, 647 y 630 nm para determinar a concentración de clorofila-*a* con base a las ecuaciones de Jeffrey y Humpfrey (Valdespino, 2008).

## Fitoplancton

Abundando en las razones por las que se escogió la estación central y la profundidad mencionada para analizar el fitoplancton, tenemos que:

- I. La zona central del embalse es la más representativa porque sufre menos cambios verticales a lo largo del día, pues no se ve tan afectada por los hundimientos/levantamientos del metalimnion en los extremos del embalse, generados por el efecto del viento diurno NO-SE a lo largo de la distancia máxima de fetch de 7 km (Monroy, 2004; Valdespino, 2008).
  
- II. La profundidad de 4 m es asimismo representativa de la capa de mezcla en zona fótica, porque trabajos realizados con anterioridad -en particular los de Cruz (2007) y Monroy (2004)- demostraron que la capa de mezcla en zona fótica (epilimnion en fase de estratificación, capa superior iluminada de la columna de agua mezclada en fase de circulación) no revela diferencias significativas en cantidad y distribución de especies de fitoplancton, debido a que la mezcla inducida por el viento tiende a homogenizar la capa superficial del embalse en toda la extensión del cuerpo de agua. Aunque Valdespino (2008) detectó que la profundidad de 1m es la más productiva, la composición de especies y cantidad de organismos no varían significativamente entre 1 y 4 m (Cruz 2007).

## *Clasificación taxonómica*

La identificación de los taxones se realizó mediante el apoyo de claves y guías como Bourrelly (1972); Dillard (1990, 1991a, 1991b, 1993); Comas (1996); Croasdale (1973); Komárek (2003),

Komárek y Anagnostidis (1998 y 1999); Krammer y Lange-Bertalot (1991-1996); Prescott (1951, 1975); Prescott *et al.* (1975); Prescott, *et al.*, (1975); Round *et al.* (1990); West (1904, 1905, 1908, 1912 y 1914); Wehr y Sheath (2003), entre otras (ver Anexo 1).

#### *Cálculo de densidades*

La densidad del fitoplancton se determinó a partir de los recuentos hechos con la técnica de Utermöhl (Utermöhl 1958, en Wetzel y Likens, 1991). Se utilizaron cámaras de 10 mL y se dejaron sedimentar durante un mínimo de 3 horas por cm de altura de la torre para facilitar que todos los organismos se sedimenten en el fondo de la cámara (Margalef, 1969, en Villafane y Reid, 1995). Se utilizó un microscopio invertido Olympus IX70 con sistema Nomarski, barriendo la mitad de la cámara para especies grandes y por medio de transectos a diferentes aumentos para especies más pequeñas, hasta contar 400 células de la especie más abundante.

#### *Cálculo de biomasa*

El volumen correspondiente a la materia viva de una célula (biovolumen celular) se estimó tomando las dimensiones de un mínimo de 20 células y relacionándolas con una forma geométrica conocida (esferas, conos, cilindros, etc.), con la técnica reportada por Hildebrand, *et al.* (1999) y por Sun y Liu (2003). Para transformar los conteos de especies a biomasa (considerada como peso húmedo), se tomaron los promedios de las medidas de los 20 individuos contados en los taxones más abundantes, aplicando la siguiente fórmula:

$$\mu\text{m}^3\text{mL}^{-1} = \text{número de células mL}^{-1} \times \text{biovolumen celular estimado}$$

Con estos valores se procedió a la conversión a peso húmedo. Suponiendo que la densidad es igual a 1, entonces  $10^6 \mu\text{m}^3 = 1\mu\text{g}$ .

## **Análisis estadísticos**

Se calcularon correlaciones no paramétricas (r-Spearman), considerando un nivel de significación  $p < 0.05$ , mediante el programa Statistica versión 6.1, con el fin de detectar tendencias de variación conjunta u opuestas entre los descriptores limnológicos, lo cual facilitó a su vez la presentación de gráficos en resultados y la interpretación en la discusión.

# RESULTADOS

## Descriptores Físico-Químicos

Como se ha mencionado en el área de estudio, las condiciones de nivel del embalse cambiaron notablemente en el lapso de estudio (Octubre de 2004 a marzo de 2008), pues a partir de julio de 2006 se alcanzó un mínimo ( $< 1820$  m snm) y ya no se alcanzó el máximo de 1830 m snm que caracterizó al embalse hasta finales de 2004. Considerando estas variaciones de profundidad, el tirante de agua fluctuó en el intervalo entre 29 y 18 m en la estación central muestreada (Figura 3).

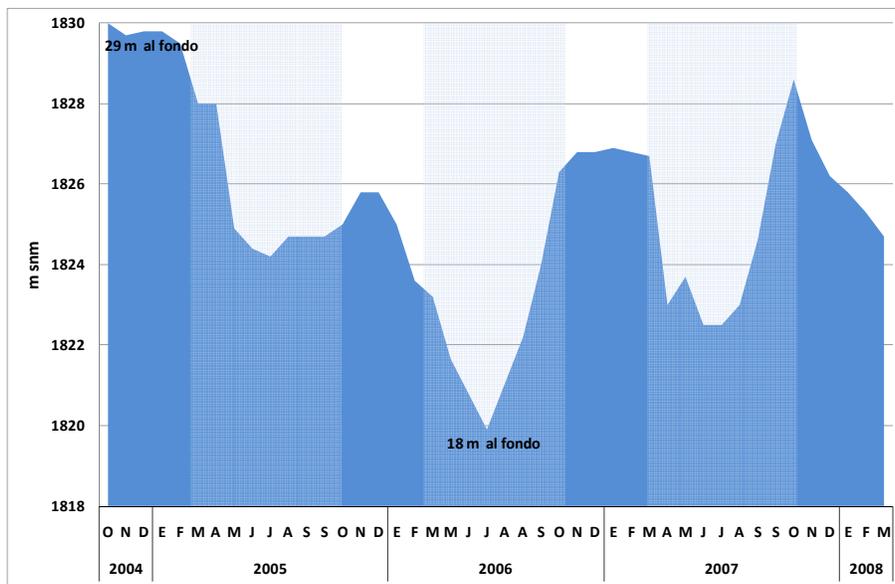


Figura 3. Variación en el nivel de aforo (m snm) en el embalse de Valle de Bravo durante el período de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las flechas indican la profundidad de la estación central durante el máximo y el mínimo de nivel registrados. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## Régimen de Mezcla y Estratificación en Valle de Bravo

### *Marcha de Temperaturas*

El régimen de mezcla/estratificación de los cuerpos de agua viene determinado por la distribución de temperatura en la columna de agua, a su vez reflejada en la distribución de oxígeno. Durante el lapso de estudio, la columna se observó mezclada entre noviembre y febrero, y se estratificó entre marzo y octubre (Figura 4). La temperatura (Figura 5) en las profundidades de 0-4m varió entre 17.9°C y 23.8°C, con un promedio de 21.2°C, y en el hipolimnion (12 m-fondo) de 17.5°C a 21°C, con un promedio de 19.4 °C. La Figura 4 muestra la variación espacio-temporal de la temperatura, en la que se observa claramente el patrón térmico temporal, con menores temperaturas durante la circulación del embalse y superiores en el período de estratificación. Adicionalmente, en la Figura 5 se observan los incrementos de temperatura en el hipolimnion a medida que avanza cada épocas de estratificación.

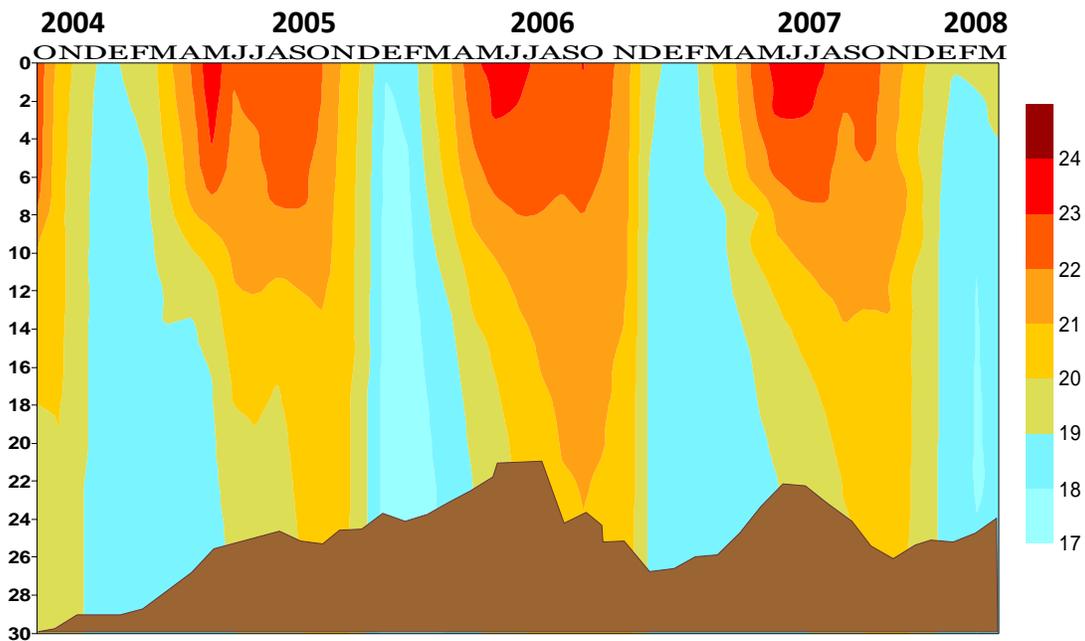


Figura 4. Variación espacio-temporal de la temperatura en la estación central en el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008.

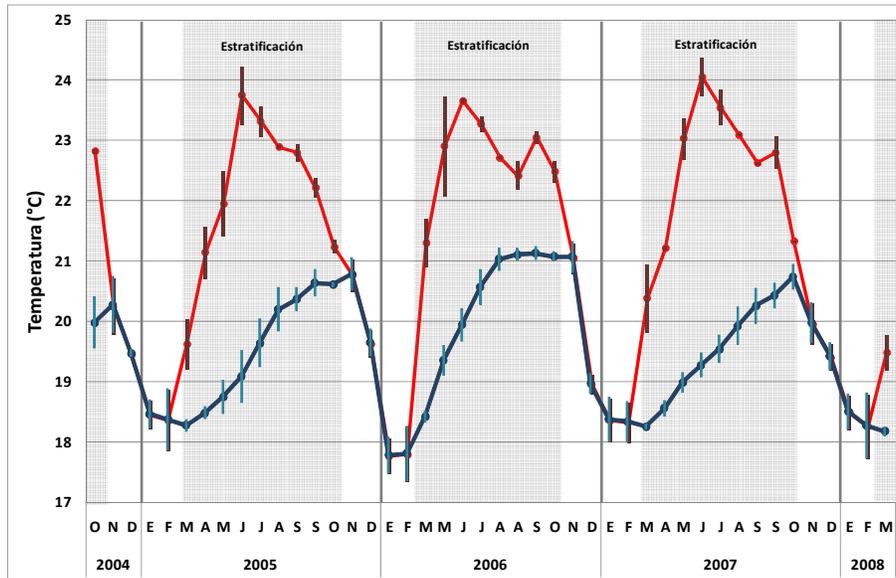


Figura 5. Promedio de temperaturas del epilimnion (0-4 m) e hipolimnion (12m-fondo) en estratificación y toda la columna en circulación, en el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación.

### *Variaciones de Oxígeno Disuelto*

En la Figura 6 se observa que la distribución del oxígeno disuelto (OD) siguió la de temperatura. Los valores absolutos oscilaron entre 0 y  $15.4 \text{ mgL}^{-1}$ , con subsaturaciones de oxígeno durante la mezcla en toda la columna de agua (mínimos de  $\sim 60\%$ ), así como anoxia en el hipolimnion y sobresaturaciones en capa superficial durante las épocas de estratificación (máximos por encima de  $150\%$ ). En la Figura 6 también se observa que en la capa de 0 a aproximadamente 8m, las fluctuaciones de oxígeno son menores en los dos últimos años comparado con los dos primeros.

Durante el lapso de estudio, la estratificación perduró por lo menos hasta octubre, y en alguna ocasión la columna de agua todavía no se encontraba bien mezclada en los muestreos de noviembre. En la Figura 7 se observan perfiles de temperatura y oxígeno al final de la fase de estratificación en 2004 y 2006, cuando en noviembre se encontraron condiciones con temperaturas ya relativamente homogéneas, pero con oxígeno todavía clinogrado, mostrando anoxia o microaerofilia ( $\text{OD} < 2 \text{ mg L}^{-1}$ ) por debajo de  $\sim 20\text{m}$  hasta el fondo (30 y 26 m en noviembre de 2004 y 2006, respectivamente).

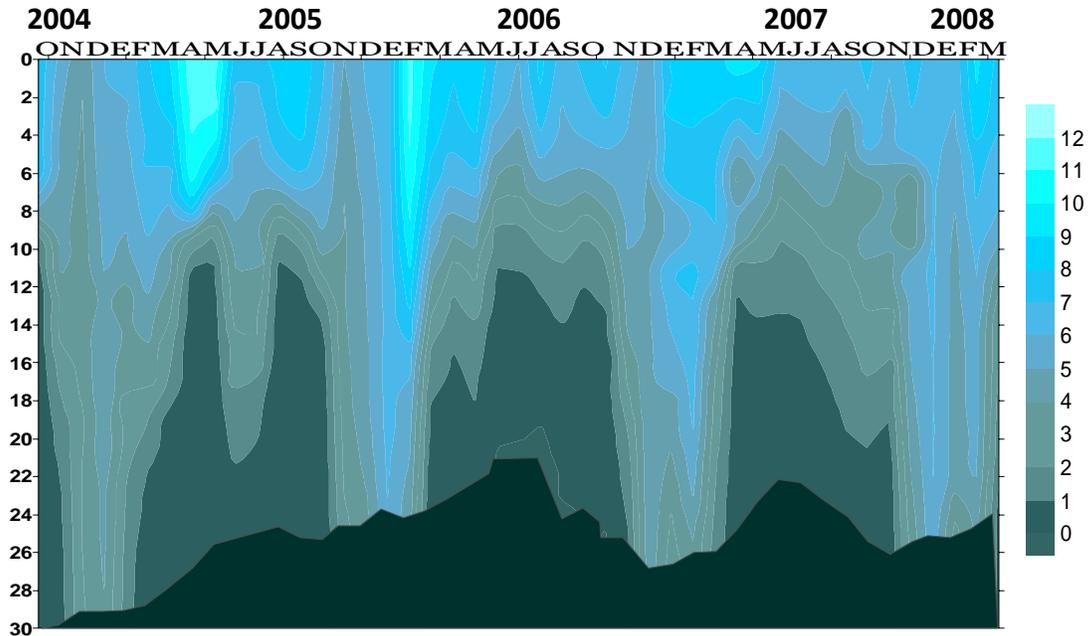


Figura 6. Variación espacio temporal de la concentración de oxígeno disuelto en la estación central en el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008.

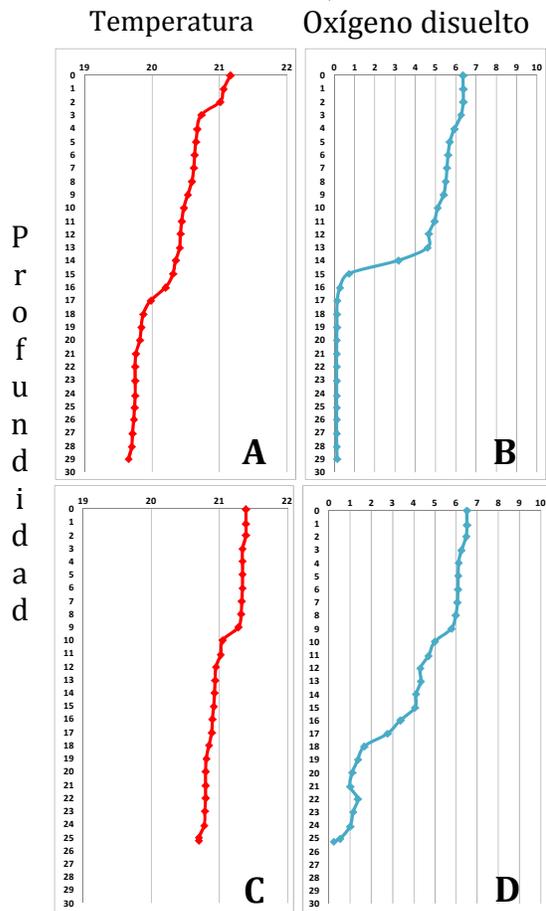


Figura 7. Perfiles de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) y oxígeno disuelto ( $\text{mgL}^{-1}$ ) en la estación central del embalse, correspondientes a noviembre de 2004 (A y B) y noviembre de 2006 (C y D).

