



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

**Universidad Nacional Autónoma
de México**
**Facultad de Estudios Superiores
Iztacala**



**“RELACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE MICROCISTINA-
LR CON EL BIOVOLUMEN DE CIANOBACTERIAS
POTENCIALMENTE TÓXICAS EN EL EMBALSE DE VALLE
DE BRAVO, ESTADO DE MÉXICO”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

PRESENTA

José Luis Alillo Sánchez

Director de Tesis: Dr. Pedro Ramírez García

Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Edo. de México, Septiembre, 2014



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.

ÍNDICE	Págs.
Dedicatoria	IV
Agradecimientos	V
Resumen	VI
1. Introducción	1
1.1 Generalidades sobre cianobacterias.....	1
1.2 Condiciones óptimas generales de las cianobacterias.....	2
1.3 Desarrollo de crecimientos masivos de cianobacterias (blooms).....	2
1.4 Clasificación de cianotoxinas.....	3
1.5 Estructura química de las microcistinas.....	3
1.6 Toxicidad de las microcistinas.....	4
1.7 Efectos ecológicos.....	4
1.8 Métodos para la determinación de microcistinas.....	5
1.9 Límites establecidos para cianotoxinas	6
2. Antecedentes	8
3. Justificación	10
4. Objetivos	10
4.1 Objetivo General.....	10
4.2 Objetivos Particulares.....	10
5. Material y Métodos	11
5.1 Área de estudio.....	11
5.2 Descripción de los sitios de muestreo.....	11
5.3 Colecta.....	12
5.4 Descripción de variables físico-químicas.....	13
5.5. Identificación taxonómica.....	13
5.6. Biovolumen de cianobacterias.....	13
5.7 Cuantificación de Microcistina-LR.....	13
5.8 Análisis estadísticos.....	14
6. Resultados y Discusión	15
6.1 Variables físico-químicos.....	15
6.1.1 Nutrientes.....	17
6.2 Riqueza específica de cianobacterias.....	18
6.3 Densidad de cianobacterias.....	20
6.3.1 Abundancia y biovolumen por taxón.....	20
6.3.2 Clorofila a.....	22
6.3.3 Abundancia total.....	23
6.4 Cuantificación de Microcistina-LR.....	24
6.5 Especies de Valle de Bravo productoras de toxinas.....	27

6.6 Índices estadísticos.....	29
6.6.1 Análisis de correspondencia Canónica.....	31
6.7 Degradación de microcistinas.....	34
7. Conclusiones.....	35
8. Sugerencias.....	35
9. Literatura citada.....	36
10. Anexo.....	42

Características generales: descripción morfológica, medidas, figura geométrica biovolumen y fotografía de las cianobacterias encontradas en el embalse de Valle de bravo.

Dedicatoria

Esta tesis la dedico enormemente a mis padres Juana Sánchez Garay y Cirilo Alillo Ortega por su amor y apoyo incondicional a lo largo de este sueño, sobre todo por haber confiado en mí. Su apoyo y fortaleza han sido una motivación para llegar a la meta.

Agradecimientos

También agradezco a mis hermanas y mis hermanos por su apoyo, así como también a mi tío Margarito Sánchez por apoyarme.

A tod@s (en verdad tod@s) mis compañer@s y amig@s (de tod@s aprendí) que a lo largo de este proyecto vivimos experiencias inolvidables y también por ese compañerismo para llegar a nuestro objetivo.

A Miriam por todo el apoyo y el gran amor incondicional que siempre me brindaste.

A mis asesores Dr. Pedro, M.C. Martha, Dr. Víctor y a mis compañer@s de laboratorio bacteriología (UIICSE proyecto CIMA) gracias por haberme brindado su ayuda y conocimiento desde el primer día. De todos y cada uno aprendí muchísimas cosas, en realidad hicimos un excelente equipo de trabajo y en verdad tod@s hacen cosas muy interesantes que valen la pena.

Al Dr. Sarma y Dra. Nandini por sus revisiones, en verdad son todo un ejemplo a seguir y una puerta al conocimiento. Al Dr. Miquel Lürling por sus grandes revisiones y sugerencias indirectamente (a través de la revisión del artículo). A la Michel Figueroa por el apoyo en la enseñanza del kit de microcistinas y sobre todo con el programa SigmaPlot.

Al proyecto PAPIME PE 2088110 gracias por la beca otorgada en la realización del proyecto, así como también al proyecto PAPIIT IN 213413 por el apoyo a los proyectos del laboratorio y a la Comisión Nacional del Agua (convenio de colaboración OAVM-DT-MEX-09-440-RF-CC con la UNAM FES-Iztacala) por el apoyo en la investigación en mejora de la calidad del agua del embalse Valle de Bravo.

Esta tesis también se puede consultar en el siguiente artículo: José Luis Alillo-Sánchez, Martha Gaytán-Herrera, Víctor Martínez-Almeida, Pedro Ramírez-García. Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* spp. in the main reservoir of a hydraulic system of Central Mexico. *Inland Waters*, Vol 4, No 3 (2014).

Resumen

El embalse de Valle de Bravo es el cuerpo de agua más grande y relevante del Sistema Cutzamala, el cual abastece de agua potable a 4.23 millones de habitantes de la ciudad de Toluca y la Ciudad de México. En los cuerpos de agua, uno de los principales problemas es la eutrofización, llevando consigo el desarrollo de florecimientos (blooms) de cianobacterias. A nivel mundial se estima que el 60% de las muestras de blooms contienen cianotoxinas (metabolitos secundarios), teniendo efectos neurotóxicos, dermatotóxicos, citotóxicos y hepatotóxicos principalmente. En este embalse, de febrero a noviembre del 2010, se midieron variables físico-químicas, se determinaron la riqueza específica, abundancia y el biovolumen de cianobacterias y además se midió la concentración de Microcistina-LR (MC-LR) mediante un kit comercial (EnviroLogix™) basado en la prueba de ELISA. Se determinaron 18 taxa, en abril, mayo, junio y agosto la abundancia de cianobacterias excedió las 100,000 cel mL⁻¹ colocándose en el máximo nivel de alerta para el manejo de fuentes de abastecimiento de agua potable (WHO). *Microcystis wesenbergii* y *Lyngbya birgei* fueron los taxones que mayor biovolumen aportaron. De febrero a junio la concentración de MC-LR sobrepasó el valor guía de la WHO (1 µg L⁻¹), alcanzando en abril su máximo valor (5.56 µg L⁻¹). La concentración de MC-LR estuvo relacionada al biovolumen del género *Dolichospermum* (r =0.65, n = 50) y en especial del taxón *Dolichospermum planctonicum* (r =0.647). Se recomienda un monitoreo continuo para predecir la presencia de blooms y garantizar la calidad del agua de este importante embalse.

Valle de Bravo (VB) reservoir is the largest and more relevant water body of Cutzamala System, which supplies drinking water to 4.23 million inhabitants of the city of Toluca and Mexico City. In the water bodies, one of the main problems is eutrophication, bringing with it the development of blooms of cyanobacteria. At the global level it is estimated that 60% of this blooms contain cyanotoxins (secondary metabolites), with neurotoxic, dermatotoxin, cytotoxic, and hepatotoxic effects mainly. In these reservoir, from February to November of 2010, were measured physical-chemical variables and determined the species richness, abundance and biovolume of cyanobacteria and measured the concentration of Microcystin-LR (MC-LR) using a commercial kit (EnviroLogix™) based on the ELISA test. 18 Taxa were identified, in April, May, June and August the abundance of cyanobacteria exceeded the 100.000 cel mL⁻¹, standing on the highest alert level for managing sources of drinking water (WHO). *Microcystis wesenbergii* and *Lyngbya birgei* were the species most biovolume contributed. From February to June the concentration of MC-LR exceeded the guideline value of the WHO (1 µg L⁻¹), reaching in april its maximum value (5.56 µg L⁻¹). The concentration of MC-LR was related to the biovolume of the genus *Dolichospermum* (r= 0.65, n= 50) in particular the taxon *Dolichospermum planctonicum* (r=0,647). It is recommended that a continuous monitoring to predict the presence of blooms and ensure the quality of the water of this important reservoir.

Palabras clave: Cianobacterias tóxicas, *Dolichospermum planctonicum*, embalse de Valle de Bravo, eutrofización, límites permisibles de la OMS, microcistina-LR.

1 . Introducción

1.1 Generalidades sobre cianobacterias

Las cianobacterias (cianoprocariontes, cianofitas o algas verde-azules) representan un antiguo, diverso y abundante grupo de microorganismos (Komárek 2003).

Son procariontes (su ADN se encuentra alrededor del protoplasma, no poseen mitocondrias, núcleo, aparato de Golgi, retículo endoplasmático, etc.), sus tilacoides poseen clorofila *a*, pigmentos accesorios como ficocianina y ficoeritrina (ficobiliproteínas) confiriéndoles el color verde-azul característicos de estos organismos. Se reproducen asexualmente mediante hormogonios, endoesporas, exoesporas o por propagación vegetativa mediante colonias o filamentos. Algunas especies filamentosas tiene la capacidad de formar acinetos (estructuras de resistencias) y heterocistos (células especializadas para fijar nitrógeno atmosférico, van den Hoek et al. 2002).

Se estima que se originaron hace 3,300 a 3,500 millones de años (Des Marais 2001, Briand et al. 2003), han tenido una enorme influencia en el avance evolutivo y en la diversidad biológica del planeta ya que propiciaron cambios ambientales esenciales, generando oxígeno y contribuyendo de forma decisiva a la evolución de la atmósfera primitiva. El oxígeno atmosférico, del que dependemos, fue generado por cianobacterias fotosintetizadoras durante la Era del Arcaico y Proterozoico, el desarrollo de los organismos aerobios solo fue posible después que se acumulara en la atmósfera apreciables cantidades de O₂, generado mediante fotosíntesis oxigénica de las cianobacterias y posteriormente de otras algas y plantas (Schopf 1993; Graham y Wilcox, 2000; Sleep 2001; Dietrich y Hoeger 2005).

Han colonizado exitosamente diferentes tipos de ecosistemas, encontrándose principalmente en ecosistemas acuáticos (más en dulceacuícolas que en marinos) pero también pueden encontrarse en ecosistemas semi-acuáticos o terrestres (Bonilla y Aubiot 2009), actualmente se encuentran ampliamente distribuidas en todo el mundo. Algunas especies terrestres (ej. género *Nostoc*) son simbioses con hongos formando el 10% de las especies de líquenes conocidas, o con helechos acuáticos como *Azolla* sp., cuya cianobacteria simbiote es *Anabaena azollae*. Algunas especies son altamente tolerantes a condiciones extremas y pueden encontrarse en aguas termales a más de 60°C formando gruesas natas bentónicas (Ward et al. 1994), en lagos de regiones polares (Vincent 2000, Bonilla et al. 2009), en desiertos, además pueden vivir en la penumbra de las cavernas (Whitton y Potts 2000), entre algunos otros ambientes.

Constituyen aproximadamente 150 géneros que engloban a 2000 especies (van den Hoek et al. 2002), se clasifican en 4 órdenes con base en su morfología (Tabla 1), Chroococcales (I), Oscillatoriales (II), Nostocales (III) y Stigonematales (IV). (Komárek y Anagnostidis 1999, 2005; Komárek 2010).

Tabla 1.- Características representativas de los órdenes de cianobacterias

Orden	Morfología	Reproducción	Géneros más representativos
Chroococcales	Unicelulares o coloniales	Fisión binaria y múltiple	<i>Cyanothece, Synechococcus, Merismopedia y Microcystis</i>
Oscillatoriales	Filamentosas	Fragmentación tricoma	<i>Lyngbya, Pseudanabaena, Oscillatoria, Phormidium y Spirulina</i>
Nostocales	Filamentosas con heterocistos	Fragmentación tricoma	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Cylandrospermopsis, Dolichospermum, Nodularia y Nostoc</i>
Stigonematales*	Filamentosas ramificados	Fragmentación tricoma	<i>Chroglloeopsis, Hapalosiphon, Fischerella, Mastigocoleus y Stigonema</i>

* Este orden recientemente se le está reubicando al orden Nostocales, ya que tienen muchas similitudes genéticas (Komárek 2010).

1.2 Condiciones óptimas generales de las cianobacterias

Hay diferentes factores ambientales que favorecen la presencia y abundancia de las cianobacterias (Tabla 2), generalmente cuando estas condiciones se presentan y el cuerpo de agua está eutrofizado, entonces se presentan los florecimientos o crecimientos masivos.

Tabla 2.- Muestra las condiciones para crecimiento óptimo de cianobacterias. Basada en: Oliver y Ganf 2000, Msagati et al. 2006, O'Neil et al. 2012.

Temperatura: 20-25 ° C	Baja precipitación pluvial
pH: 6-9	Alta intensidad de Luz
Poco viento	0.01 mg L ⁻¹ de fósforo
Estancamiento del agua	0.1mg L ⁻¹ de nitrógeno inorgánico soluble

1.3 Desarrollo de crecimientos masivos de cianobacterias (blooms)

La “eutrofización” inicialmente se definió como el abastecimiento excesivo de los nutrientes nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua, con el frecuente crecimiento acelerado de microalgas, que puede producir la muerte de peces al despojarlos del oxígeno que necesitan para vivir (USEPA 1997). Actualmente la eutrofización es mayormente de origen antrópica (proveniente de la actividad humana) causada por efecto del incremento de la población y en consecuencia de la urbanización, agricultura, minería, aporte de aguas residuales y desechos de la industria alimenticia (Ramírez et al. 2004). Una de las consecuencias de la eutrofización es el crecimiento masivo de cianobacterias (florecimientos) (Ramírez et al. 2004, Bláhová et al. 2007), los cuales son eventos de multiplicación y acumulación de estos organismos planctónicos en períodos de horas a días (De León 2002). Estos florecimientos han sido

registrados desde hace siglos (Francis 1878, Walsby 2006). Actualmente se estima que a nivel mundial, el 60% de las muestras de cianobacterias contienen toxinas (WHO 2003).

1.4 Clasificación de cianotoxinas

Las cianotoxinas son metabolitos secundarios de las cianobacterias generados durante la producción de fotopigmentos (Quesada et al. 2006), estas toxinas en términos de estructura química, se dividen en: péptidos cíclicos, alcaloides y lipopolisacáridos (Sivonen y Jones 1999, Brena y Bonilla 2009, O'Neil et al. 2012). Generalmente se clasifican por los efectos que producen en: hepatoxinas, neurotoxinas, citotoxinas, dermatoxinas y toxinas irritantes (Quesada et al. 2006).