### *Cambios en el pH*

En la Figura 8 se observa que la variación del pH, en la capa de 0 a 4m, sigue un patrón estacional, mostrando mayores valores en el período de estratificación del embalse y disminuyendo durante la circulación. El promedio de pHs en la capa 0-4m fue de 8.7 y los valores máximos y mínimos fueron de 9.7 (estratificación) y 7.2 (circulación). El pH en el hipolimnion (12m al fondo) no muestra grandes variaciones temporales: los valores de máximos y mínimos de pH fueron de 7.8 y 7.0, respectivamente, y el promedio de 7.5

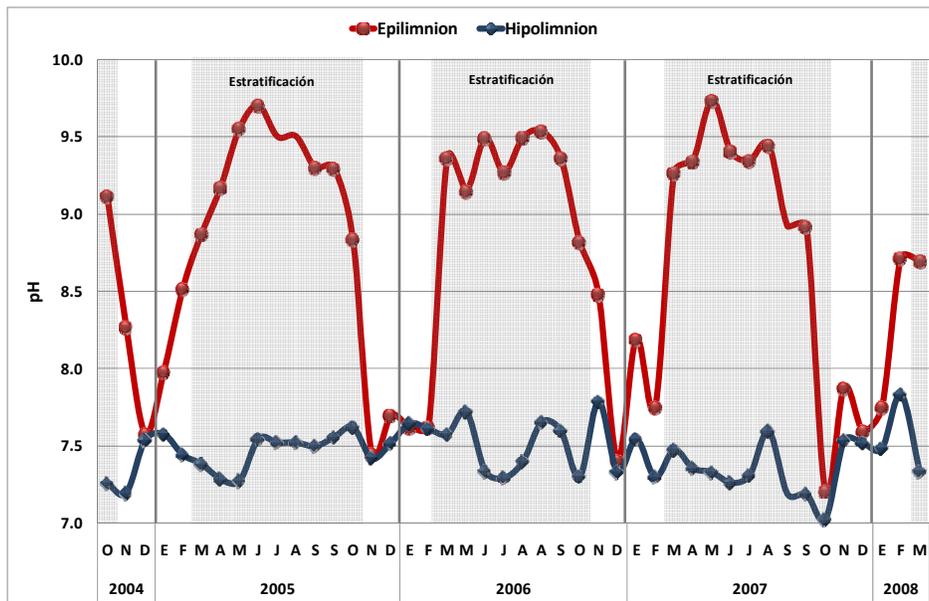


Figura 8. Promedio de pHs en el epilimnion (0-4 m) e hipolimnion (12 m-fondo) en el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## Fluctuaciones de los Nutrientes (FRD, NID, SiRD)

Para analizar los nutrientes disueltos, se promediaron los valores obtenidos de las profundidades muestreadas a 0, 1, 2 y 4 m, que siempre pertenecieron a la capa de mezcla (a diferencia de 6 y 8 m, pues en algunas ocasiones, sobre todo en estratificación temprana, mostraron valores correspondientes a la superficie de la termoclina). A continuación se presentan las variaciones de dichos promedios verticales para cada nutriente analizado: Fósforo reactivo disuelto (FRD), Amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), formas oxidadas de Nitrógeno (nitratos y nitritos), Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID, suma de las tres formas de anteriores) y Sílice reactivo disuelto (SiRD). Las Figuras 9 a 13 presentan las concentraciones fósforo, nitrógeno y sílice en escala logarítmica, con el fin de destacar los valores en los intervalos más bajos en el caso de FRD,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NO}_2^-$  ó para resaltar la concentración limitante en el caso del SiRD.

### Fósforo reactivo disuelto (FRD)

El valor promedio de FRD en la región 0-4m fue de  $0.38 \mu\text{molL}^{-1}$ , con máximo de  $2.58 \mu\text{molL}^{-1}$  en noviembre de 2007 y mínimo de  $0.07 \mu\text{molL}^{-1}$  en marzo de 2006. Como se observa en la Figura 9, el FRD fluctuó considerablemente durante el lapso de estudio, manteniéndose usualmente por encima del valor considerado como limitante ( $0.1 \mu\text{molL}^{-1}$ , Reynolds, 1999), y con importantes incrementos hacia el final del período de estudio.

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

El amonio mostró mayores concentraciones en las profundidades de 0 a 4m durante la época de circulación del embalse, a excepción de la circulación 2006-2007 (Figura 10). La media para este nutriente fue de  $4 \mu\text{molL}^{-1}$ , los valores mínimos y máximos fueron de  $1.2 \mu\text{molL}^{-1}$  y  $41.8 \mu\text{molL}^{-1}$  y se presentaron en los meses de diciembre de 2004 y septiembre de 2007, respectivamente.



### Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y Nitritos ( $\text{NO}_2^-$ )

En las profundidades de 0-4m, los nitratos mostraron una tendencia a aumentar durante las fases de circulación del embalse. La media para este nutriente fue de  $3.9 \mu\text{molL}^{-1}$ , el valor máximo se presentó en diciembre de 2006 ( $23.4 \mu\text{molL}^{-1}$ ) y el mínimo en mayo de 2007 ( $0.1 \mu\text{molL}^{-1}$ ). El nitrito presentó un valor máximo de  $2.5 \mu\text{molL}^{-1}$  (enero de 2005) y el mínimo de  $0.1 \mu\text{molL}^{-1}$  (estratificación) con un promedio de  $0.4 \mu\text{molL}^{-1}$  (Figura 11).

### Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)

Las concentraciones de NID (o nitrógeno inorgánico disuelto, es decir, la sumatoria de nitratos, nitritos y amonio) mostraron amplias fluctuaciones en el período de estudio, con las concentraciones más altas en los períodos de circulación del embalse (Figura 12). La media para el NID fue de  $8.4 \mu\text{molL}^{-1}$ , con concentración más alta de  $43.0 \mu\text{molL}^{-1}$  en febrero de 2006 y la más baja de  $1.6 \mu\text{molL}^{-1}$  en el mes de septiembre de 2007. Se observa que frecuentemente presenta valores por debajo del nivel considerado como limitante ( $6-7 \mu\text{molL}^{-1}$ , Reynolds 1999) durante las fases de estratificación. Asimismo, se aprecia una tendencia progresiva a la disminución en la altura de los picos tanto durante la mezcla, especialmente en la de 2006-2007 y 2007-2008, como en estratificación.

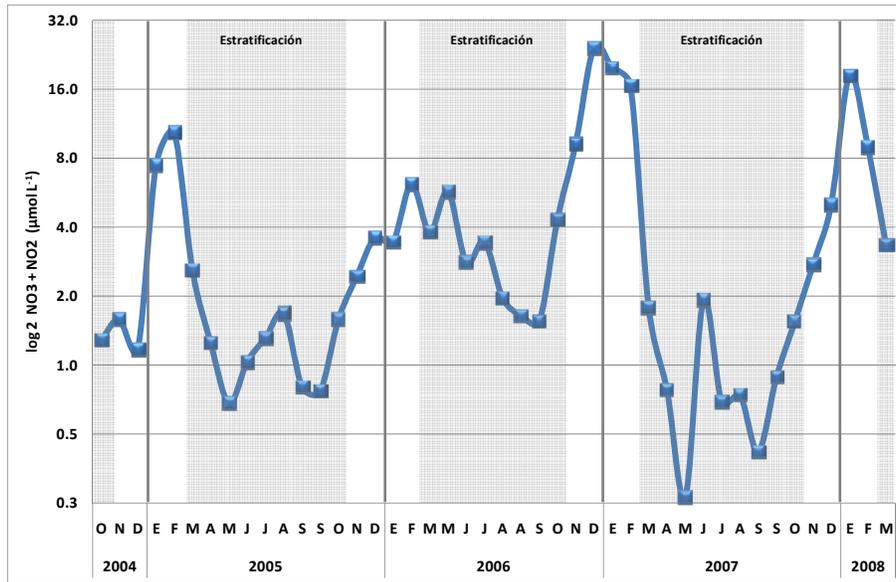


Figura 11 Variación de la concentración de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), expresada en log 2, en la capa de 0 a 4m del embalse de Valle de Bravo durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008 en la estación central. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

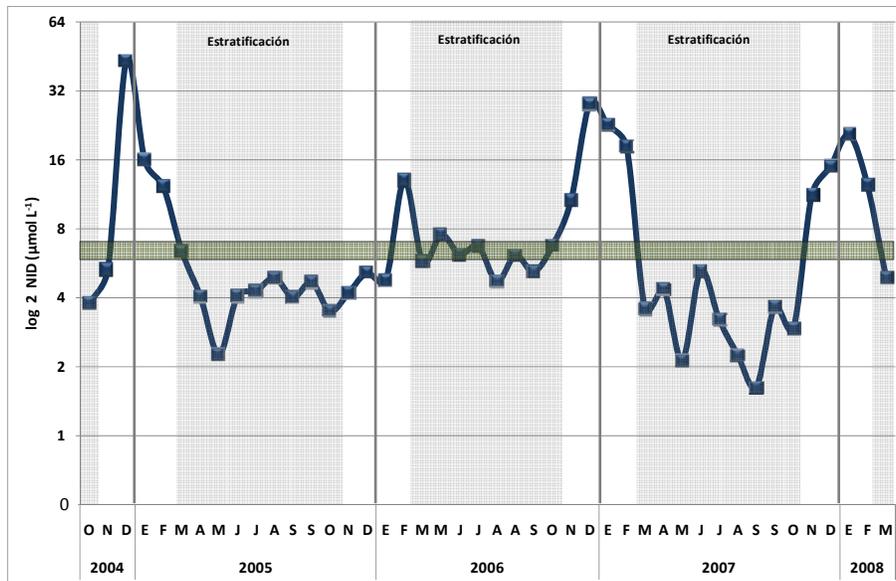


Figura 12. Variación de la concentración de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID), expresada en log 2, en la capa de 0 a 4m del embalse de Valle de Bravo durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008 en la estación central. El área horizontal sombreada marca la concentración de nitrógeno reportada como limitante para el fitoplancton (6-7 µmol L<sup>-1</sup>, Reynolds, 1999). Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## Sílice reactivo disuelto (SiRD)

La Figura 13 muestra las amplias variaciones de SiRD en la capa de 0-4 m del embalse. La media para el sílice fue de  $334 \mu\text{mol L}^{-1}$  y los valores máximos y mínimos fueron de  $683 \mu\text{mol L}^{-1}$  y  $14 \mu\text{mol L}^{-1}$  y se presentaron en diciembre de 2004 y marzo de 2006, respectivamente.

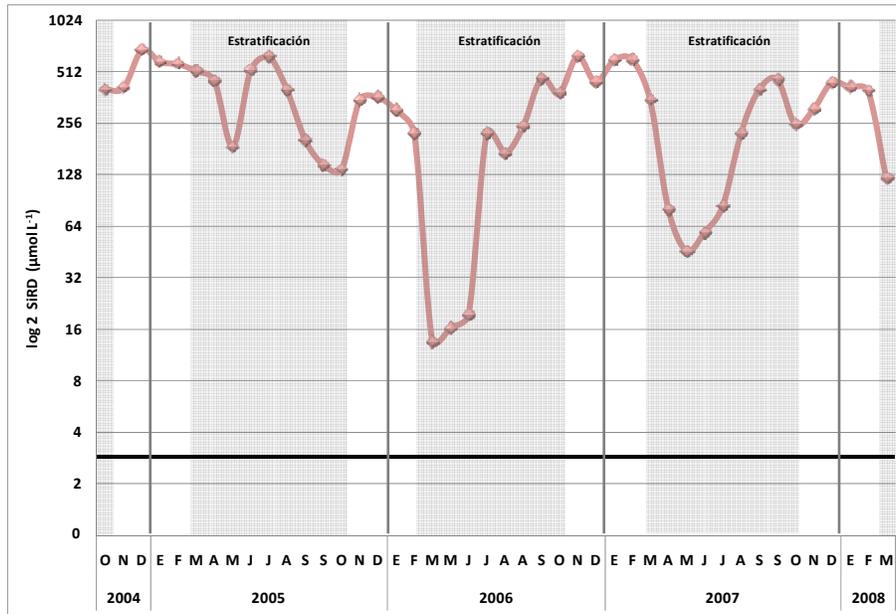
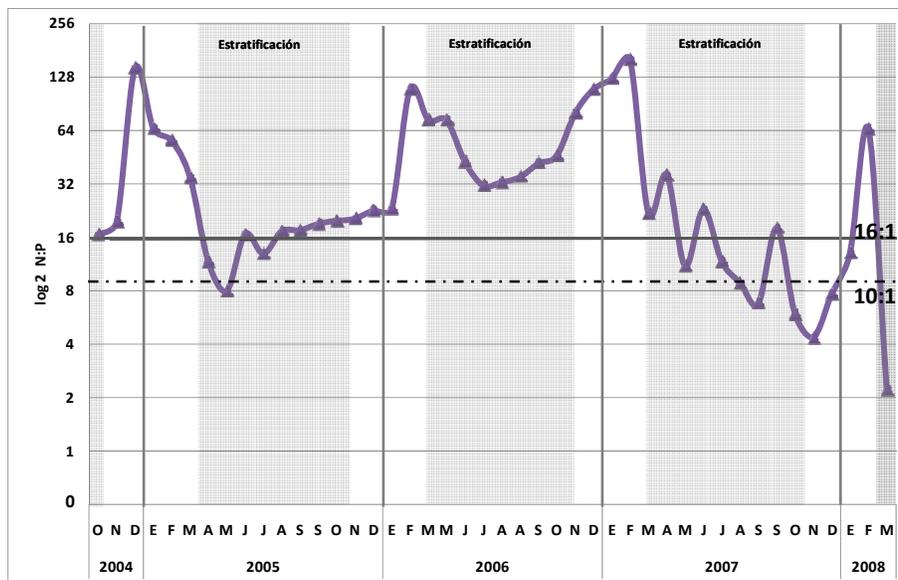


Figura 13. Variación de la concentración de Sílice Reactivo Disuelto (SiRD) en la capa de 0 a 4m del embalse Valle de Bravo, durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008 en la estación central. La línea negra indica la concentración de limitante ( $3 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) para las diatomeas (Interlandi *et al.*, 1999) Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## Relaciones entre nutrientes

### NID:FRD

La Figura 14 muestra la relación nitrógeno-fósforo (NID:FRD) en la capa de 0-4 metros del embalse Valle de Bravo. La relación entre estos nutrientes fluctuó a lo largo del periodo de estudio, presentando valores por debajo de la relación de Redfield 16:1 en las estratificaciones de 2005 y 2007.



## SiRD:FRD

Para este trabajo, establecimos la relación 40Si:1P como limitante para las diatomeas según lo reportado por Interlandi *et al.* (1999). En la Figura 15 se presenta la relación Si:P (SiRD:FRD) en la capa de 0 a 4 metros del embalse, la cual siempre estuvo por encima de los valores limitantes durante todo el periodo de estudio.

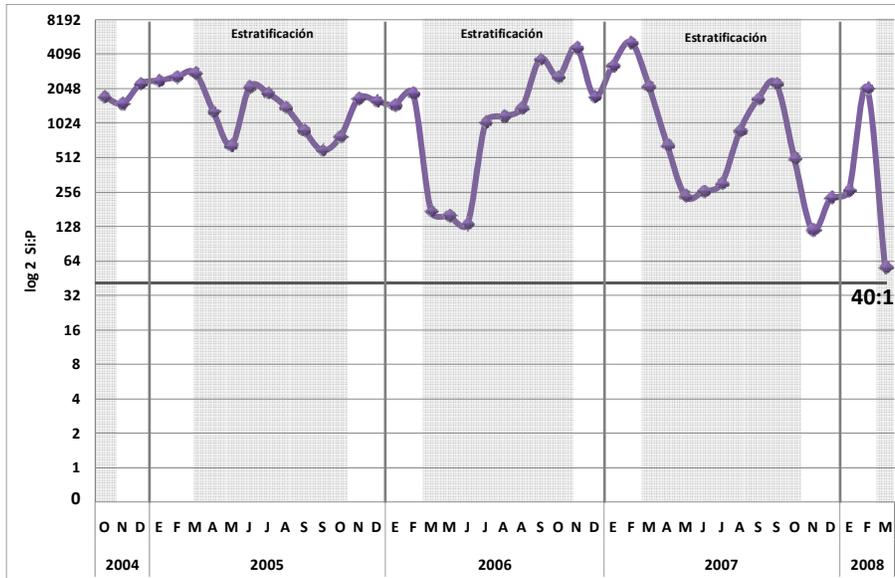


Figura 15. Relación SiRD:FRD en la capa de 0 a 4m el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. La línea gris marca la relación de propuesta por Interlandi *et al* (1999), por debajo de la cual hay limitación para las diatomeas. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## SiRD:NID

En la Figura 16 se ilustra la variación de la relación entre el Sílice (SiRD) y el Nitrógeno (NID) en la capa de 0 a 4 metros del embalse. La relación entre estos nutrientes estuvo la mayor parte del periodo de estudio por encima del valor limitante de 3:1 siguiendo a Interlandi *et al.* (1999) con excepción de la estratificación de 2006 (marzo y mayo).