- a) Neurotoxinas.- Constituyen un amplio grupo de compuestos heterocíclicos de nitrógeno, usualmente de peso molecular bajo (menor a 1000 g mol^{-1}). Como su nombre lo indica son toxinas que afectan al sistema nervioso de los vertebrados, ya que pueden polarizar o despolarizar a las células nerviosas. Son menos abundantes en la naturaleza que las hepatoxinas.
- b) Citotoxinas.- El único metabolito que pertenece a esta clasificación es la cilindrospermopsina alcaloide con peso molecular de 450 g mol^{-1} . Esta toxina inhibe la síntesis de proteínas y causa daño necrótico en las células de los mamíferos (hígado, pulmones, intestinos y riñones).
- c) Dermatoxinas.- Son normalmente alcaloides con peso molecular entre 400 y 670 g mol^{-1} , como las aplisiatoxina y lyngbyatoxina y que producen dermatitis severa con el simple contacto cutáneo. En el caso de ingestión accidental producen inflamación gastrointestinal.
- d) Hepatoxinas.- Son cadenas de péptidos cíclicos, su peso molecular oscila entre 800 - 1100 g mol^{-1} , son hidrosolubles, promotoras de tumores y causantes de daños adversos en el hígado. Se dividen en Nodularinas y Microcistinas (MCs), estas últimas son las más importantes de todas las cianotoxinas y comunes (WHO 2003), ya que fue en el género *Microcystis* en donde inicialmente se identificaron y es el principal productor de este tipo de toxina, aunque también pueden producirlos los géneros *Anabaena* (las especies planctónicas reubicadas al género *Dolichospermum* Komárek 2010) y *Planktothrix* (Sivonen y Jones 1999, Fujii et al. 2002, Falconer y Humpage 2005), etc.

1.5 Estructura química de las microcistinas

Las MCs son heptapéptidos cíclicos (Figura 1) con una cadena de aminoácido ADDA (lo que la hace tóxica), contienen 5 diferentes aminoácidos: d-alanina (posición 1), ácido d-metilaspártico (posición 3), Adda (posición 5), ácido d-glutámico (posición 6) y N-metil dehidroalanina (posición 7). Las MCs son moléculas relativamente polares, presentan un ácido

carboxílico libre en sus estructuras y frecuentemente presentan arginina con un cambio de sitio en las posiciones 2 y 4 (Kurmayer et al. 2003; Msagati 2006). Las toxinas reciben el nombre de acuerdo a las 2 variantes de aminoácidos en las posiciones X y Z, la microcistina-LR (MC-LR) contiene el aminoácido leucina (L) arginina (R) en estas posiciones y es la mas abundante en los cuerpos de agua (Falconer y Humpage 2005). Hasta el momento se conocen 80 congéneres de diferentes MCs (Sivonen y Jones 1999).

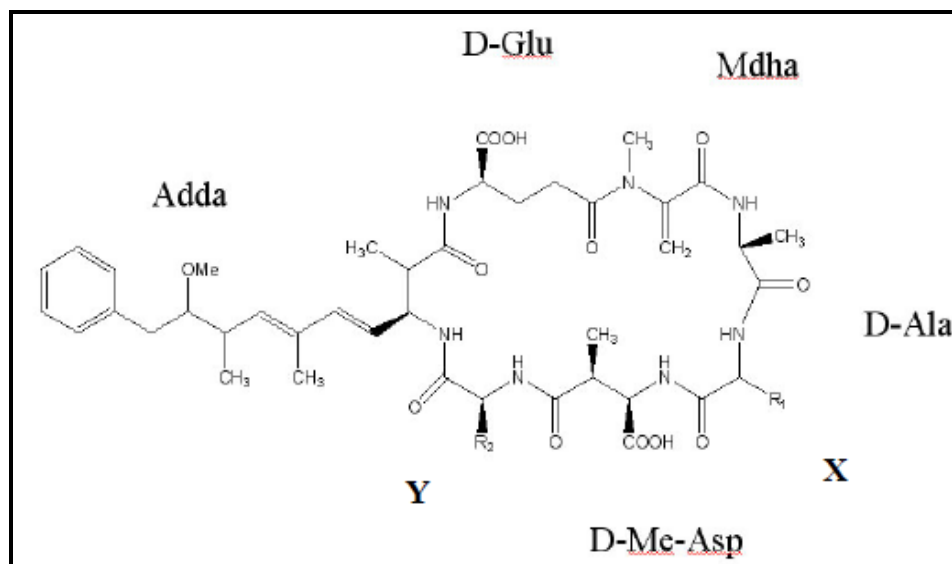


Figura 1.- Estructura química de la microcistina-LR
(www.cyanobio.tech.com/concept/cyanobacteria/sourceonp.html)

1.6 Toxicidad de las microcistinas

La toxicidad de las MCs se le atribuye al ADDA, ya que es el responsable de inhibir varias proteínas fosfatasa (tipo 1 y 2A PP1 y PP2A) de eucariontes (Roset et al. 2001), estas proteínas son las responsables de procesos de crecimiento, síntesis de proteínas, metabolismo de glucógeno y contracción de músculos entre otras (Falconer 2005). Las MCs actúan como potentes inhibidores que después de ser ingeridas se transportan del íleon hacia el torrente sanguíneo por medio de los receptores de ácidos biliares presentes en los hepatocitos y células de la mucosa del intestino delgado (Falconer et al. 1992). Los síntomas de intoxicación de esta toxina son: diarrea, vómito, debilidad y palidez. En los mamíferos, el contacto con esta cianotoxina a concentraciones crónicas, puede llegar a provocar problemas en el hígado, tumores y hemorragias, con resultados severos, mismas que se presentan cuando un individuo se expone a concentraciones agudas, pudiendo causar la muerte (Falconer 2005, Sangolkar et al. 2006).

1.7 Efectos ecológicos

Las MCs son producidas como un mecanismo de defensa frente al pastoreo del zooplancton y para evitar la competencia del fitoplancton o plantas (Jang et al. 2007), afectan la biota acuática y terrestre incluyendo a los seres humanos (Sivonen y Jones 1999). La

afectación más importante es la disminución de la biodiversidad por la falta de oxígeno, ya que impiden la entrada de luz (las cianobacterias se colocan mayormente en el estrato superior), evitando la fotosíntesis de organismos que están a menor profundidad, alterando la estructura trófica (Quesada et al. 2006). También se ha estudiado que varios organismos las acumulan en sus tejidos (bioacumulación) como en es el caso de la MC-LR, que se ha encontrado en el zooplancton, crustáceos, moluscos y peces principalmente (Apeldoorn et al. 2007).