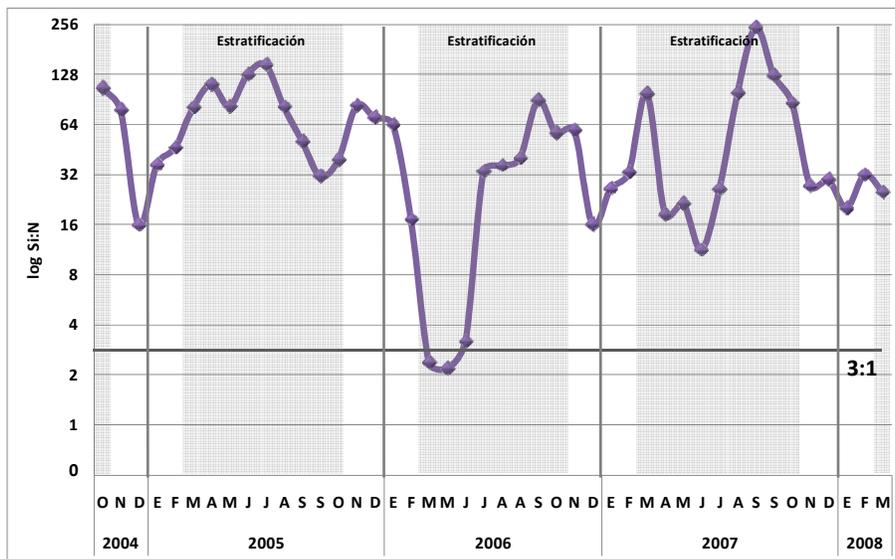


Figura 16. Relación SiRD:NID en la capa de 0 a 4m el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. La línea gris marca la relación de propuesta por Interlandi *et al.* (1999), por debajo de la cual se reporta limitación para las diatomeas. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## Transparencia y Clorofila-*a*

La transparencia medida como profundidad de Disco de Secchi (Figura 17) mostró tendencia a aumentar durante los períodos de mezcla (máximo de 3.4m) y disminuyó durante la estratificación (valores mínimos de 0.6m). Se observaron mayores transparencias en los períodos de circulación de los años 2004-2005 y 2005-2006 (3.2m y 3.4m, respectivamente), en comparación con las fases posteriores de 2006-2007 y 2007-2008, cuando tienden a disminuir (valores máximos de 2.8m y 2.7m, respectivamente).

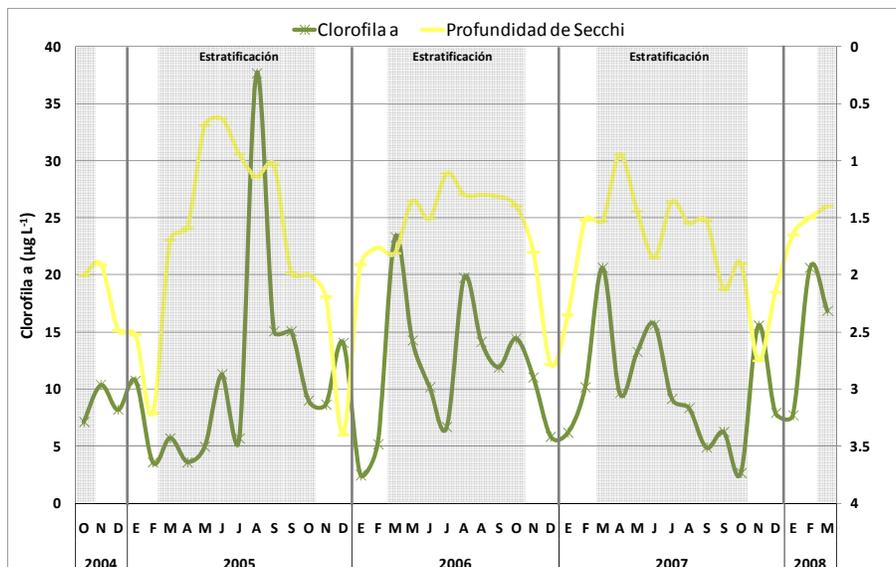


Figura 17. Variación de la profundidad de Secchi y clorofila *a* integrada en la zona de producción (1 a 8m) en el embalse de Valle de Bravo durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008 en la estación central. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

Los valores de clorofila-*a* integrada entre 1 y 8m, determinados en el período de estudio se muestran en la Figura 17. El promedio de clorofila-*a* en la capa fótica del embalse fue de 10.9  $\mu\text{g L}^{-1}$ , con valores mínimos en los meses de diciembre-2005 y octubre-2007 (2.5  $\mu\text{g L}^{-1}$  y 2.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente) y su máximo valor se presentó en agosto 2005 (37.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). En general se observaron importantes fluctuaciones, con picos más elevados durante la estratificación.

Cuando no se mide directamente la radiación fotosintéticamente activa (PAR, por sus siglas en inglés) mediante un fotómetro, es posible estimarlo aproximadamente multiplicando la

transparencia de Secchi por un factor<sup>1</sup>. Para el caso de Valle de Bravo, hemos considerado el factor de 1.7 (Tavernini *et al.*, 2009), que da profundidades de zona fótica (Zeu) siempre menores a la profundidad de capa de mezcla (Zmix) durante la estratificación (Figura 18)

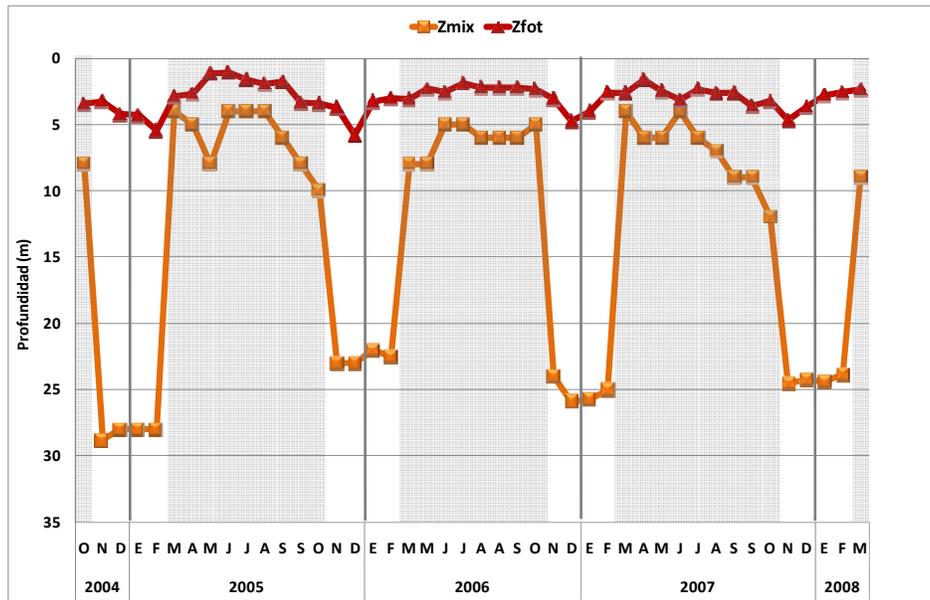


Figura 18. Profundidades de capa de mezcla (Zmix) y de capa fótica (Zfot o Zeu) en el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación.

<sup>1</sup> Considerando el límite de la zona fótica o profundidad de compensación, Zeu, como la que recibe del 1 al 5% de la intensidad de luz incidente en superficie,  $I_0$ . Dicho factor emana de aplicar la ecuación de Lambert-Beer, considerando  $I(Zeu) = 1\%I_0$ , y despejando Zeu con base en diversos coeficientes de extinción de la luz ( $k=cte/DS$ , Reid y Wood, 1976). Así, se pueden calcular factores entre 1.7 (Scheffer, 1998, en Tavernini *et al.*, 2009) y 3 (máximo teórico para condiciones de elevada transparencia: para el océano –por ejemplo- se usa un factor de 2.7, Margalef, 1983).

## Fitoplancton

Se observaron un total de 65 taxones durante el lapso de estudio. En el Anexo 1 se especifica su clasificación hasta el nivel taxonómico más bajo determinado.

### Densidad y Biomasa

Los conteos por densidades ( $\text{célula.mL}^{-1}$ ) y biomasa ( $\mu\text{g.mL}^{-1}$ ) se observan en las Figuras 19 y 20. Las mayores densidades numéricas corresponden a las cianoprocarioras, seguidas de las diatomeas. En cambio, considerando la biomasa, las cantidades de diatomeas tienden a igualarse a las de cianoprocarioras. Muy atrás quedan otros grupos, como las criptofitas y las dinoflageladas. Es notable observar, al final del período de estudio (enero y febrero de 2008), un aumento significativo de las clorofíceas, tanto en densidad como en biomasa. Las mayores densidades fitoplanctónicas se presentaron en mayo y septiembre de 2005 y febrero de 2008, y las menores densidades en diciembre de 2004 a febrero de 2005, julio de 2006 y junio de 2007 (Figura 19). La biomasa fitoplanctónica más alta se presentó en agosto de 2005 y las mínimas medidas de biomasa se obtuvieron en febrero de 2005 y diciembre de 2006 (Figura 20).

Con base en los porcentajes la biomasa fitoplanctónica (Figura 21), podemos observar de manera más clara la alternancia en la dominancia, considerando una codominancia entre los valores del 40-60%, de los principales grupos algales (cianoprocarioras y diatomeas), la cual no sigue un patrón definido reconocible entre épocas de mezcla y estratificación. Además, se observa el aumento en la contribución a la biomasa de los grupos menos abundantes en el embalse, principalmente Chlorococcales, en los períodos de circulación del embalse en 2006-2007 y 2007-2008.

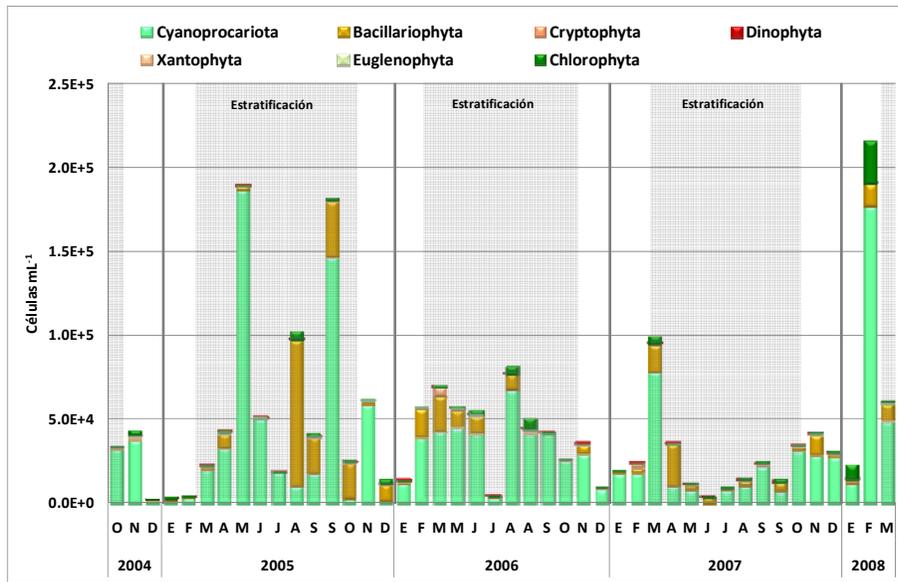


Figura 19. Variación temporal del fitoplancton en densidad (células/ml) en E5 a 4m, representativa del embalse de Valle de Bravo, durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

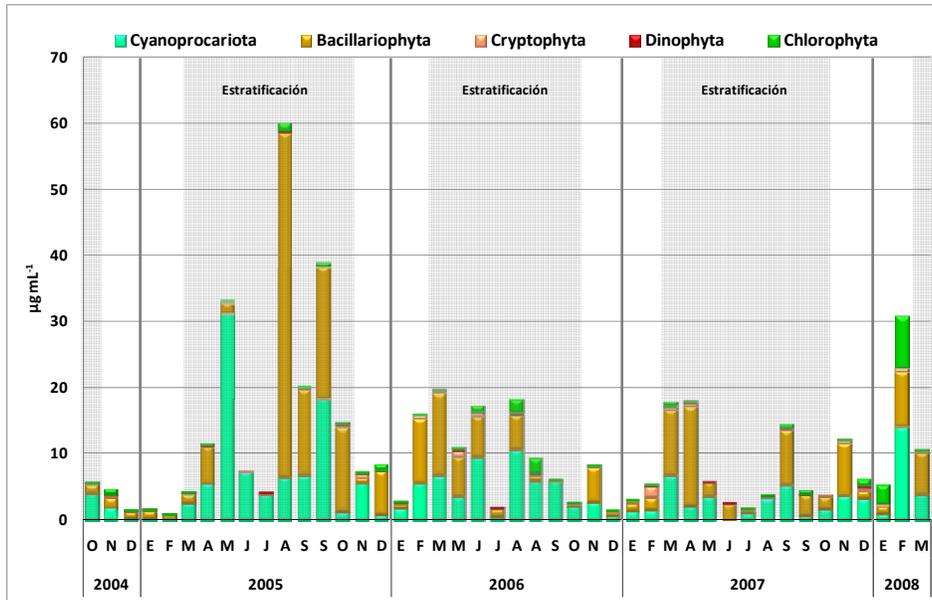


Figura 20. Variación temporal del fitoplancton en biomasa de peso húmedo ( $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ , valores acumulados) representativa del embalse de Valle de Bravo, durante el período de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

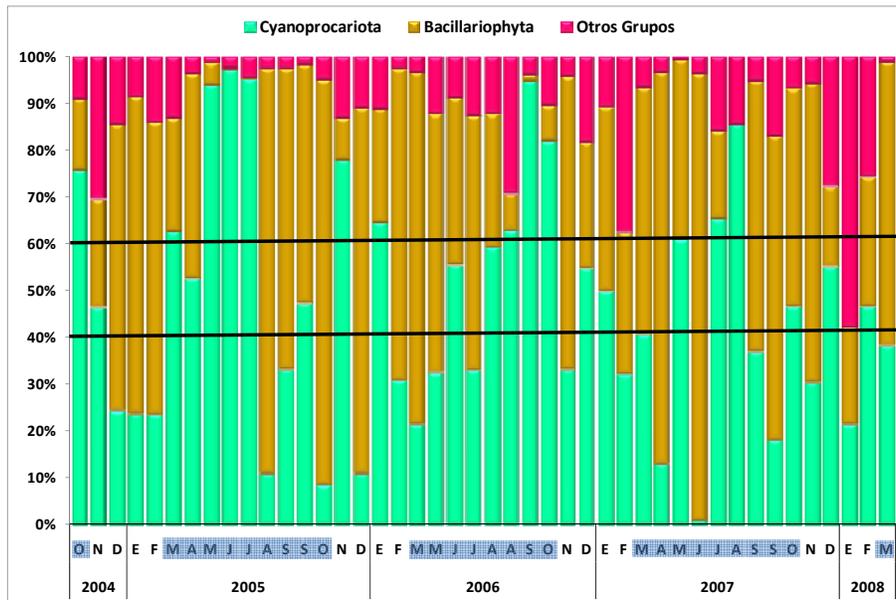


Figura 21. Variación del fitoplancton en porcentaje de biomasa, para los principales grupos (diatomeas en dorado y cianoprocariotas en verde-azul), y la sumatoria de los grupos menos abundantes en el embalse (Chlorophyta, Cryptophyta y Dinophyta, en rosa), durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las líneas negras horizontales marcan el intervalo de co-dominancia en biomasa (40-60%),. Las áreas sombreadas sobre los meses señalan los periodos de estratificación del embalse.

Dada la importancia relativa de diatomeas y cianoprocariotas, en las Figuras 22 y 23 se ilustran las variaciones de los grupos principales dentro de estos grupos.

Los grupos presentes de diatomeas en el embalse Valle de Bravo son las diatomeas arrafídeas (Cl. Fragilariophyceae) y las diatomeas céntricas (Cl. Coscinodiscophyceae). Las especies más representativas de las arrafídeas son *Fragilaria crotonensis* y *Synedra ulna*; de las céntricas son *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella ocellata*. De todas estas especies, la más abundante y frecuente fue *F. crotonensis* (elevada correlación con el total de diatomeas, tanto en densidad como en biomasa,  $r = 0.9$ ,  $p = 0.0$ ).

La diatomea *F. crotonensis* presentó la biomasa más alta ( $51.6 \mu\text{g mL}^{-1}$ ) en agosto de 2005. Otra diatomea del grupo de las arrafídeas, *S. ulna*, exhibió la biomasa más alta ( $8.3 \mu\text{g mL}^{-1}$ ) en septiembre 2007, además de ser la especie dominante en biomasa. En cuanto a las diatomeas

de simetría radial, *C. ocellata* presentó la biomasa más alta en febrero de 2008 ( $5.3 \mu\text{g mL}^{-1}$ ) y *A. granulata* en noviembre de 2006 ( $3.3 \mu\text{g mL}^{-1}$ ).

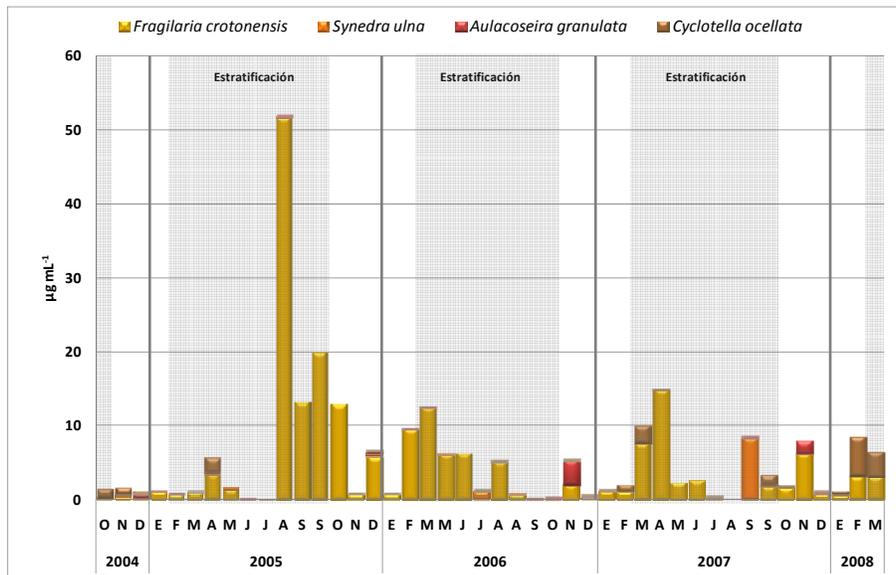


Figura 22. Variación de las biomásas de las principales especies de diatomeas del embalse de Valle de Bravo, durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

La biomasa de los principales grupos de cianoprocaritotas se presenta en la Figura 23. Las mayores biomásas de Chroococcales se presentaron en mayo y noviembre del 2005 ( $4.5 \mu\text{g mL}^{-1}$  y  $4.3 \mu\text{g mL}^{-1}$ , respectivamente), en marzo de 2007 ( $6.5 \mu\text{g mL}^{-1}$ ) y febrero de 2008 ( $14.1 \mu\text{g mL}^{-1}$ ). Las menores biomásas, que corresponden a  $0.1 \mu\text{g mL}^{-1}$ , se presentaron en febrero y agosto de 2005, julio de 2006 y agosto de 2007. Las especies más abundantes fueron *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Woronichinia naegeliana* y *Snowella lacustris*

El orden Oscillatoriales presentó las más altas biomásas en los meses de agosto y septiembre de 2005 ( $17.7 \mu\text{g mL}^{-1}$  y  $5.0 \mu\text{g mL}^{-1}$ ), agosto de 2006 y 2007 ( $6.4 \mu\text{g mL}^{-1}$  y  $5.1 \mu\text{g mL}^{-1}$ ) y las menores biomásas de  $0.1 \mu\text{g mL}^{-1}$  en los meses de febrero de 2005, diciembre de 2006, enero y febrero de 2007. Los taxones representativos en este orden fueron *Lyngbia birgei* y *Limnothrix redekeii* (Anexo 1).

Las mayores biomásas de Nostocales -el orden que agrupa las especies capaces de fijar nitrógeno molecular por tener la capacidad de desarrollar heterocitos en sus filamentos- se encuentran en mayo de 2005 y 2006 ( $24.5 \mu\text{g mL}^{-1}$  y  $4.3 \mu\text{g mL}^{-1}$ , respectivamente) y las menores -que, al igual que en las Chroococcales, corresponde al  $0.1 \mu\text{g mL}^{-1}$ - se presentaron en octubre y diciembre de 2004, febrero y diciembre de 2005, noviembre de 2006, enero, marzo, julio, noviembre y diciembre de 2007 y enero de 2008. Los géneros representativos fueron *Anabaena*, *Aphanizomenon* y *Cylindrospermopsis*.

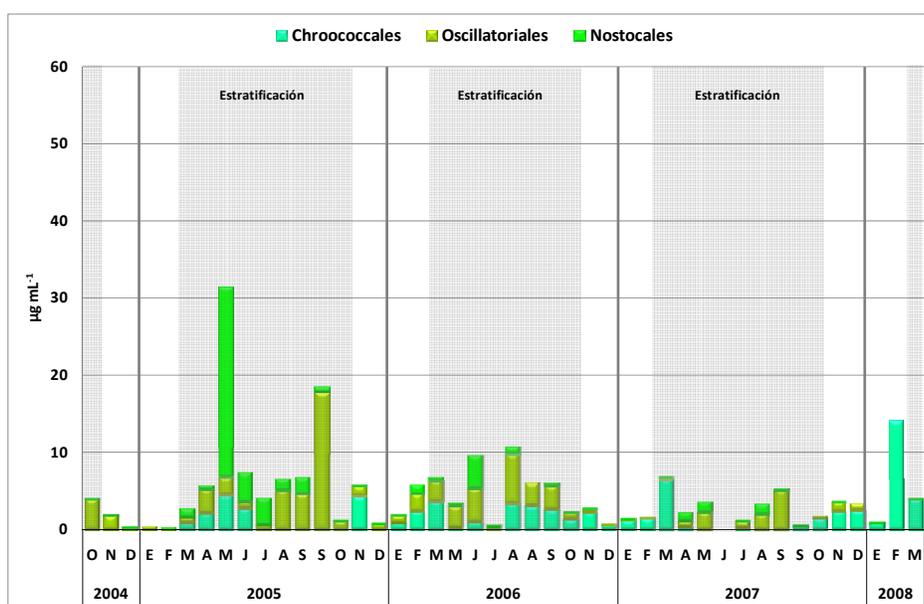
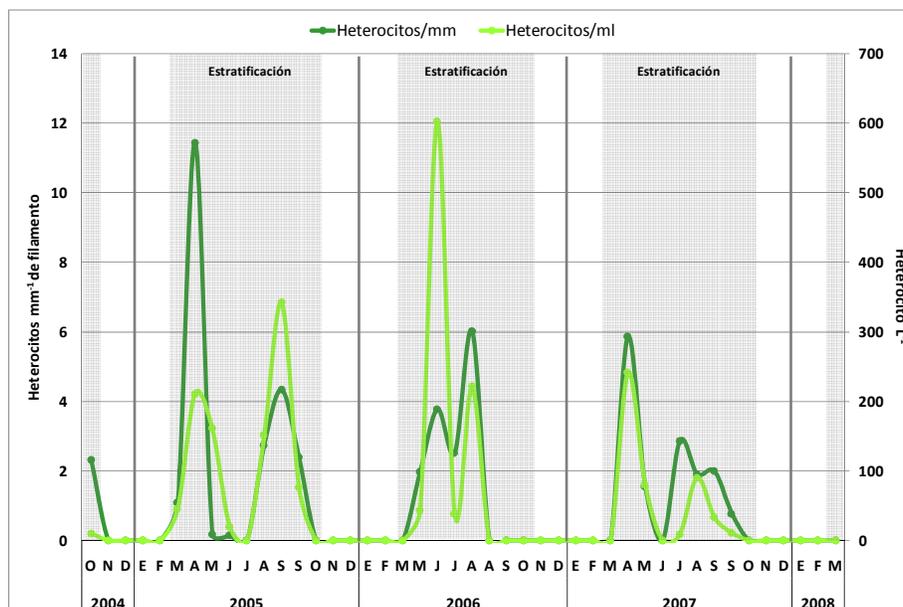


Figura 23. Variación de la biomasa (en formato acumulado) de los principales grupos de Cianoprocaritas denle el embalse de Valle de Bravo durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación.

## Heterocitos

Los heterocitos (Figura 24), células especializadas en la fijación de nitrógeno atmosférico (Cyanoprocarionta: Nostocales), mostraron un patrón muy parecido en los conteos de número de heterocitos por mililitro de agua o por milímetro de filamento (heterocitos mL<sup>-1</sup> de muestra o heterocitos mm<sup>-1</sup> de filamento de especie de Nostocal), presentando dos picos en el período de estratificación del embalse y desapareciendo en el período de circulación.



# DISCUSIÓN

## Nivel del embalse y régimen térmico

Por la amplitud del valle que encajona al embalse, así como por el relativamente bajo caudal de los ríos que desembocan en él, Valle de Bravo presenta características típicas de lago, excepto por la manipulación a la que se ve sometido por pertenecer al Sistema Cutzamala, que abastece de agua a los Valle de Toluca y México, entre otros. Dicha manipulación impone fluctuaciones en los niveles de llenado del embalse, y queda a su vez afectada por variaciones en la precipitación y en los aportes de agua procedentes de sus afluentes. Es común que en los embalses, las operaciones de extracción y de inyección de agua por la cortina afecten, además del nivel, el régimen de mezcla/estratificación y la productividad de los reservorios (Martin y McCutcheon, 1999), así como las concentraciones de nutrientes y materia orgánica en la columna de agua (Geraldés y Boavida, 2005). Típicamente, el embalse presenta sus niveles más altos entre postlluvias y finales de año (octubre a diciembre). Durante el lapso de estudio se observó el nivel más alto en octubre de 2004 (1830m snm) y disminuyó a 1818 m snm a finales de secas/estratificación temprana de 2006, por debajo de la cota mínima de 1825 m snm, registrada por el grupo de trabajo del laboratorio de Biogeoquímica del ICMYL entre los años 2001 a 2005 (Merino *et al.* 2008). Lo anterior es notable, pues el embalse se había mantenido en niveles altos desde que sufrió un cambio de uso de hidroeléctrica a abastecimiento de agua por parte de la CNA en los 80s (Carnero, 2008). A partir de 2006, la fluctuación en el nivel del embalse superó los 5m, alcanzando los 11 m debido a la escasez de agua y a la creciente demanda por parte de la población; a este fenómeno nos referimos cuando hablamos de la “crisis del Cutzamala”.

A pesar de dichas fluctuaciones, extremas para el lapso 2001-2007, el embalse ha mantenido su régimen térmico monómictico cálido, es decir, mezcla asociada con el invierno hemisférico. Éste parece ser el comportamiento de los cuerpos acuáticos comparativamente profundos en latitudes alrededor de los 20°N, a alturas relativamente elevadas como: Zempoala (2800 m snm, García-Rodríguez y Tavera, 1998), Sta. María del Oro (800 m snm, Serrano *et al.* 2002), Zirahuén (Tavera y Martínez, 2005) y Alchichica (2300 m snm, Alcocer *et al.* 2001). En

trabajos anteriores se reportó que el embalse de Valle de Bravo mezclaba su columna de agua a partir de octubre, lo cual resulta aparente por la homogenización de temperaturas en la vertical (Merino *et al.*, 2003; Monroy, 2004, y Merino *et al.*, 2008). Sin embargo, revisando la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto de inicios y finales de la época de mezcla en el lapso de estudio (octubre 2004 a marzo 2008) -tanto para temperaturas como para oxígeno disuelto-, observamos que todos los octubres (muestreados entre mediados de mes o un poco después) siguieron estratificados (perfiles clinogrados de temperaturas y oxígeno disuelto), mientras que en noviembre (muestreos entre el 16 y el 19 del mes) todavía encontramos situaciones de estratificación indicada por los perfiles de oxígeno disuelto (Figura 7). Lo anterior también ha sido observado por Valdespino (2008) y Ramírez-Zierold *et al.* (2010). Por ello, consideramos que -para el presente trabajo- la mezcla empieza en noviembre, cuando encontramos condiciones de mezcla total (temperatura y oxígenos ortogrados) en noviembre de 2005 y 2007, hasta situaciones en las que la temperatura se encuentra relativamente homogénea, pero el oxígeno es todavía clinogrado, con anoxia o microaerofilia ( $OD < 2 \text{ mg L}^{-1}$ ) por debajo de ca. 20 m hasta el fondo (30 y 26 m en noviembre de 2004 y 2006, respectivamente, Figura 7). Una explicación factible al hecho de encontrar la temperatura prácticamente ortograda y el OD clinogrado en algunos meses de noviembre, es que la circulación no está todavía bien establecida, y lo que observamos es resultado de ya sea un evento de mezcla parcial (2004), o del efecto de varias mezclas parciales y efímeras en noviembre de 2006 (Figura 25).

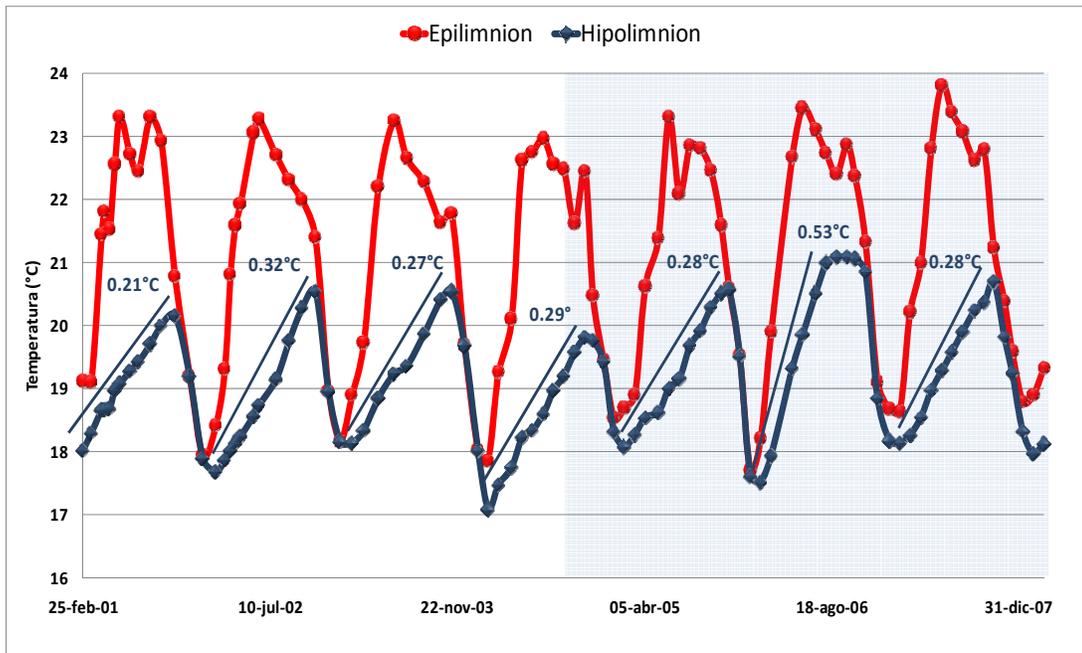


Figura 25. Promedio de temperaturas del epilimnion e hipolimnion en el embalse de Valle de Bravo, entre 2001 y 2007. Asociado con cada recta de regresión se indica el promedio de aumento de temperatura mensual. Lo anterior se considera evidencia indirecta de eventos de mezcla en estratificación. El área sombreada señala el periodo de estudio de este trabajo.