1.8 Métodos para la determinación de microcistinas

Los principales métodos para determinar MCs, se observan en la Tabla 3. La técnica de inmunodetección es posible debido a que los anticuerpos pueden reconocer específicamente cualquier estructura química. La técnica ELISA ("Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay", ensayo por inmunoabsorción ligado a enzimas) se basa en este principio y contempla la detección de un antígeno en una fase sólida mediante anticuerpos que reaccionan dando un producto coloreado que es posible medir por espectrofotometría (EnviroLogix™ 2010). Se trata de un método muy adecuado para analizar, se recomienda su validación y comparación con otros métodos. Las ventajas del ensayo ELISA son: alta sensibilidad y especificidad, menor pre-tratamiento de la muestra, económico, adaptable a aplicaciones de campo, permite el procesamiento en paralelo de un alto número de muestras y es fácil y simple de instrumentar en laboratorios con escaso equipamiento (Kruk et al. 2009).

Tabla 3. Resumen de los métodos más utilizados para la determinación de MCs, basados en Kruk et al. 2009, Chorus y Bartram 1999, Giannuzzi et al. 2009. \$ (costo), T (tiempo).

Método	Características	Resultado
Bioensayos	Análisis. Cualitativo Sensibilidad: Pobre: Sensible y Preciso. \$ Medio. T. medio	Mide equivalentes de toxicidad
Ensayo: inhibición Proteína fosfatasa	Análisis. Sensible. No requiere pre-concentración. \$ Medio. T. Semanas.	Resultado global: suma del total de equivalentes de toxicidad si MC-LR se usa para la calibración
Inmunoensayo ELISA	Análisis. Inmunoquímico. Alta Sensibilidad. Sin preparar Muestra. La reactividad cruzada Determina si existe riesgo de sub- estimar alguna variante. \$ Bajo. T. Minutos	Resultado global, suma de las diversas MCs dependiendo de la reactividad cruzada del anticuerpo
HPLC Con diferentes métodos de detección (UV, MS)	Análisis: Cuantitativo y robusto. Muy sensible. Requiere pre- concentración. Base del Método Standard ISO. Muy preciso su detección y precisión dependen del método Utilizado. \$ Muy costoso. T. Minutos	<ul style="list-style-type: none"> • Detección: UV o arreglo de diodos. Determina toxinas individuales Sujeto a disponibilidad de estándares. • Detección MS: identificación de toxinas individuales; cuantificación sujeta a disponibilidad de estándares. Resultado en equivalentes de toxicidad, si se identifican todas las variantes

1.9 Límites establecidos para cianotoxinas

Diferentes países y organizaciones cuentan con límites permisibles para metabolitos de cianobacterias (Tabla 4), de los cuales Nueva Zelanda, Japón, Francia, Brasil y Canadá tienen dentro de sus legislaciones límites permisibles para estos, así como también dos organizaciones mundiales. Estas Legislaciones abarcan a nueve metabolitos de cianobacterias: siete cianotoxinas y dos compuestos que producen olor y sabor terro-mohoso al agua. La microcistina (MC) es la más regulada de las cianotoxinas, en 5 países y por dos organizaciones mundiales, debido a que es la más detectada y estudiada en la literatura.

Tabla 4.- Límites permisibles de metabolitos de cianobacterias en agua potable. (Hoeger et al. 2005, Guidelines for Canadian Drinking Water Quality 2006, Water Quality Standard 2004, Drinking Water Standards for New Zealand 2005).

País	Metabolito	Concentración
Directiva Europea de Agua Potable	Anatoxina-a	0.1 µg L ⁻¹
Nueva Zelanda	Anatoxina-a	6.0 µg L ⁻¹
Directiva Europea de Agua Potable	Anatoxina-a(S)	0.1 µg L ⁻¹
Nueva Zelanda	Anatoxina-a(S)	1.0 µg L ⁻¹
Brasil	Cilindrospermopsina	1.5 µg L ⁻¹
Directiva Europea de Agua Potable	Cilindrospermopsina	0.1 µg L ⁻¹
Nueva Zelanda	Cilindrospermopsina	3.0 µg L ⁻¹
Japón	Geosmina	10 ng L ⁻¹
Directiva Europea de Agua Potable	Homoanatoxina-a	0.1 µg L ⁻¹
Nueva Zelanda	Homoanatoxina-a	2.0 µg L ⁻¹
Japón	2-Metilsoborneol	10 ng L ⁻¹
Australia	Microcistina	1.3 µg L ⁻¹
Brasil	Microcistina	1.0 µg L ⁻¹
Canadá	Microcistina	1.5 µg L ⁻¹
Directiva Europea de Agua Potable	Microcistina	0.1 µg L ⁻¹
Organización Mundial de la Salud	Microcistina	1.0 µg L ⁻¹
Francia	Microcistina	1.0 µg L ⁻¹
Nueva Zelanda	Microcistina	1.0 µg L ⁻¹
Directiva Europea de Agua Potable	Nodularina	0.1 µg L ⁻¹
Nueva Zelanda	Nodularina	1.0 µg L ⁻¹
Directiva Europea de Agua Potable	Saxitoxinas	0.1 µg L ⁻¹
Nueva Zelanda	Saxitoxinas	3.0 µg L ⁻¹

La Organización Mundial de la Salud es la única institución a nivel mundial que propone criterios para regular la concentración de cianobacterias en fuentes de abastecimiento de agua potable (WHO 1998). El límite establecido por la OMS para agua potable es de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ en fuentes de abastecimiento de agua potable y $10 \mu\text{g L}^{-1}$ para aguas de recreación, ambas para la MC-LR, así mismo han realizado un guía de manejo (Tabla 5) para prevenir efectos agudos a la salud (Chorus y Bartram 1999).

Tabla 5. Valores guía de la OMS para la probabilidad relativa de efectos agudos para la salud, durante la exposición a cianobacterias y MC-LR en aguas destinadas para el consumo humano y en aguas de recreación.

Probabilidad relativa de efectos agudos a la salud	Cianobacterias (Células mL^{-1})	MC-LR ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Baja	< 20,000	< 10	< 10
Moderada	20,000 - 100,000	10-20	10-50
Alta	100,000 - 10,000,000	20-2,000	50-5,000
Muy alta	>100,000	> 2,000	> 5,000

En México la calidad del agua es regulada por la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 de la Secretaría de Salud. Sin embargo solamente en el proyecto de esta norma se contemplaba la inclusión de la MC-LR ($1 \mu\text{g L}^{-1}$), la cual no fue aprobada. Actualmente no existen límites, ni para las concentraciones de cianotoxinas, ni para las cianobacterias, dificultando así la prevención ó el manejo de estos problemas en determinadas circunstancias y por lo tanto la calidad del agua de los embalses mexicanos. Con base en lo anterior queda en evidencia la falta de una normatividad para los organismos responsables del abastecimiento y las agencias responsables del medio ambiente (especialmente para México) las cuales deben incluir planes de vigilancia para el control de cianobacterias y la presencia de toxinas con la finalidad de asegurar la calidad del suministro del agua potable, evitando la aparición de problemas toxicológicos.

2 Antecedentes

Existe mucha información sobre la riqueza y abundancia de cianobacterias en diferentes países, así como los efectos de las MCs. Sin embargo, los estudios para monitorear la presencia de MC-LR en fuentes de abastecimiento de México son muy pocos y abarcan una corta temporada y aun son menos los estudios sobre las especies potencialmente productoras de toxina en ambientes naturales.