TABLA 1. VARIACION DE LA TEMPERATURA MENSUAL DE 2001 A 2007

Año	Incrementos de temperatura por mes (estandarizado a 28 días)	Aforo mínimo del embalse
2001	0.23°C	1829
2002	0.32°C	1824.5
2003	0.27°C	1825
2004	0.29°C	1825.5
2005	0.28°C	1824.2
2006	0.53°C	1819.9
2007	0.30°C	1822.5

En las Figura 25 y en la Tabla 1 se ve cómo la temperatura del hipolimnion incrementa durante la estratificación, fenómeno tomado como evidencia de mezclas en la periferia del embalse, producto del basculamiento de la termoclina a causa de los vientos diurnos (Merino *et al.*, 2003; Monroy, 2004; Merino *et al.*, 2008). Se observa que este calentamiento del hipolimnion ocurre más pronto y alcanza temperaturas superiores en 2006, cuando el aforo del embalse fue el más bajo desde 2001. Lo anterior se suma a la observación de “cuñas” de registro de oxígeno disuelto por debajo de la termoclina en 2007. Si hay estas evidencias indirectas de un fenómeno elusivo, por tratarse de eventos turbulentos de poca duración -difíciles de observar en muestreos mensuales-, se puede afirmar que estas mezclas que calientan el hipolimnion y envían oxígeno al fondo, también inyectan nutrientes en el epilimnion, lo que se adiciona a otros fenómenos que introducen nutrientes desde el metalimnion al epilimnion, como es la atelomixis, o erosión de la capa superficial del metalimnion por efecto del viento (Barbosa y Padisák, 2002).

## Nutrientes

### FRD

En la situación previa a la reciente “crisis del Cutzamala” -o reducción en la disponibilidad de agua y disminución superior a la esperada de los niveles del embalse, en general, la reserva de fósforo en las aguas superficiales del embalse tendía a disminuir progresivamente con la muerte y hundimiento del fitoplancton y otros organismos hacia el hipolimnion y el fondo. Las aguas anóxicas del hipolimnion presentaban altas concentraciones de fósforo, que retornaba -en forma diluida por distribuirse azarosamente en toda la columna- a la superficie durante la mezcla, donde era consumida rápidamente por el fitoplancton (Monroy, 2004). A partir de la “crisis del Cutzamala” (2006), el fósforo (Figura 9) ya no presentó un patrón estacional tan claro. Durante el lapso de estudio, el fósforo se mantuvo por encima de la concentración considerada como limitante ( $0.1 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) para el fitoplancton según Reynolds (1999). Sólo a principios de la estratificación de 2006 (junio), en el mínimo nivel del embalse, se encontró un valor por debajo de la concentración mencionada. Es de resaltar el aumento importante de fósforo a finales del período de estudio, en la mezcla 2007-2008, lo cual puede estar indicando dos fenómenos: ya sea un incremento en el aporte de nutrientes al embalse, o bien que el fitoplancton no pudo utilizarlo con efectividad, probablemente debido a la disminución del nitrógeno inorgánico disuelto, como veremos a continuación.

## Nitrógeno

De las formas de nitrógeno que son consumidas por el fitoplancton, la más eficiente es el amonio, por ser la fuente de nitrógeno más reducido (Reynolds, 2006). En el período de estudio, las concentraciones más altas de amonio entre 0 y 4 m (Figura 10) se presentaron en la fase de mezcla del embalse, llegando a presentar concentraciones altas ( $41.8 \mu\text{mol L}^{-1}$  en qué mes de 2004), a diferencia de lo reportado por Monroy (2004), quien menciona concentraciones bajas de este nutriente en el epilimnion en el periodo 2001-2002.

El NID, suma de todas las formas de nitrógeno inorgánico disuelto, mostró un patrón dominado por la dinámica del  $\text{NO}_3^-$  en la capa de 0 a 4m (Figura 11). Hay una variación importante entre años, por ejemplo, en la estratificación de 2006 –justo cuando se alcanzaron los más bajos niveles del embalse-, los valores de NID son mayores en comparación con las estratificaciones de 2005 y 2007, lo cual propicio que las relaciones NID:FRD fueran mayores que el umbral 16:1 (Figura 14) como se discutirá a continuación mas a fondo.

Por otro lado en los sistemas eutróficos, donde las concentraciones de nutrientes suelen ser elevadas, se han postulado umbrales mínimos para determinar si existe o no limitación por un nutriente (Reynolds, 1999 y 2006). A ese respecto, es importante notar que es precisamente durante el período de estratificación cuando se detectaron concentraciones de NID por debajo de la concentración limitante de  $6-7 \mu\text{mol L}^{-1}$  (Reynolds, 1999). Si a estos valores de por sí limitantes para el fitoplancton en general (excepto para las fijadoras de nitrógeno), le añadimos la variación de la razón NID:FRD (o N:P) (Figura 14, vemos que ésta se encuentra por debajo de la relación de Redfield (1958) de 16:1 en los períodos de estratificación de 2005 y 2007, indicando una fuerte limitación por nitrógeno, lo que explica el crecimiento de especies capaces de desarrollar heterocitos, así como las variaciones en la densidad de las células especializadas en fijar  $\text{N}_2$  atmosférico. Por otro lado, se propone (Horne y Commins, 1987 y Smith *et al.*, 1995, ambos en Havens, 2003) que valores por debajo de la razón 10N:1P propician la dominancia de cianoprocaritas, lo cual es consistente con lo observado en Valle de Bravo (Figuras 19,20 y 23) en estos períodos, cuando dominaron las Nostocales, seguidas de las Oscillatoriales.

En los periodos previos a la “crisis del Cutzamala” (2001-2005), Monroy (2004) y Merino *et al.* (2008) sugieren una limitación por nitrógeno en el periodo de estratificación basándose en la relación N:P. Posteriormente, Valdespino (2008) -para el lapso de agosto de 2006-a agosto de 2007 (en su caso, integrando nutrientes de 1 a 8 m)- no encuentra limitación por nitrógeno en ningún momento. Sin embargo, en el presente trabajo (en el que se integran los nutrientes de 0 a 4 m, dado que son las profundidades que siempre pertenecen a la capa de mezcla en estratificación, es decir, que no reciben la influencia directa del metalimnion), el patrón temporal de la relación N:P sí sugiere limitación por nitrógeno en las estratificaciones de 2005 y 2007, no así en la de 2006, cuando se observó un mayor efecto de lo que hemos denominado “eventos de mezclas marginales” generadas por los vientos diurnos durante la estratificación (Figura 5 y 25). Estos resultados resaltan la importancia de hacer estudios que integren datos de largos periodos de tiempo, con el fin de observar tendencias de cambios interanuales en los sistemas acuáticos (Alcocer, 2009). Asimismo, pone en evidencia lo necesario que es para Valle de Bravo que se consideren los datos continuos de sensores de temperatura en columna de agua (los cuales ya existen, pero no han sido todavía analizados, Merino, com. pers.).

El nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) presentó un patrón estacional claro, aumentando en el período de circulación del embalse cuando hay mayor concentración de oxígeno disponible y domina el proceso de nitrificación (Monroy, 2004), lo que coincide con lo reportado por Valdespino (2008) y se refleja en los valores de subsaturación en columna de agua durante la mezcla, causados por la demanda de oxígeno generada por la oxidación del amonio.

### SiRD

De acuerdo con IDECA (1999), la geología de la cuenca de Valle de Bravo es de naturaleza volcánica, donde dominan las cenizas volcánicas, areniscas y tezontles, además de rocas ígneas ácidas que contienen más del 65% de  $\text{SiO}_2$  como silicatos y cuarzo. Estas rocas se localizan principalmente en las zonas altas de las subcuencas de los ríos Amanalco y Molino, lo que se refleja en las altas concentraciones de SiRD ( $> 600 \mu\text{molL}^{-1}$ ) en el embalse, aportadas al mismo precisamente a través de la escorrentía de los ríos. Por lo anterior, las concentraciones de SiRD (Figura 13) más altas se presentaron tanto en el periodo de lluvias (junio a septiembre), debido al arrastre por los ríos, como en los períodos de circulación del embalse, atribuido a que hay una

menor extracción de agua del embalse para uso humano. A mediados de la estratificación de 2005 se observa un aumento en la concentración de sílice seguida de una fuerte disminución, posiblemente provocada por un aumento en la densidad y biomasa (floreamiento) de diatomeas (Figuras 19 y 20). En las estratificaciones de 2006 y 2007 se encontraron concentraciones menores a  $100 \mu\text{molL}^{-1}$ , por debajo del promedio de  $329 \mu\text{molL}^{-1}$ , lo que bien podría ser reflejo de un periodo más cálido y seco que fue uno de los detonadores de la crisis del Cutzamala, con menores lluvias y, por lo tanto, con menores aportes al embalse. Podemos concluir que la dinámica del sílice en el embalse está regulada principalmente por los aportes de los ríos y la absorción de éste por las diatomeas, las cuales arrastran el sílice de las frústulas hacia la trampa de los sedimentos (Schelske *et al.*, 1987; Stoermer y Smol, 1999).

A pesar de lo anterior, es importante mencionar que no hay limitación por sílice en Valle de Bravo, ya que sus concentraciones más bajas (e.g.,  $14 \mu\text{molL}^{-1}$ , en junio de 2006) nunca estuvieron por debajo de la concentración establecida como limitante para las diatomeas, de ca.  $3 \mu\text{molL}^{-1}$ . Dicho valor se calculó a través de las relaciones entre nutrientes que reporta Interlandi *et al.* (1999), siendo importante anotar que no aplica para cada especie en particular, pues las afinidades por el sílice son muy variables, dependiendo de las cantidades de sílice promedio que hay en cada célula, i.e., para *F. crotonensis* es de  $98 - 142.7 \text{ pgcell}^{-1}$  (Reynolds y Wiseman, 1982, en Reynolds, 2006).

Las relaciones del sílice con el fósforo (SiRD:FRD) y el nitrógeno (SiRD:NID) son importantes para el desarrollo de las diatomeas. Vemos que la razón SiRD:FRD (ó Si:P, Figura 15), se mantuvo siempre por encima del 40:1 reportado por Interlandi *et al.* (1999). Por su parte, la relación SiRD:NID (ó Si:N, Figura 16) se mantuvo la mayor parte del tiempo por encima de la proporción 3:1 reportada como óptima para las diatomeas en general (Interlandi *et al.*, 1999), excepto a principios de la estratificación de 2006, cuando disminuye a niveles por debajo de este óptimo. Sin embargo, no parece que estos pocos valores hayan afectado la distribución de las diatomeas (Figura 22), por lo que concluimos que no hay limitación por sílice en el embalse de Valle de Bravo, y que las fuertes variaciones del SiRD no alcanzan a condicionar su crecimiento, más bien son un reflejo de la combinación del aporte de sílice por los ríos y su uso por las diatomeas, ratificando lo ya mencionado. Consideramos que en Valle, a diferencia de otros cuerpos de agua de pHs básicos, las condiciones del agua en contacto con los sedimentos (pHs

circumneutrales) no facilitan la redisolución del sílice de las frústulas de las diatomeas, lo cual se ratifica por la buena conservación de las valvas de diatomeas en los núcleos obtenidos en el embalse (González-Laurrabaquio, en proceso).

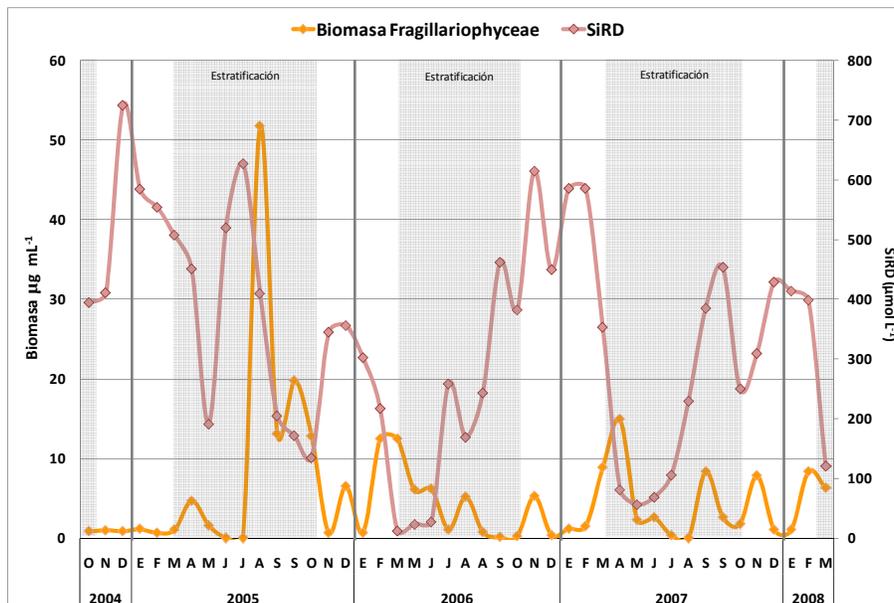


Figura 26. Variación de la biomasa de Fragillariophyceae (principalmente, *Fragilaria crotonensis* en  $\mu\text{g L}^{-1}$  escala izquierda) y el SiRD ( $\mu\text{mol L}^{-1}$  escala derecha) embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## Transparencia, zona fótica y clorofila-*a*

El embalse de Valle de Bravo se considera como un cuerpo de agua de escasa transparencia, debido a que presenta valores de disco de Secchi siempre menores a 3.5m, lo cual es característico de los cuerpos de agua eutrófico. Sin embargo, encontramos una particularidad en el embalse de Valle de Bravo y es que la transparencia es menor durante el período de estratificación, presentando menores profundidades del disco de Secchi (Figura 17) debido a la turbidez generada por las partículas suspendidas, mayormente de fitoplancton; es decir, que las máximas biomasa fitoplanctónicas tienden a observarse durante la estratificación y no en mezcla, como es común que ocurra en otros cuerpos de agua, por ejemplo en Alchichica (Adame *et al.*, 2008).

Por otro lado, a pesar de que hay una correlación general significativa entre transparencia de Disco de Secchi y clorofila-*a* ( $r\text{-Spearman} = -0.5$ ,  $p=0.006$ , que indica una tendencia a menores transparencias con mayores biomasa fitoplanctónicas, medidas como clorofila-*a*), puntualmente

no se alcanzan a ver asociaciones estrechas entre estos descriptores (Figura 17). La aparente disparidad en los muestreos puntuales se puede deber a dos situaciones:

- A. Por un lado, incrementos de densidad de grupos de zooplancton que pastorean el fitoplancton y disminuye su biomasa. Al respecto, las mayores transparencias se presentan en un solo momento del período de mezcla (2005 en febrero, 2006 y 2007 en diciembre), lo que parece estar asociado con un aumento previo en la biomasa del zooplancton (específicamente cladóceros; Jiménez, 2009), lo cual se observa en la Figura 27.
  
- B. Por otro lado, biomasa de fitoplancton con relativamente menor contenido en clorofila-*a* (pero mayor contenido en pigmentos accesorios, e.g., ficobilinas en el caso de las cianoprocariontas, Havens *et al.*, 1998). Como ya ha sido mencionado en trabajos anteriores (Monroy, 2002; Merino *et al.*, 2008, y Valdespino 2008), las mayores concentraciones de clorofila-*a* tienden a presentarse en el período de estratificación, ya sea a principios (2006 y 2007) o bien en la segunda mitad de este período (2005). Asimismo, la clorofila-*a* (Figura 17) coincide en sus patrones generales con la biomasa total del fitoplancton, con algunas excepciones (finales de 2004 y junio-julio de 2007, ambos con presencia importante de diatomeas), las cuales pueden deberse a un mayor contenido de clorofila en estos grupos, ya que el fitoplancton tiene la capacidad de aumentar el contenido celular de clorofila-*a* en ambientes con baja luz y relativamente alta concentración de nitrógeno (Reynolds, 2006), aunque esta respuesta es especie-específica (Venrick, 1988; Shortreed y Stockner, 1990 y Kirk, 1994).

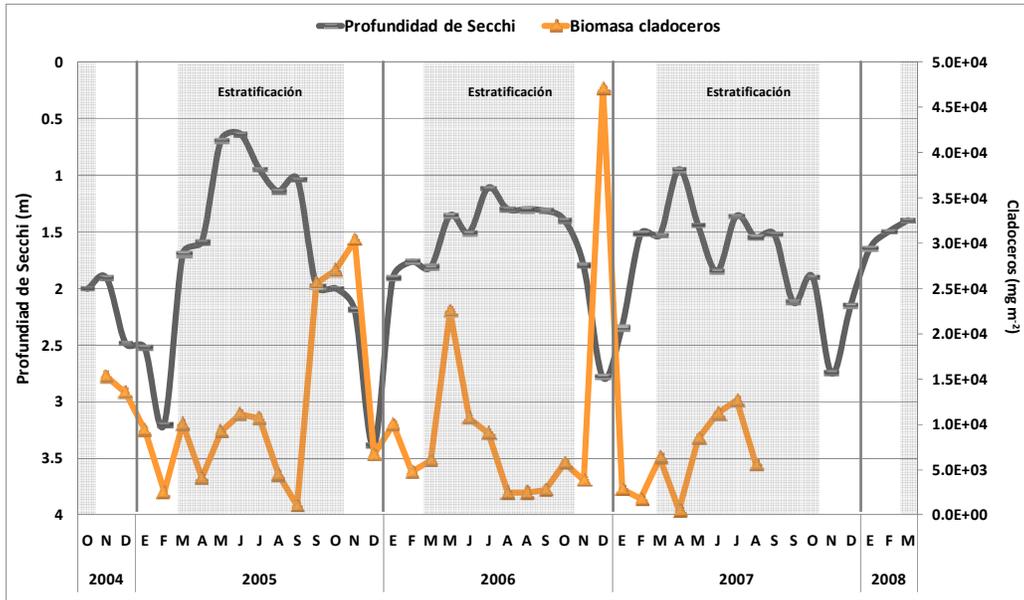


Figura 27. Variación de la profundidad del disco de Secchi y la biomasa de cladóceros (datos tomados de Jiménez, 2009) en la estación 5 del embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

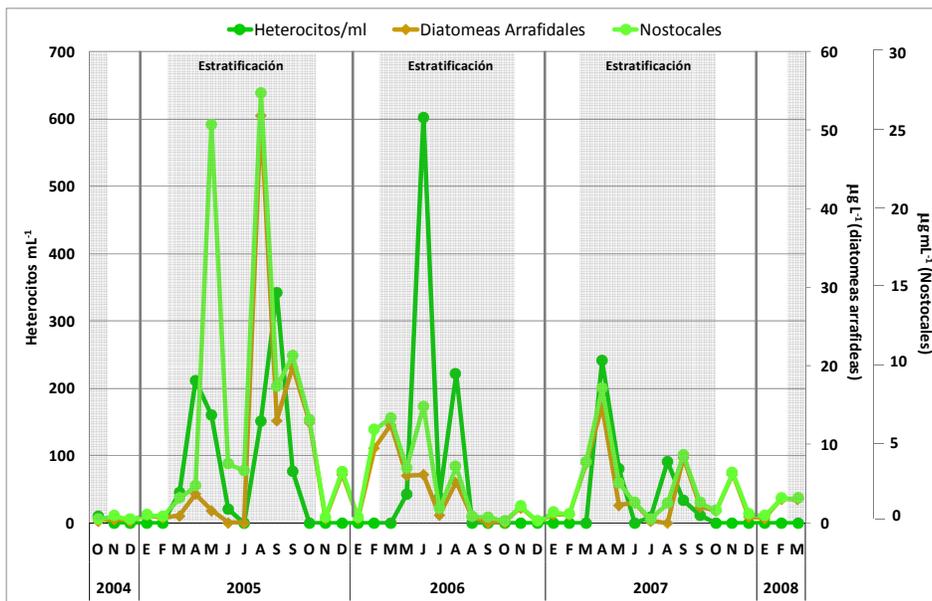


Figura 28. Número de Heterocitos por ml y biomasa de diatomeas arrafídeas y nostocales en el embalse de Valle de Bravo durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

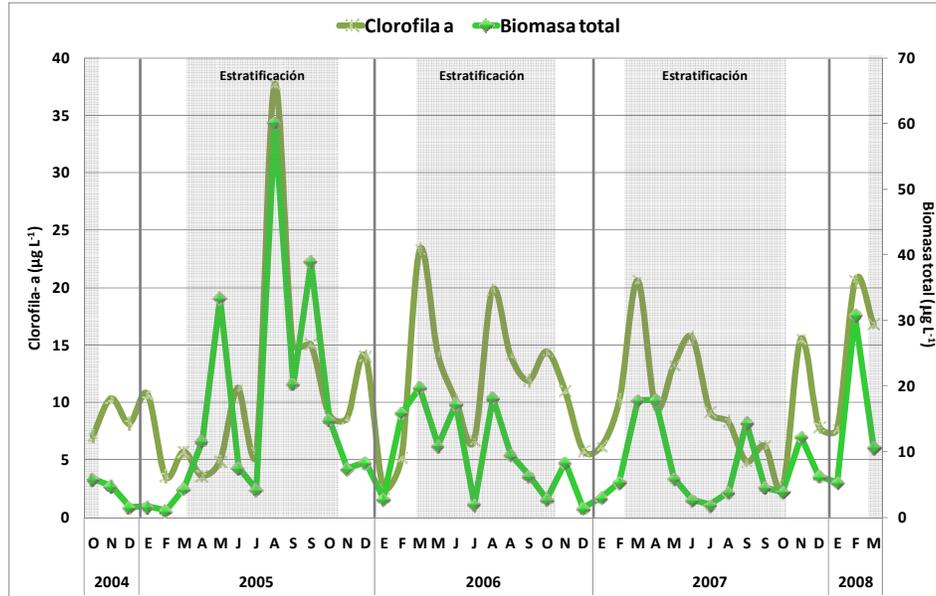


Figura 29. Variación de la clorofila “a” y la biomasa total fitoplanctónica en el embalse de Valle de Bravo, entre octubre de 2004 y marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

## Variaciones en la comunidad fitoplanctónica

Durante el lapso de estudio se observaron un total de 65 especies (Anexo 1) en la comunidad fitoplanctónica, lo que indica una riqueza específica en el fitoplancton más bien baja, comparada con otros cuerpos de agua artificiales (Tavernini *et al.* 2009). En general, los cuerpos de agua eutróficos, como es el caso del embalse de Valle de Bravo, presentan una menor riqueza específica que otros lagos de menor trofismo. Sin embargo, en México encontramos casos de trofismo bajo y mucha menor riqueza específica, como ocurre en el lago de Alchichica, con un total de 23 especies encontradas en el fitoplancton (Rosiles, 2005, incluidas las especies de picofitoplancton, que se alcanzaron a observar –aunque escasas– en el fitoplancton de Valle, aunque no se contabilizaron).

## Fluctuaciones de diatomeas y cianoprocariotas

Las cianoprocariotas y las diatomeas fueron los grupos taxonómicos más abundantes, presentado -en forma alternada- entre el 40% y el 90% de la biomasa del fitoplancton (Figura 21), lo cual es común en embalses eutróficos; en México se ha reportado la dominancia de cianoprocariotas y diatomeas en otras embalses, como on la presa Emiliano Zapata (Morelos; Gómez-Márquez *et al.*, 2007), la presa de Guadalupe (estado de México, Lugo *et al.*, 2007) y las presas Requena y Zimapan (Hidalgo, Lopez *et al.*, 2007). En otras zonas tropicales, como Brasil, también se ha registrado la dominancia de diatomeas y cianoprocariotas (algunas de ellas tóxicas) en embalses polimicticos y/o con estratificación termal corta (Calijuri, 2002; Sotero-Santos *et al.*, 2008, y Dellamano-Oliveira, 2008).

A diferencia de lo que ocurre en otros lagos, donde las mayores biomásas o florecimientos de diatomeas se presentan en el período de circulación (e.g., Oliva *et al.*, 2001; Tavera, 2005), en Valle de Bravo las biomásas más altas de diatomeas se presentan en el período de estratificación del embalse (Figuras 20 y 22), contrario a lo que menciona Cruz (2007) para el embalse Valle de Bravo en 2002. Analizando dicha aparente discrepancia con lo esperable para lagos y embalses en general y para Valle de Bravo en particular, encontramos lo siguiente:

Las Figuras 19, 20 y 22 muestran como, efectivamente, las diatomeas no siguieron el patrón estacional de dominancia en circulación y disminución drástica en el epilimnion durante la estratificación.

La especie dominante fue *Fragilaria crotonensis* en la mayor parte del estudio, a excepción del inicio y final del lapso de estudio (finales del 2004 e inicios de 2008), cuando las diatomeas dominantes fueron *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella ocellata*. Esto lo atribuimos en parte a que los requerimientos de fósforo son mayores para estas especies en comparación con las diatomeas arrafídeas (Tilman *et al.*, 1982; Lampert y Sommer, 2007) y es precisamente al final del período de estudio donde se presentan las mayores concentraciones de FRD en el embalse, superando incluso las concetraciones iniciales del estudio. Por otra parte, *A. granulata* es típicamente una especie de etapa de mezcla que crece mejor aprovechando condiciones de nutrientes más elevadas (Interlandi *et al.*, 1999), con relaciones N:P superiores a 16 (el mismo

comportamiento se observa, por ejemplo, en Sta. María del Oro, en donde *A. granulata* -especie de amplio intervalo de tolerancia a diversas concentraciones de nutrientes- se desarrolla importantemente durante los cortos periodos de mezcla, alrededor de enero de cada año, Vilaclara, com. pers.). *C. ocellata* apareció en elevadas cantidades en Valle de Bravo a lo largo de 2002 (Cruz, 2007), un año en el que el embalse tuvo aportes extraordinarios de fósforo (Ramírez-Zierold, com. pers.). Al parecer, *C. ocellata* en este embalse indica condiciones elevadas de nutrientes, especialmente fósforo (González-Laurrabaquio, com. pers.).

En relación con la presencia “atípica” de florecimientos de *F. crotonensis* durante la estratificación en el embalse de Valle de Bravo – pues Cruz (2007) la menciona principalmente a finales de la mezcla-, nosotros encontramos que parece haber una dependencia de esta especie por recursos abundantes de nitrógeno. Curiosamente, esto no se observa directamente con el NID, sino con los grupos de fitoplancton que pueden aportar principalmente nitrógeno durante estratificación en Valle de Bravo, las Nostocales. Lo anterior se explica porque desde hace tiempo se conoce la interacción entre algas fijadoras de nitrógeno (en el caso de estudio que se refiere en la bibliografía, *Anabaena circinalis*) y *Fragilaria crotonensis*, en ambientes donde existe limitación por nitrógeno; dicha interacción (Hutchinson, 1967 en Werner, 1977) se basa en que las algas fijadoras de nitrógeno generan florecimientos y, al morir, liberan los nutrientes contenidos en ellas -principalmente nitrógeno-, favoreciendo así el crecimiento de *F. crotonensis*, precisamente durante la estratificación (Figura 28).

En resumen, al parecer detectamos en el embalse de Valle de Bravo una relación significativa entre Nostocales y *F. crotonensis*, lo que asimismo explica la declinación de *F. crotonensis* hacia el final del estudio, debido también a la declinación de la Nostocales.

Otros picos de diatomeas se presentaron a principios de la estratificación de 2006 y 2007, lo cual coincidió con los valores más bajos de fósforo determinados durante el estudio –a su vez asociados con los niveles más bajos en el embalse-. Esto se interpreta a la luz de que, en general, las diatomeas son buenas competidoras por el fósforo (Tilman *et al.*, 1982; Lampert y Sommer, 2007; Sommer, 1991), lo que permite la dominancia y codominancia junto con las cianoprocaritas (observadas en las Figuras 20 y 21). La disminución de la biomasa de las

diatomeas en la segunda mitad de la estratificación de 2006 y 2007 pudo deberse a la disminución puntual (inicios de estratificación de 2006, cuando el embalse estaba en su mínimo aforo y el sílice disminuyó por falta de aporte por los afluentes) de la relación Si:N por debajo o alrededor de 2, valor de limitación según Interlandi *et al.* 1999, así como a la disminución de NID por debajo de la concentración limitante 0.6-0.7  $\mu\text{mol L}^{-1}$  propuesta por Reynolds (1999).

Ya habíamos mencionado que las cianoprocariotas son el grupo dominante del fitoplancton junto con las diatomeas (Figuras 19, 20 y 21). Entre ellas, las Nostocales están presentes tanto en los periodos de mezcla como en estratificación, pero aumentan su densidad y biomasa en este último período, llegando incluso a ser el grupo dominante en esta fase, gracias a su habilidad para fijar nitrógeno molecular (Figura 23), factor clave en el éxito de estas algas para crecer en medios con deficiencia de nitrógeno (Reynolds, 2006; Sterner, 1989). Esto se acompaña con variaciones en las densidades de heterocitos, tanto totales (por mL), como por mm de filamento (Figura 24).

El aumento observado en la biomasa de Nostocales y en el número de heterocitos (Figuras 23 y 24) durante los periodos de estratificación se pueden atribuir, en 2005 y 2007, a valores de NID por debajo de la concentración reportada por Reynolds (1999) como limitante (6-7  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), además de que la razón N:P también registró valores por debajo de los propuestos por Redfield (1958). Es destacable que lo anterior no se observa en la estratificación del 2006, cuando baja el nivel del embalse a sus mínimos durante el lapso de estudio, lo cual permite que los niveles de NID se mantengan más altos, probablemente por los mencionados eventos de mezcla efímeros en la periferia (eventos de mezclas marginales) del embalse, parciales pero efectivos, que introdujeron nitrógeno hacia el epilimnion. En estas circunstancias, las Nostocales bajaron en cantidad, pero se mantuvieron altas las densidades de heterocitos al inicio de estratificación, disminuyendo rápidamente después (Figura 24). Cabe destacar que los muestreos fueron mensuales, pero que -en situación de mayor inestabilidad por volúmenes bajos en el embalse- posiblemente se aceleraron los cambios poblacionales del fitoplancton en Valle de Bravo, por lo que hipotetizamos que pudieron haber florecimientos de Nostocales muy puntuales en momentos intermedios entre muestreos, que coadyuvaron -junto con las mezclas marginales- a incrementar los valores de NID en el epilimnion durante 2006. Lo anterior se refuerza porque

los crecimientos de *F. crotonensis* –que hemos ligado a las Nostocales- presentaron valores máximos (Figura 28) cuando los crecimientos de Nostocales fueron más altos (2005), pero mantuvieron valores relativamente elevados todavía en 2006, a pesar de que los crecimientos de Nostocales no se observaron en forma tan masiva. Posteriormente, las Nostocales disminuyeron todavía más en biomasa, densidad y en cantidad de heterocitos, reduciéndose concomitantemente *F. crotonensis*.

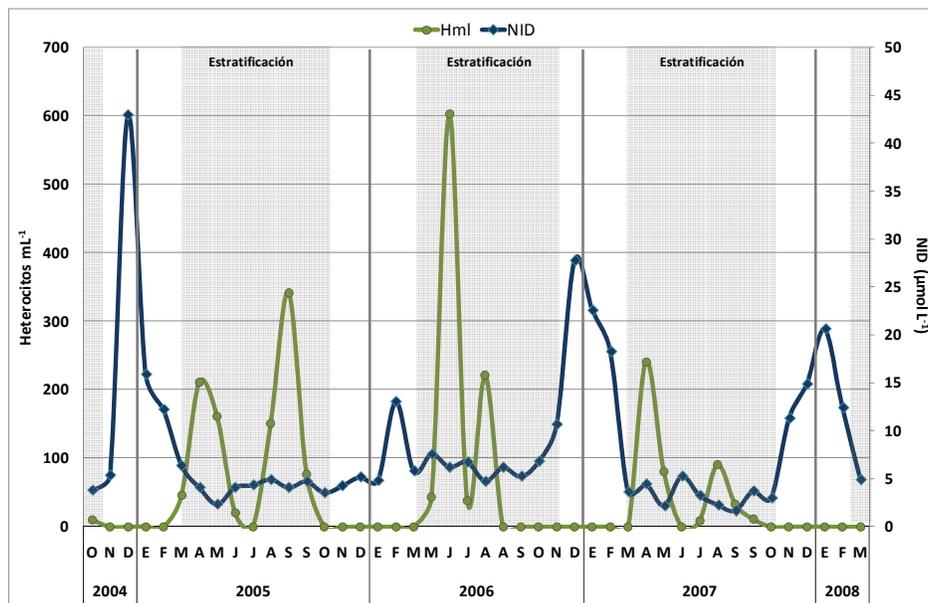


Figura 30. Número de heterocitos por ml y nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el embalse de Valle de Bravo (E5-4m) durante el periodo de octubre de 2004 a marzo de 2008. Las áreas sombreadas señalan los periodos de estratificación del embalse.

Resumiendo, la biomasa de Nostocales (algas fijadoras de nitrógeno) ha venido disminuyendo a partir de la crisis del Cutzamala (2006 en adelante), siendo reemplazadas por otros grupos de cianoprocariontas (Oscillatoriales y Chroococcales). Lo anterior reafirma la hipótesis de que la inyección de nutrientes hacia el epilimnion procedentes del hipolimnion, especialmente N, tenderá a restringir el crecimiento de las Nostocales, reportadas como especialmente nocivas en Valle (Martínez *et al.*, 1998)

Las Oscillatoriales, especialmente *Lyngbia birgei*, dominaron la biomasa de cianoprocariontas en algunos momentos del período de estratificación, cuando la transparencia fue

baja; esto es consistente con el modelo general presentado por Havens *et al.* (1998), quienes concluyen que la dominancia de Oscillatoriales se debe a adaptaciones efectivas a condiciones de menor transparencia en la profundidad de muestreo (disco de Secchi menor a 2 m); estas adaptaciones incluyen alta proporción clorofila-biovolumen, altas concentraciones de fotopigmentos accesorios y una mayor superficie-volumen (Reynolds, 2006; Zevenboom *et al.*, 1982; Hoesper, 1997; Philips *et al.*, 1997).