Ramírez et al. (2002) realizaron un estudio en el embalse de Valle de Bravo (VB) para determinar la variación y abundancia del zooplancton y las variables fisicoquímicas a lo largo de un año. Basándose en los nutrientes, el cuerpo de agua se clasificó como mesotrófico, encontrando alta densidad de fitoplancton en especial de cianobacterias y reportando la presencia de un bloom de *Microcystis* en junio y además reportaron los géneros *Anabaena*, *Nostoc* y *Oscillatoria*.

Ramírez et al. (2004) identificaron y cuantificaron a la MC-LR por cromatografía líquida de alta resolución (CLAR) y por la técnica de ELISA, en el mismo embalse. En los años de 1999 y 2001 detectaron florecimientos de cianobacterias y durante casi todo su estudio detectaron a la cianotoxina, sin embargo las máximas concentraciones se presentaron en los meses de junio de 1999 ($2551 \mu\text{g g}^{-1}$) y julio de 2001 ($3761 \mu\text{g g}^{-1}$), en base seca de liofilizado homogenado de células de cianobacterias.

Valadez et al. (2005) realizaron un estudio sobre la especie *Stephanodiscus niagarae* en este mismo embalse. Reportaron la presencia de géneros potencialmente tóxicos como *Anabaena*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* y *Cylindrospermopsis*; y las especies *Aphanizomenon flos-aquae* y *C. raciborskii*. Asimismo reportaron a este cuerpo de agua como eutrófico.

Martínez Salgado (2006) extrajo la MC-LR del embalse de VB (en la estación la cortina), para posteriormente aplicarle tres procesos de oxidación avanzada, para su inactivación y degradación, obteniendo el mejor resultado al utilizar el reactivo fenton con radiación UV (Foto-Feton) con concentraciones de 0.15 mM de peróxido de hidrógeno y 0.25 mM de sulfato de hierro y utilizando un tiempo de reacción de 20 minutos se degradó el 80% de la toxina. Por lo que resultó ser un método rápido y de bajo costo.

Vasconcelos et al. (2010) realizaron un estudio para determinar las cianobacterias potencialmente tóxicas en diferentes cuerpos de agua de la zona centro de México, entre ellos VB. También buscaron la presencia de MCs (con ELISA y MALDI-TOF MS) y genes (con PCR) que codificaran la producción de la toxina. A pesar de haber encontrado algunos genes productores de Microcistina, no realizó pruebas de MC-LR con ELISA en VB y con la prueba de MALDI-TOF MS no detectó a la tóxica.

Gaytán et al. (2011) realizaron un estudio en el mismo cuerpo de agua de julio del 2000 a julio del 2001, para determinar la variación temporal del fitoplancton a lo largo de un año.

Reportaron un total de 68 taxa de algas, de las cuales 12 fueron cianobacterias, entre las que tuvieron una alta abundancia se encontraron: *Microcystis botrys*, *M. flos aquae*, *M. wesenbergii*, *Snowella septentrionalis*, *Anabaena* spp. y *Aphanizomenon yezoense*. El dominio de cianobacterias mostró un indicio de las condiciones eutróficas del embalse.

Figuroa (2012) realizó un estudio sobre la variación de la estructura de la comunidad del zooplancton, en presencia de cianobacterias y la concentración de MC-LR, en VB. Caracterizó al embalse como mesotrófico, identificó a las cianobacterias más dominantes, encontrando principalmente taxones pertenecientes a *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp. y *Lyngbya* spp. La cantidad máxima de MCs que obtuvo fue de 0.77 $\mu\text{g L}^{-1}$ manteniéndose dentro de los parámetros establecidos por la OMS.

3 Justificación

El agua es un recurso esencial para todas las personas y seres vivos. Su uso racional y de conservación tiene cada vez más importancia, al punto de ser ahora uno de los factores críticos más importantes del desarrollo a nivel mundial. Por esto la contaminación del agua es un problema ambiental al que ya se enfrentan millones de personas en el mundo, sin excepción de nuestro país.

El Sistema Cutzamala (SC) no solamente es el sistema hidráulico más importante del centro del país, también es uno de los sistemas de suministro de agua potable más grande del mundo, transporta aproximadamente 480 hm³ anualmente (CNA 2006). Beneficia a 4.23 millones de habitantes de la Ciudad de Toluca y 21 delegaciones y municipios de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (CNA 2006). El SC está compuesto por 7 embalses de los cuales, el embalse de VB es el más grande y relevante (CNA 2006). La belleza escénica de VB ha permitido un desarrollo turístico muy importante para la región, se practican deportes como velero, esquí y windsurf, entre otros (www.valledebravo.gob.mx). Por los diversos usos que tiene el embalse y con base en los reportes anteriores, es de vital importancia conocer la variación y la concentración de la MC-LR a lo largo de un ciclo anual, para prevenir los posibles problemas de salud ya sea por ingesta o por contacto durante la recreación y que se han reportado en diversos trabajos en donde relacionan la presencia de las cianotoxinas en los cuerpos de agua con los padecimientos ya descritos.

Como se ha mencionado anteriormente, a pesar de la gran toxicidad de la MC-LR, la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 de la Secretaría de Salud, no incluye límites permisibles tanto para el número de cianobacterias, como para cianotoxinas por volumen de agua.

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Relacionar la concentración de microcistina-LR con el biovolumen de cianobacterias y las condiciones de calidad del agua del embalse de Valle de Bravo.

4.2 Objetivos particulares

1. Caracterizar las variables fisicoquímicas.
2. Identificar y cuantificar a las cianobacterias.
3. Determinar la presencia de cianotoxinas en el agua mediante kits comerciales basados en la prueba de ELISA.
4. Determinar el biovolumen de las cianobacterias.

5. Materiales y Métodos

5.1 Área de estudio

Valle de Bravo se encuentra a una altitud de 1780 msnm en las coordenadas 19° 11' 50" N y 100° 09' 13" W (Figura 2) abarcando aproximadamente 1730 hectáreas. Su longitud máxima es de 7.3 Km, con un ancho máximo de 6.3 Km y una profundidad media de 21.1 metros y máxima de 35 m (Merino et al. 2008), teniendo una capacidad máxima de 395 hm³ de agua (CNA 2006). El embalse se estratifica durante 9 meses con el hipolimnion anóxico (marzo a octubre) y la mezcla completa ocurre de diciembre a febrero (Olvera-Viascán et al. 1998 y Merino et al. 2008). Presenta un clima templado subhúmedo con lluvias en verano (junio a octubre), especialmente de julio a septiembre (García 1990).

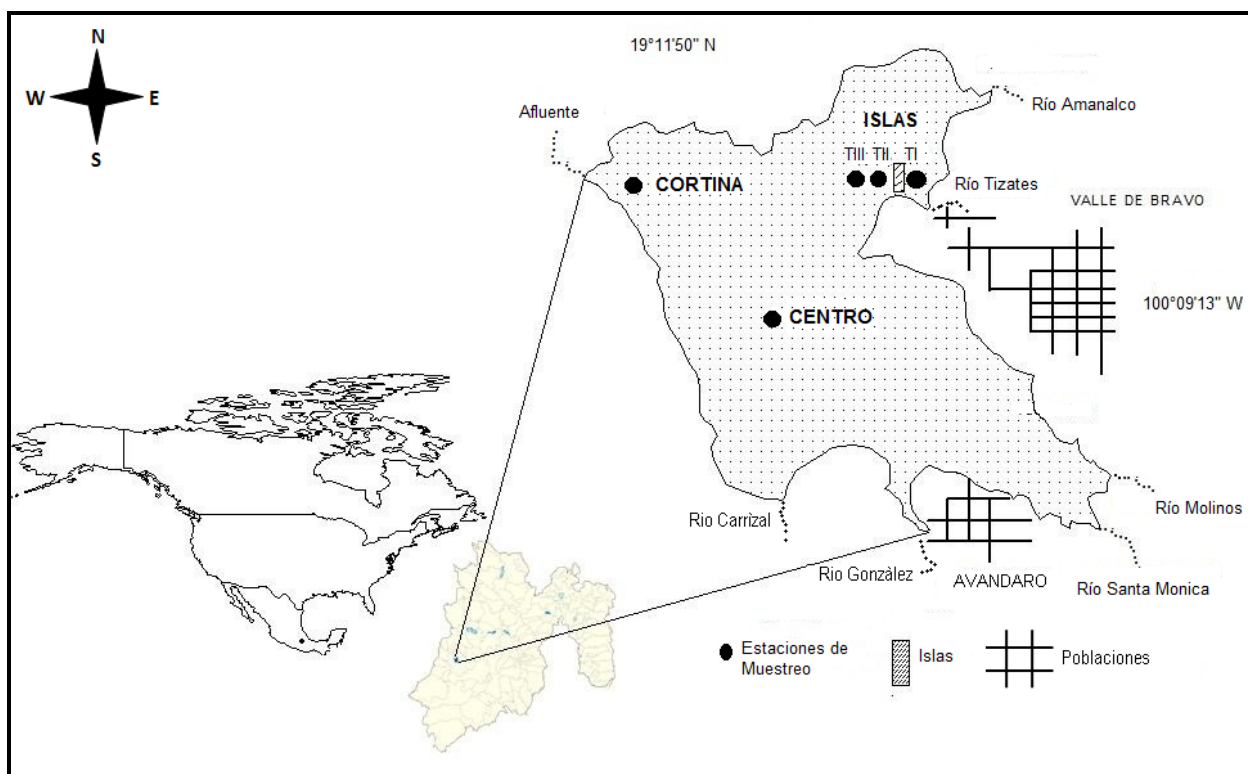


Figura 2.- Fisonomía del embalse de Valle de Bravo. Nótese los sitios de muestreo (centro, cortina y los 3 sitios de tizates: TI, TII y TIII). Mapa realizado por la Bióloga Miriam Guerrero Gómez (2013).

5.2 Descripción de los sitios de muestreo

La descripción de los sitios de muestreo (Figura 2) se observan en la Tabla 6. En cuanto a los sitios de Tizates, están colocadas islas flotantes de *Phragmites* sp. (Figura 3) como un medio de tratamiento biológico del agua (convenio de colaboración OAVM-DT-MEX-09-440-RF-CC entre la UNAM FES-Iztacala y Comisión Nacional del Agua), para lo anterior se tomaron muestras antes (Tizates I), en (Tizates II) y posterior a las islas (Tizates III).

Tabla 6.- Descripción de los sitios de muestreo.

Sitios	Descripción	Ubicación geográfica (UTM, WGS84)
Tizates I	El más próximo a la desembocadura del río Tizates.	19°12.248' N y 100° 08.442' W.
Tizates II	A una distancia de 50-70 metros en línea recta del punto anterior.	19°12.262' N y 100° 08.467' W.
Tizates III	A una distancia de 100-150 metros en línea recta de la estación Tizates I.	19°12.288' N y 100° 08.498' W.
Cortina	A unos 25 m de la cortina del embalse.	19°12.493' N y 100° 10.794' W
Centro	En la zona centro del embalse.	19° 11.496' N y 100° 09.191' W



Figura 3.- Islas flotantes de *Phragmites* sp. colocadas en Valle de Bravo.

5.3 Colecta

Se tomaron muestras mensuales de febrero a noviembre del 2010, en los sitios Tizates I, Tizates II, Tizates III, Centro y Cortina, durante la última semana de cada mes, en un horario de 9 am a 14 pm mediante una botella Van Dorn a 0.5 m de profundidad.

5.4 Descripción variables físico-químicas

Se midieron los parámetros ambientales: temperatura, transparencia de Secchi (Zsd m), pH, conductividad (K_{25}) y oxígeno disuelto (OD). La clorofila *a* (Chl-*a*) se realizó mediante la técnica de extracción con Acetona al 90% y la lectura en un Fluorómetro Turner Designs, modelo 10-AU. Las concentraciones de amonio (NH_4^+) fueron precisadas por el método de fenol-hipoclorito y el Fósforo de ortofosfatos (SRP) por el método del cloruro estañoso. Los nutrientes y clorofila se realizaron de acuerdo a APHA 1992.

5.5 Identificación taxonómica

Para la identificación y conteo de cianobacterias, se tomaron muestras directas, fueron fijadas con 1 mL de aceto-lugol y se almacenaron en botellas PET de 600 mL. EL conteo de las mismas fue realizado mediante la técnica de Utermöhl (APHA 1992), colocando las muestras en cámaras de sedimentación de 10 mL, para ello se utilizó un invertoscopio invertido D-Carl Zeiss (APHA 2005) y se reportaron en cel mL^{-1} . Al mismo tiempo se tomaron fotos de los organismos en el laboratorio de microscopía del edificio L2 de la FES-Iztacala, mediante un microscopio óptico marca Motic que cuenta con un programa Motic Imágenes Plus 5. La identificación taxonómica para los órdenes Chroococcales y Oscillatoriales, se realizaron mediante las claves taxonómicas de Komárek y Anagnostidis (1999 y 2005) y las especies pertenecientes al orden Nostocales se determinaron de acuerdo a Cronberg y Annadotter (2006) y Komárek (2010).

5.6 Biovolumen de cianobacterias

Para la medición de células, fueron utilizadas muestras filtradas por una red de $20\mu\text{m}$ de poro, manteniéndose en refrigeración para medir por lo menos 15 organismos y /o 30 células (también nos sirvieron para la identificación, estas muestras *in vivo*). Con base en modelos geométricos y fórmulas, se transformaron las dimensiones celulares a biovolumen (Sun y Liu 2003) y este se multiplicó por la abundancia para obtener así el biovolumen total de cada taxa durante el estudio, reportándose en $\text{mm}^3 \text{mL}^{-1}$.

5.7 Cuantificación de Microcistina-LR

Para determinar la concentración de MC-LR, se filtraron 90L de agua con una malla de $20\mu\text{m}$ de poro, almacenándose en botellas PET de 325 mL y congelándose a $-20\text{ }^\circ\text{C}$ hasta el día que se realizaba la cuantificación, descongelándose y homogenizándose para tomar $200\ \mu\text{L}$. La prueba se realizó mediante el kit comercial basado en la prueba de ELISA “Quantiplate™ Kit for Microcystins” de Envirologix™ (USA), siguiendo las especificaciones del fabricante.