Por su parte, las Chroococales presentaron un aumento después del inicio de la “crisis del Cutzamala” (2006-2007 y 2007-2008), cuando se registraron mayores concentraciones de FRD en comparación con la fase previa a la crisis (2004-2005). Además, las razones N:P fueron menores de 10 en diversas ocasiones (estratificación de 2005 y 2007, mezcla 2008), el cual es el límite inferior propuesto por Smith (1995, en Havens *et al.* 1993) como facilitador de la proliferación de cianoprocaritas, a la vez que reduce la presencia y abundancia de otros grupos fitoplanctónicos. A lo anterior se adiciona que las concentraciones de nitrógeno se encontraron por debajo de los niveles limitantes propuestos por Reynolds (1999). Las especies que dominaron en este grupo fueron *Woronichinia naegeliana*, observada a inicios de estratificación, junto con *Snowella septentrionalis* (en menores densidades que *Woronichinia*), y diversas especies de *Microcystis*, especialmente *M. aeruginosa* y *M. wesenbergii*, que también incrementaron sus números en estratificación; sin embargo, a finales del lapso de estudio, cuando aumentaron los niveles de FRD y disminuyeron relativamente los de NID, las especies de *Microcystis* se encontraron también en circulación.

### Otros grupos fitoplanctónicos

Entre los demás grupos fitoplanctónicos observados en Valle de Bravo destacan los siguientes:

Las criptofitas, que son comunes en todos los lagos, independientemente de su estado trófico. En Valle de Bravo, la contribución de este grupo fue constante a lo largo de todo el período de estudio (Figuras 19, 20 y 21), algunas veces representando hasta el 30% de la biomasa fitoplanctónica. Butcher (1967) y Stewart y Wetzel (1986) reportan que las criptofitas se encuentran en bajo número durante la mayor parte del año, pero generalmente muestran un incremento en abundancia, asociado frecuentemente a la remisión de la especie dominante previa,

lo que observamos en Valle algunas veces, asociado con el abatimiento de la biomasa de diatomeas.

El aumento de los otros grupos de algas -como las Chlorococcales (Chlorophyta), que incluso llegan a ser dominantes o codominantes con las diatomeas y cianoprocariontes (Figura 21)- coincide con el aumento de fósforo en el embalse, lo cual podríamos atribuir a que este grupo reacciona en general de manera positiva al enriquecimiento con fósforo (Burger *et al.*, 2007).

Los demás grupos algales -como euglenales, desmidiáceas, dinoflageladas- presentaron densidades y biomásas tan pequeñas, que se puede decir que prácticamente no influyeron en la dinámica del fitoplancton de Valle de Bravo durante el lapso de estudio.

## CONCLUSIONES

- I. Se determinaron 65 taxones de fitoplancton, de los cuales las diatomeas y las cianoprocariontas fueron los grupos dominantes (en densidad y biomasa) en el embalse durante el lapso de estudio. De estos dos grupos, las especies dominantes (en densidad y biomasa) fueron *Fragilaria crotonensis*, *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis wesembergii* y *Lyngbya birgei*.
- II. Las cianoprocariontas diazotrofas (Nostocales) estuvieron presentes tanto en los periodos de mezcla como en estratificación. Los picos de 2005 y 2007 se podrían atribuir a valores de NID por debajo de las concentraciones limitantes ( $6-7 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), además de que la razón NID:FRD también registró valores por debajo de los mínimos propuestos por Redfield (16:1).
- III. La biomasa de Nostocales ha venido disminuyendo a partir de la crisis del Cutzamala (2006 en adelante), siendo reemplazadas por otros grupos de cianoprocariontas (Oscillatoriales y Chroococcales). Esto se atribuye a la disminución de los niveles del embalse en estratificación temprana, que propició un aumento de entradas de nutrientes, especialmente N, procedentes del hipolimnion, a través del incremento en la frecuencia de eventos efímeros de mezclas, probablemente en las zonas marginales del embalse.
- IV. Las Oscillatoriales, especialmente *Lyngbya birgei*, dominaron la biomasa de cianoprocariontas en algunos momentos del período de estratificación, posiblemente gracias a las adaptaciones a condiciones de baja irradiancia que reporta la literatura para especies planctónicas de este grupo.
- V. Las Chroococcales mostraron un aumento después del inicio de la “crisis del Cutzamala” (2006-2007 y 2007-2008), cuando se registraron mayores concentraciones de FRD, manteniéndose concentraciones de NID por encima de los valores limitantes, en comparación con la fase previa a la crisis (2004-2005).
- VI. De las especie dominantes, *Fragilaria crotonensis* fue la más importante (biomasa) en la mayor parte del estudio. Los florecimientos que presentó en 2005 señalaron una aparente

relación con la cianoprocariontes diazotrofas (Nostocales) en los lapsos en que previamente se observó limitación por nitrógeno.

- VII. Con base en lo anterior, podemos atribuir la declinación de *F. crotonensis* al final del estudio a la disminución de Nostocales, a su vez conectado con una disminución notable en la relación NID:FRD. A diferencia de las épocas anteriores, esta disminución se debió a un incremento de FRD, con concentraciones del NID por encima de los niveles limitantes, lo que favoreció la dominancia de otros grupos fitoplanctónicos (Chlorococcales y Chroococcales).
- VIII. Las diatomeas planctónicas *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella ocellata* presentaron mayores densidades y biomásas en 2004 y 2008, lo cual se atribuye en parte a que la literatura refiere que sus requerimientos de fósforo son mayores en comparación con las diatomeas arráfidias (*F. crotonensis* y *U. ulna*).
- IX. La contribución de las criptofitas fue constante a lo largo de todo el período de estudio, aunque en bajo número durante la mayor parte del año, presentando incrementos en la abundancia asociados frecuentemente a la remisión de la especie dominante previa, generalmente diatomeas (*F. crotonensis* en Valle de Bravo).
- X. Los demás grupos algales -como euglenales, desmidiáceas, dinoflageladas- presentaron densidades y biomásas tan bajas, que se puede decir que prácticamente no influyeron en la dinámica del fitoplancton de Valle de Bravo durante el lapso de estudio.
- XI. Las variaciones observadas en la composición y densidad del fitoplancton dominante no parecen corresponder a los cambios en las fases de mezcla-estratificación, como había sido reportado anteriormente y como se esperaba para este estudio. Parecen más bien responder a variaciones en la concentración de nutrientes y en las relaciones entre ellos, los cuales sufren fuertes variaciones producto de eventos masivos y esperados de mezcla (fase de circulación invernal) o efímeros, parciales y marginales durante la estratificación, los cuales incrementan en frecuencia con la disminución del nivel del embalse.

## LITERATURA CITADA

- Adame, M. F., J. Alcocer y E. Escobar, 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53: 22–31.
- Alcocer, J, A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez, G. Vilaclara. 2001. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, México. *Verh Internat Verein Limnol* 27:3166–3169.
- Alcocer, D.J. y B. W. F. Bernal. 2009. Investigación ecológica a largo plazo en cuerpos acuáticos epicontinentales. *Revista Digital Universitaria*. Vol. 10 (8): 1067-6079.
- APHA, AWWA, WPCF, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. USA.
- Azevedo, S.M.F.O., W.W. Carmichael, E.M. Jochimsen, K.L. Rinehart, S. Lau, G.R. Shaw, G.K. Eaglesham. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru, Brazil. *Toxicology*. 181-182, 441-446.
- Barbosa, F.A.R. y J. Padisák. 2002. The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (28): 1385-1395.
- Bourrelly, P. 1972. *Les Algues d'eau douce. Initiation á la Systématique. I. Les Algues Vertes*. Ed. N. Boubée & Cie. Paris. Francia. 569 pp.
- Burger, D.F., D.P. Hamilton, J.A. Hall y E.F. Ryan. 2007. Phytoplankton nutrient limitation in polymictic eutrophic lake: community versus species-specific responses. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie*. 169(1):57-68.
- Butcher, R.W. 1967. An introductory account of the smaller algae of British coastal waters. Part IV. Cryptophyceae. *Fish. Inv. Sev. IV*: 1-54, 20pl.
- Calijuri, M.C., A.C.A. Dos Santos y S. Jati. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P Brazil). *Journal of Plankton Research*. 24 (7):617-634.
- Carnero, B. V. 2008. Reconstrucción de la evolución trófica de un embalse monomítico cálido (Valle de Bravo, México) mediante el análisis de dos núcleos sedimentarios. Tesis de Maestría (Química acuática). Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México.

- Carty, S. 2003. Dinoflagellates. En Wehr, John D. y R. G. Sheath. 2003. *Freshwater Algae of North America. Ecology and Clasification*. Academic press. United States of America. 918pp.
- Chávez, A. M. 1986. Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Estado de México. Tesis de Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. 227 pp.
- Codd, G., L.F. Morrison, J.S. Metcalf. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203:264-272.
- Codd, G.A., 1999. Cyanobacterial toxins: Their occurrence in aquatic environments and significance to health. In: Charpy, P., Larkum, A.W.D. (Eds.), *Marine Cyanobacteria*. Bulletin de l'Institut Océanographique, Monaco, pp. 483-500
- Comas, G.A. 1996. Las Chlorococcales dulceacuicolas de Cuba. J. Cramer. Berlin. 141pp. 65 figs.
- Cronberg, G. y H. Annadotter. 2006. Manual on aquatic Cyanobacteria. Internacional Society for the study of Harmful Algae. 105 pp.
- 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. Tesis de Maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
- De la Lanza Espino, G. (compiladora). 2007. Las aguas interiores de México: Conceptos y casos. AGT Editor. México. 695pp
- De la Lanza Espino, G. y J.L. García (compiladores). 2002. Lagos y presas de México. AGT Editor. México. 683pp
- Deguchi, Y., A. Nakasawa, y C. Gutiérrez. 1980. Studies in interspecifics relation on fishes in the dam Valle de Bravo, Mexico. *Bull. Coll. Agr. And Vet. Med. Nihom. Univ.* 37:254-259.
- Dillard, G. E. 1991a. *Freshwater Algae of the Southeastern United States. Part 4: Chlophyceae: Zygnematales: Desmidiaceae (section 2)*. J. Cramer, Germany. 205 pp, 52 plates.
- Dillard, G. E. 1991b. *Freshwater Algae of the Southeastern United States. Part. 5. Chlophyceae: Zygnematales: Desmidiaceae (section 3)*. J. Cramer, Germany. 155 pp. 37 plates.
- Dillard, G. E. 1993. *Freshwater Algae of the Southeastern United States. Part 6: Chlophyceae: Zygnematales: Desmidiaceae (section 4)*. J. Cramer, Germany. 166 pp, 45 plates.

- Dillard, G. E., 1990. Freshwater Algae of the Southeastern United States. Part 3: Chlophyceae: Zygnematales: Zygnemataceae, Mesotaenaceae and Desmidiaceae (section 1). J. Cramer, Germany. 172 pp, 51 plates.
- Franco, L.J. 1981. Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Edo. De Mex. Tesis de Biología. FES Iztacala. UNAM. 90 pp.
- García-Rodríguez, J. y R Tavera. 2002. Phytoplankton composition and biomass in a shallow monomictic tropical lake. *Hydrobiologia* 467: 91–98.
- Geraldes, A.M, M.J. Boavida. (2005) Seasonal water level fluctuations: implications for reservoir limnology and management. *Lakes Reserv Res Manage* 10:59–69.
- Gómez-Márquez, J.L., B. Peña, I.H. Salgado, O. Flores y J.L. Guzmán. Presa Emiliano Zapata, Morelos. En: Las aguas interiores de México; Conceptos y casos. AGT Editor. México. 447-464 págs.
- González Laurrabaquio, J.C. Reconstrucción de las características limnológicas de la presa Valle de Bravo (1964-2006) a partir del análisis de diatomeas (Bacillariophyceae) en un núcleo sedimentario. En proceso.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of Freshwater. Principles, problems and restauration. Chapman & Hall. Graet Britain. 327pp
- Havens, K.E., R. T. James, T.L. East, V.H. Smith. 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Enviromental Pollution*. 122:379-390.
- Hildebrand, H., C.D. Dürslen, D. Kirschtel, U. Pollingher y T. Zohary. 1999. Biovolume calculation for pelagic an benthic microalgae. *J. Phycol*. 35:403-424.
- Hoek, Van en D.G. Mann y H.M. Jahns. 1995. Algae. An introduction to Phycology. Cambridge University Press. Australia 623 pp.
- Horne, A.J. y M.L. Commins, 1987. Macronutrient control son nitrogen fixation inplanktonic cyanobacterial populations. *Ne Zeland of Marin and Freshwater Research*. 21:423-433.
- Hutchinson, G.E. y H. Löffler. 1956. The thermal classification of lakes. *Proc. Nat. Acad. Sci*. 42:84-86.
- IDECA. 1999. Estudio limnologico de la presa de Valle de Bravo, México. Informe para GRAVAMEX.

- Interlandi, S.J., S.S. Kilham y E. C. Theriot. 1999. Responses of phytoplankton to varied resource availability in large lakes of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Limnology and Oceanograph*, 44(3): 668–682.
- 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 de nivel. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del mar y Limnología, UNAM.
- Jiménez-Contreras, J., S.S.S. Sarma, M. Merino y S. Nandini. 2009. Seasonal changes in the rotifer (Rotifera) diversity from a tropical high altitude reservoir (Valle de Bravo, México). *J. Environ. Biol.* 30(2):191-195.
- Jun S. y D. Liu. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. 25(11):1331-1346.
- Komárek, J. 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. En Wehr, John D. y Robert G. Sheath. 2003. *Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification*. Academic press. United States of America. 59-116.
- Komárek, J. K. *Anagnostidis* 1998. *Cyanoprokaryota; 1. Teil: Chroococcales*. Gustav Fischer-Jena; Stuttgart; Stuttgart; Lübeck, Ulm. 547 pp.
- Komárek, J., H. Kling y J. Komárková. 2003. En Wehr, J.D. y R.G. Sheath. 2003. *Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification*. Academic press. United States of America. 117-196 pags.
- Komárek, J., K. *Anagnostidis*, 1999. *Cyanoprokaryota*. In: Ettl, H., Gardner, G., Heynig, H., Mollenheuer, D. (Eds.), 1: *Chroococcales*. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer, pp. 225-236.
- Krammer, K y Langer-Bertalot. 1991-1996. *Bacillariophyceae*. Gustav Fisher Verlag Stuttgart. New York. 576pp.
- Lampert, W. y U. Sommer. 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University. 324 pp.
- Lewis, W.M. Jr. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lake Reservoir Manag.* 5:35-48.
- Lewis, M.W. y W.A. Wurtsbaugh. 2008. Control of Lacustrine Phytoplankton by Nutrients: Erosion of the Phosphorus Paradigm. *Rev. Hydrobiol.* 93;(5): 446–465)

- Lewis, W.M., Jr. 1983. Arevised classification of lakes base don mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:1779-1787.
- López, M., Ma. G. Ramos, Ma. G. Figueroa y J. Carranza. Presa Zimapan. Implicaciones ambientales, pesqueras y sociales. En: *Las aguas interiores de México; Conceptos y casos.* AGT Editor. México. 495-516 págs.
- Lugo, A., Ma. G. Oliva y Ma. R. Sánchez. Presa de Guadalupe. En: *Las aguas interiores de México; Conceptos y casos.* AGT Editor. México. 465-480 págs.
- Margalef, R. 1995. *Ecología.* Omega. Barcelona, España. 951 pp.
- Margalef, R. 2001. *Limnología.* Omega. Barcelona, España. 1010 pp.
- Martin, J.L. S.C. McCutcheon. 1999. *hydrodynamics and transport for wáter quality modeling.* CRC Press Inc.
- Merino, M., E. Monroy, G. Vilaclara, S. Castillo, M.E. Gallegos y J. Ramírez-Zierold. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquat Ecol.* 42:335-345.
- Merino, M. y E. Monroy. 2004. Nuestro Lago. *Boletín Pro Valle.* 2:4-6.
- Merino, M., E. Monroy, S. Castillo, J. Ramírez-Zierold, M.E. Gallegos y J. Alcocer. 2003. Wind-driven Upwelling Indicated by Hidrological Variability in a tropical eutrophishised Reservoir, Valle de Bravo, México. In: *4th International Conference on reservoir Limnology and Water quality:* 228-231, Institute of hydrobiology, Academy of Sciences of the Czech Republic, Ceské Budijovice, 389 pp
- Merino, M., M. Gallegos, S. Castillo y E. Monroy. 2005. Nuestro Lago, 2ª Parte. ¿Qué pasa con el Oxígeno? *Boletín Pro Valle.* 3:4-6.
- Metcalf, J.S. y G.A. Codd. 2004. Cyanobacterial toxins in the water environment: A review of current knowledge. Foundation for Water Research. 36 pp. ([www.fwr.org](http://www.fwr.org))
- Monroy, R.E. 2004. *Hidrología del Embalse de Valle de Bravo, México.* Tesis de Maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.
- Monroy, R.E., M. Merino, G. Vilaclara, J. Ramírez-Zierold, S. Castillo y M. Gallegos. 2005. Nuestro Lago. 3ª Parte. Temperatura, Viento y Mezcla. *Boletín Pro Valle.* 5:6-9.
- Noges, T.P. Noges y R. Laugaste. 2003. Water levels as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia,* 506-509: 257-263.