5.8 Análisis estadísticos

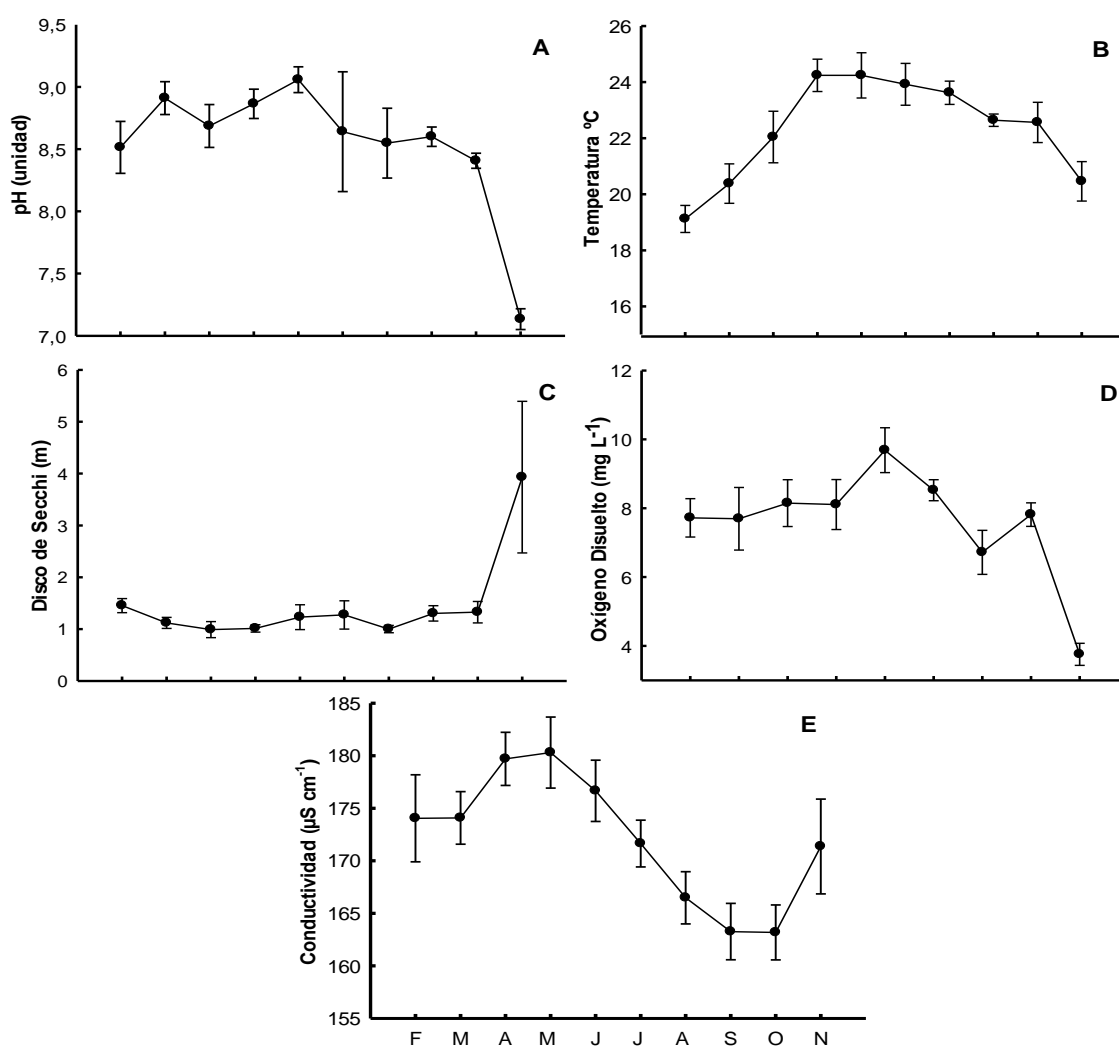
Se realizaron análisis de variancia (ANOVA) para determinar si hubo o no diferencias significativas espacial y temporalmente. Ya obtenida la abundancia, riqueza, biovolumen y concentración de MC-LR, se buscó en la literatura los géneros potencialmente tóxicos productores de MC-LR. Se relacionaron mediante el análisis de correlación de Pearson, el biovolumen de cianobacterias ($\text{mm}^3 \text{mL}^{-1}$) y la concentración de MC-LR obtenida ($\mu\text{g L}^{-1}$), en ambos estadísticos se utilizó MS-Excel software. Adicionalmente se relacionaron todas las variables y el biovolumen de cianobacterias usando el Análisis de Correspondencia Canónica (pCCA) y Canoco for Windows vers. 4.5 y se considera el periodo de tiempo (meses) como covariable.

6 Resultados y Discusión

Todas las variables físicas, químicas y biológicas no tuvieron diferencias significativas entre los sitios de muestreo, pero temporalmente si hubo diferencias significativas.

6.1 Variables físico-químicos

Los valores de pH fueron ligeramente alcalinos, con un valor promedio de 8.69 en los primeros 9 meses, no obstante en noviembre se presentó el valor más bajo (7.13) (Gráfica 1-A). La temperatura presentó un promedio de 22.3 °C, al inicio del muestreo se registró la temperatura más baja de 19.1 °C subiendo paulatinamente hasta llegar a su punto máximo en mayo con 24.9 °C para finalmente ir bajando, hasta noviembre (20.5 °C) (Gráfica 1-B). La Zsd se mantuvo sin variaciones significativas con un promedio de 1.46 m, en noviembre se registró la mayor transparencia (3.93 m) (Gráfica 1-C). El OD del embalse tuvo un promedio de 8.18 mg L⁻¹ de febrero a octubre, en noviembre descendió drásticamente a 3.75 mg L⁻¹ (Gráfica 1-D). La K₂₅ se incrementó en los primeros cuatro meses hasta llegar a 185 μS cm⁻¹ y descendió a 160 μS cm⁻¹ en septiembre, en el último mes volvió a subir a 171 μS cm⁻¹ (Gráfica 1-E).



Gráfica 1.- Gráficas de la variación temporal de los parámetros físico-químicos del embalse de Valle de Bravo, de febrero a noviembre del 2010. Se muestran los valores mediante la curva de promedios, observándose sus respectivas desviaciones estándar.

Las concentraciones de pH son muy importantes, ya que los organismos fitoplanctónicos tienen rangos óptimos y de tolerancia de esta variable. Los valores de pH fueron ligeramente alcalinos (de 7.02 a 9.14), estos valores están dentro del rango óptimo de crecimiento general de cianobacterias, que va de 6 a 9 de pH (Oliver y Ganf 2000, Msagati et al. 2006, O'Neil et al. 2012) por lo que, con respecto a este parámetro, durante todo el presente estudio se vieron favorecidas.

La luz y la temperatura son importantes para regular la fisiología y el comportamiento de cianobacterias (Rapala y Sivonen 1998). Ya que el promedio de la temperatura fue 22.3 °C, este valor está dentro del rango óptimo de crecimiento de cianobacterias que es de 20-25 °C (Oliver y Ganf 2000, Msagati et al. 2006, O'Neil et al. 2012), siendo la variable con mayor influencia para las cianobacterias en este presente estudio (pCC Figura 4). La intensidad de luz no es uno de los factores más importantes para el crecimiento de cianobacterias (Oliver y Ganf 2000; Msagati et al. 2006) ya que ellas pueden soportar altas intensidades de luz, porque su espectro de absorción se amplía debido a sus pigmentos accesorios (ficocianina y ficoeritrina) (van den Hoek et al. 2002), confiriéndoles una ventaja sobre los otros componentes del fitoplancton.