- Oliva, M.G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta y M.R. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hydrobiologia*, 466, 299–306.
- Olvera-Viascán, V., L. Bravo-Inclán, y J. Sánchez Chávez. 1998. Aquatic ecology and management in Valle de Bravo reservoir and its watershed. *Aquatic ecosystem health and management*. 1:277-290.
- Patrick, R. 1977. Ecology of freshwaters diatoms. Diatom communities. En Werner, D. 1977. *The biology of diatoms*. Blackwell Scientifics publications. Gran Bretaña. 284-332 pags.
- Prescott, G.W. 1951. *Algae of the Western Great Lakes Area*. Otto Koeltz Science Publishers. Germany. 977 pp.
- Prescott, G.W. 1973. *Algae of Western of Great Lakes area*. SATA ED. Ed. Brown Company Publish Ers, USA. 977 pp.
- Prescott, G.W. H.T. Croasdale, y W.C. Vinyard, 1975. A synopsis of North American Desmids. Part. II. Desmidiaceae: Placodermæ, Section 1.-North American Flora, Ser. 2/6 Lincoln. VII+275 pp. 9-57 pls.
- Ramírez García, P., S. Nandini, S.S.S. Sarma, E. Robles Valderrama, I. Cuesta y Maria Dolores Hurtado. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in freshwater reservoir Valle de Bravo (México). *Hydrobiologia*. 467: 99-108.
- Ramírez-Zierold, J., M. Merino, E. Monroy, M. Olson, S. Castillo, M.E.Gallegos, G. Vilaclara. 2010. Changing water, phosphorous and nitrógeno budgets for Valle de Bravo reservoir, water suply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake and Reservoir Management*, en prensa.
- Ramírez-Zierold, J. (en proceso). Dinámica biogeoquímica de N y P de un embalse tropical en proceso de eutroficación (Valle de Bravo. Edo. de Méx.). Tesis doctoral. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
- Ramírez-Zierold, J., M. Merino, G. Vilaclara, E. Monroy, S. Castillo, M.E. Gallegos y M. Olson. 2005. Nuestro Lago. 4ª Parte. Materia Orgánica y Nutrientes. *Boletín Pro Valle*. 6:6-9.
- Ramírez-Zierold, J., M. Merino, S. Castillo, G. Vilaclara, E. Monroy, M. Gallegos, M. Olson y L.M. López-Gómez. 2007. Nuestro Lago. 5ª Parte. Aportes externos de Nitrógeno y Fosforo. *Boletín Pro Valle*. 9:6-9.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of the chemical factors in the environment. *Amm. Sci.* 46:2005-230.

Reid, G.M. y R.D. Wood. 1976. Ecology in land waters and estuaries, D. var Nostrand Co, New York.

REPDA. <http://www.cna.gob.mx/>

Reynolds, C.S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?. *Hydrobiologia*. 369/370:11-26.

Reynolds, C.S. 1999. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton: Nutrient ratios. *Arch Hydrobiol*. 146(1):23-35.

Reynolds, C.S. 2000. Phytoplankton designer-or how to predict compositional responses to trophic-state change. *Hydrobiologia*, 424: 123-132.

Reynolds, C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University press. United kingdom. 535 pp.

Reynolds, C.S., M. Dokulil y J. Padišák. 2000. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are now?. *Hydrobiologia*. 424: 147-152.

Reynolds, C.S., S.W. Wiseman y J.O. Clarke. 1984. Growth and loss-rate responses of phytoplankton to intermittent artificial mixing and their potential application to the control of planktonic algal biomass. *Journal of applied ecology*. 21: 11-39.

Reynolds, C.S. y A.C. Petersen. 2000. The distribution of planktonic Cyanobacteria in Irish Lakes in relation to their trophic states. *Hydrobiologia*. 424: 91-99.

Reynolds, C.S. y S.W. Wiseman. 1982. Sinking losses of phytoplankton in closed limnetic systems. *Journal of Plankton Research*. 4:489-522 en Reynolds, C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University press. United kingdom. 535 pp.

Roberts, E.C., K. Davidson y L.C. Gilpin. 2003. Response of temperate microplankton communities to N:Si ratio perturbation. *Journal of plankton research*. 25(12): 1485-1495.

Round, F.E., R.M. Crawford y D.G. Mann. 1990. The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera. Cambridge University Press. 747 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.

Schelske, C.L., H. Züllig y M. Boucherle. 1987. Limnological investigation of biogenic silica sedimentation and silica biogeochemistry in Lake St. Moritz and Lake Zürich. *Aquatic Sciences*. 49 (1).

- Shortreed, K.S. y J.G. Stockner. 1990. Effect of nutrient additions on lower trophic levels of an oligotrophic lake with a seasonal deep chlorophyll maximum. *Can. J. Fisher. Aquat. Sci.* 47:262-273.
- Software: Statistica. 2002. StatSoft V. 6.1.
- Sommer, U. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. En Sandgren, C.D. 1991. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. USA. 227-259.
- Sterner, R.W. 1989. Resource by cyanobacteria competition during seasonal succession toward dominance. *Ecology*, 70:229-245
- Stewart, A. J. y R.G. Wetzel. 1986. Chryptophytes and other microflagellates as couplers in planktonic community dynamics. *Ach. Hydrobiol.* 106:1-19.
- Stoermer, F. y J.P. Smol. 1999. The Diatoms: Applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press. Inglaterra. 73-76 pags.
- Tavera, R. y V. Martínez-Almeida. 2005. Atelomixis as a possible driving force in the phytoplankton composition of Zirahuen, a warm monomictic tropical lake. *Hydrobiologia*, 533: 199-208
- Tavernini, S., D. Nizzoli, G. Rosseti y P. Viaroli. 2009. Trophic state and seasonal dynamics of phytoplankton communities in two sand-pit lakes at different successional stages. *Journal of Limnology*, 68(2): 217-228.
- Tilman, D. y S.S. Kilham, y P. Kilham. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 13:349-372
- Tilman, D., M. Mattson y S. Langer. 1981. Competition and nutrient kinetics along a temperature gradient: An experimental test of a mechanistic approach to niche theory. *Limnology and Oceanography*. 26(6): 1020-1033
- Valdespino-Castillo, P.M. 2008. Evaluación del metabolismo comunitario (producción bruta, respiración y producción neta) mediante la dinámica del oxígeno en el embalse Valle de Bravo, México. Tesis de Maestría (Limnología). Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México.
- Valeriano Riveros, M. E. 2007. Fluctuaciones temporales del fitoplancton y algunos descriptores limnológicos del embalse Valle de Bravo durante un ciclo de cerca. 30 hrs. en octubre del 2002. Tesis de Licenciatura. FES Iztacala, UNAM.

- Venrick, E.L. 1998. The vertical distributions of chlorophyll and phytoplankton species in the north pacific central environment. *J. Pankton Res.* 10:987-998.
- Villafane, V.E. y Freda M.H. Reid. 1995. Manual de métodos ficológicos: métodos de microscopia para la cuantificación del fitoplancton. 169-185 pags.
- Wehr, John D. y R.G. Sheath. 2003. *Freshwater Algae of North America. Ecology and Clasification.* Academic press. United States of America. 918pp.
- West, W. y G.S West, 1904. A Monograph of de British Desmidiaceae. (Vol. I) Johonson Reprint Corporation. United States of America. 224pp. I-XXXII pls.
- West, W. y G.S West, 1905. A Monograph of de British Desmidiaceae. (Vol. II) Johonson Reprint Corporation. United States of America. 206 pp. XXXIII-LXIV pls.
- West, W. y G.S West, 1908. A Monograph of de British Desmidiaceae. (Vol. III) Johonson Reprint Corporation. United States of America. 274 pp. LXV-XCV pls.
- West, W. y G.S West, 1912. A Monograph of de British Desmidiaceae. (Vol. IV) Johonson Reprint Corporation. United States of America. 194 pp. XCVI-CXXVIII pls.
- West, W. y G.S West, 1914. A Monograph of de British Desmidiaceae. (Vol. V) Johonson Reprint Corporation. United States of America. 300pp. CXXIX-CLXVII pls.
- Wetzel, R.G. y G.E. Likens. 1991. *Limnological Analices.* 2ed. Springer-Verlag. United States of America. 391pp.
- Wilk-Wozniak, H.B. y T. Mirozinska. 2003. Contribution to a broadening of taxonomical and ecological knowledge on *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin. *Algological Studies.* 109: 609-615.
- Xu, Y. Z., W. Y. Boshi, P. Xin, Y. Gongliang, W. Zhihong, W. Guoxiang, y L. Renhui. 2008. Non-microcystin producing *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek (Cyanobacteria) representing a main waterbloom-forming species in Chinese waters. *Environmental Pollution* 156: 162-167
- Zevenboom, W., A.B. de Vatte, L.R. Mur. 1982. Assessment of groeth rate-limiting factors of *Oscillatoria agardhii* in hypereutrophic Dutch lake Woldewijd, 1978, by the use of physiological indicators. *Limnology and Oceanography.* 27:39-52.
- Znachor, P. T. Jurczak, J. Koárková, J. Jezberová, J. Mankiewicz, K. Katstovská, E. Zapomelová. 2006. Summer changes in cyanobacterial blomm composition an Myrocystin

concentration in Euthrophic Czech Reservoirs. *Environmental Toxicology*. 21(3): 236-243.

## ANEXO I

La clasificación de los taxones de fitoplancton del embalse Valle de Bravo durante el periodo de octubre 2004- marzo 2008 se hizo con base en los criterios de los siguientes autores: Van den Hoek, *et al.* (1995) para Crypphyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae, Zygnematophyceae y Xantophyceae; para las diatomeas céntricas, Round (Round *et al.*, 1990); para las diatomeas arrafideas, Williams y Round (1987) y Round *et al.* (1990) y para dinoflagelados, Loeblich (1982). Los nombres fueron validados mediante el Index Nominum Algarum (<http://ucjeps.berkeley.edu/INA.html>). Las especies se citan por referencias previas en Valle de Bravo (Cruz 2007, Valeriano, 2007), así como por observación directa.

Tabla 1. Clasificación de Komarek y Anagnostidis (2003) para las Cyanoprocariotas (Cyanobacteria) coccoides y coloniales y de Komárek *et al.* (2003) y Anagnostidis y Komarek (2005) para Cyanoprocariotas filamentosas.

### Cyanoprokariota

#### Cyanophyceae (sensu Van den Hoek, *et al.* 1995)

##### Chroococcales

##### Merismopediaceae

##### *Merismopedia*

##### *Merismopedia* sp.

##### *Snowella*

##### *Snowella lacustris* (Chodat) Komarek *et* Hindák

##### *Snowella septentrionalis* Komárek *et* Hindák

##### *Woronichinia*

##### *Woronichinia* cf. *naegeliana* (Unger) Elenkin

##### Microcystaceae

##### *Microcystis*

##### *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek

##### *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing

##### *Microcystis botrys* Teiling

Chroococcaceae

*Chroococcus*

*Chroococcus sp.*

Oscillatoriales

Pseudanabanaceae

Pseudanabaenoideae

*Limnothrix*

*Limnothrix redekeii* (van Goor) Meffert

Oscillatoriaceae

*Lyngbya*

*Lyngbya birgei* Smith

Nostocales

Nostocaceae

*Anabaena*

*Anabaena charmichaelli* Cronberg et Komarek

*Anabaena sp.1*

*Anabena sp.2*

Aphanizomenon

*Aphanizomenon* aff. *flos aquae* (Linneo) Ralfs

Cylindrospermopsis

*Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba

Raju

Tabla 2. Clasificación taxonómica para las dinoflageladas.

Dinophyta

Dinophyceae

Peridinales

Peridiniaceae

*Peridiniopsis*

*Peridiniopsis elpatiewskyi* (Ostenfeld) Bourrelly

*Peridinium*

*Peridinium sp.*

Ceratiaceae

*Ceratium*

*Ceratium hirundinella* (Müller) Dujardin

Tabla 3. Clasificación de Round *et al.* (1990) para diatomeas céntricas y de Williams y Round (1987) y Round *et al.* (1990) para diatomeas arrafideas.

Bacillariophyta

Coscinodiscophyceae

Thalassiosirophycidae

Sthepanodiscaceae

*Cyclotella*

*Cyclotella comensis* Grunow

*Cyclotella ocellata* Pantocsek

*Cyclotella stelligera* Cleve et Grunow

Stephanodiscus

*Stephanodiscus niagarae* Ehrenberg

Aulacoseirales

*Aulacoseira*

*Aulacoseira distans* (Ehrenberg) Simonsen

*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen

Fragilariophyceae

Arrafidales

Fragilariaceae

*Fragilaria*

*Fragilaria crotonensis* Kitton

*Fragilaria capucina* Demazières

*Synedra*

*Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg

Tabla 4. Clasificación de Clay *et al.* (1999) para las Cryptophyta

Cryptophyta

Cryptophyceae

Cryptomonadales

Cryptomonadaceae

*Cryptomonas*

*Cryptomonas sp. 1*

*Cryptomonas sp. 2*

*Rhodomonas*

*Rhodomonas lacustris* Pascher et Ruttner

Croomonadaceae

*Chroomonas*

*Chroomonas sp.*

Tabla 5. Clasificación de Van den Hoek, *et al.* (1995) para las Xanthophyta

Xanthophyceae

*Pseudostaurastrum*

*Pseudostaurastrum limneticum* (Borge) Couté et Rousseli

Tabla 6. Clasificación de Van den Hoek, *et al.* (1995) para las Euglenophyta

Euglenophyta

Euglenophyceae

*Trachelomonas*

*Trachelomonas sp.*

Tabla 7. Clasificación de Van den Hoek, *et al.* (1995) para las Chlorophytas

Chlorophyta

Chlorophyceae

Chlorococcales

*Ankyra*

*Ankyra ancora* (Smith) Fott

*Coelastrum*

*Coelastrum reticulatum* (Dangeard) Senn var *reticulatum*  
(Dangeard) Senn

*Coelastrum indicum* Turner

*Monoraphidium*

*Monoraphidium aff dybowskii* (Woloszynska) Hindák et  
Komárková-Legnerová

*Nephrocytium*

*Nephrocytium schilleri* (Kammerer) Comas González

*Oocystis*

*Oocystys lacustris* Chodat

*Oocystys marsonii* Lemmermann

*Pediastrum*

*Pediastrum simplex* Meyen

*Scenedesmus*

*Scenedesmus aff acunae* Comas González

*Schroederia*

*Schroederia setitgera* (Schröder) Lemmermann

*Tetraedron*

*Tetraedron limneticum* Borge

*Tetraedron minimum* Hansgirg

*Lagerheimia*

*Lagerheimia cilliata* (Lägerheim) Chodat

*Golenkinia*

*Golenkinia* sp.

*Kirchneriella*

*Kirchneriella* sp.

*Elakatothrix*

*Elakatothrix* sp.

*Crucigenia*

*Crucigenia* sp.

*Dyctiosphaerium*

*Dyctiosphaerium* sp.

*Dyctiosphaerium pulchellum* Wood

*Micractinium*

*Micractinium pusillum* Fresenius

*Botryococcus*

*Botryococcus braunii* Kützing

Zygnematophyceae

*Zygnematales*

*Mougeotia o Debarya*

Desmidiales

*Cosmarium*

*Cosmarium punctulatum* Brebisson

*Staurastrum*

*Staurastrum smithii* Teiling

*Staurastrum anatinum* Cooke & Wills

*Staurastrum muticum* (Brébisson) Ralfs

*Staurastrum cingulum* (West et West) Smith

*Staurastrum sp.*

*Staurastrum setigerum* Cleve

*Staurodesmus*

*Staurodesmus cuspidatus* (Brébisson ex Ralfs) Teiling

*Closterium*

*Closterium acutum* Brébisson

*Closterium aciculare* West