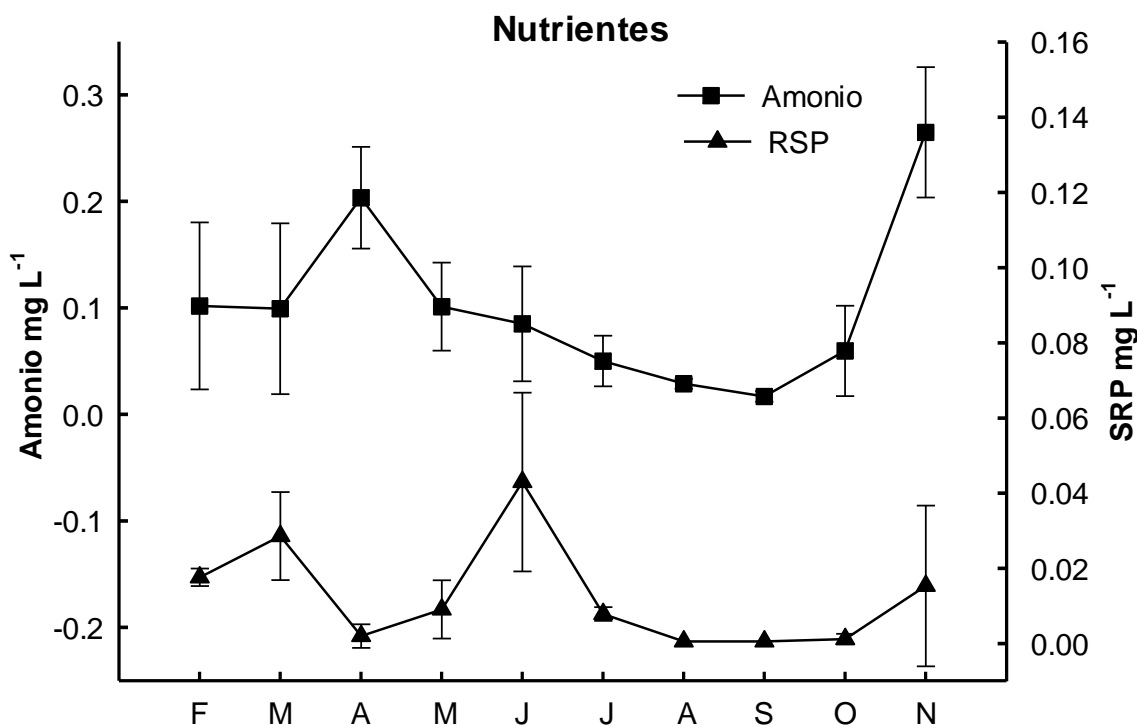
Los bajos valores de transparencia registrados en VB están dentro del rango eutrófico del sistema de clasificación de la OCDE (1982), ya que una elevada productividad primaria (fitoplancton) reduce la transparencia (Dokulil y Teubner 2000), no dejando pasar la luz para los organismos fotosintetizadores que están a una mayor profundidad. Al catalogar a este cuerpo de agua como eutrófico, coincidimos con Olvera et al. (1998), Valadez et al. (2005) y Gaytán et al. (2011), ya que ellos también lo clasifican en el mismo nivel trófico.

El OD es un indicador del nivel de contaminación del agua (APHA 1992), ya que las concentraciones de esta variable son propiciadas en este caso por la productividad del fitoplancton (Moreno et al. 2010). Las concentraciones obtenidas en VB tuvieron valores promedio de 7.73 mg L⁻¹ y transformándolo en porcentaje de saturación de oxígeno, nos da un valor de 89%, lo que nos indica un valor elevado de saturación de oxígeno, por lo tanto una alta productividad del fitoplancton presente en VB y en especial de cianobacterias, que en la sección 6.3 se describen y discuten.

La K₂₅ fue inversamente proporcional al nivel del embalse, ya que en los meses de menor nivel del embalse hubo una mayor concentración de iones, es decir un mayor grado de mineralización y por lo tanto mayor conductividad y viceversa en los meses de mayor nivel del embalse, los iones se disolvieron y por consiguiente una menor K₂₅.

6.1.1 Nutrientes

Los valores de nutrientes se observan en la Gráfica 2. El NH_4^+ tuvo 2 pulsos, uno en abril (0.2 mg L^{-1}) y otro en noviembre (0.26 mg L^{-1}). Los niveles de SRP presentaron niveles arriba de 0.01 mg L^{-1} en febrero, marzo, junio, julio y noviembre, pero en junio presentó su máximo nivel (0.0842 mg L^{-1} en Tizates III, el resto promedió 0.0327 mg L^{-1} y por lo tanto mostró una alta DS en este mes). Ambas variables presentaron en septiembre su menor concentración.



Gráfica 2.- Muestra las variaciones de los nutrientes.

Generalmente los florecimientos de cianobacterias ocurren en lagos eutróficos, debido a que estos tienen altas concentraciones de fósforo y nitrógeno (Luuc Murr et al. 1999), ya que son elementos esenciales para su crecimiento (Msagati et al. 2006). Los valores del amonio fueron aumentando los 3 primeros meses, esto fue un motivo para que las cianobacterias empezaran a desarrollarse (reflejándose en su abundancia), sin embargo este nutriente no es elemental para todas ellas, ya que varios de estos organismos (principalmente las del orden Nostocales) poseen células especializadas llamadas heterocitos capaces de fijar el nitrógeno atmosférico (van den Hoek et al. 2002) e incluso se ha observado que algunas especies no poseen estas células y sin embargo también lo asimilan. Prueba de esto es que en mayo y junio los valores del amonio fueron descendiendo y la abundancia de estos organismos continuó creciendo.

En los meses de marzo y abril se inicia la estratificación en VB debido al incremento de la temperatura del agua (Merino et al. 2008), reduciendo la transparencia y aumentando el pH (Dokulil y Teubner 2000, Jacoby et al. 2000). El cambio drástico en los valores de los parámetros fisicoquímicos (y por lo tanto los biológicos) del mes de noviembre, se deben a que

en este mes se inicia la temporada fría, por lo que la estratificación del cuerpo de agua se rompe, debido a que el epilimnion adquiere una menor temperatura y una mayor densidad que el metalimnion, por lo que se realiza una mezcla entre ambos estratos (Olvera-Viascán et al. 1998, Merino et al. 2008, Gaytán et al. 2011).

A pesar de que en México no hay una norma que regule la presencia de cianobacterias en fuentes de abastecimiento de agua potable, algunos parámetros de la NOM-127-SSA1-1994 y de otras normas pueden ser indicadores indirectos de la presencia de cianobacterias como lo son: color, olor, pH, nitrógeno y fósforo. Los valores de 6-9 de pH, 0.01 mg L⁻¹ de SRP y 0.1mg L⁻¹ de DIN, son rangos óptimos de crecimiento de cianobacterias (Oliver y Ganf 2000, Msagati et al. 2006, O'Neil et al. 2012). Adicionalmente el color verde azulado en el agua indica la presencia de estos organismos, el olor y sabor terro-mohoso indica la presencia de 2-Metilsoborneol y Geosmina (estos organismos son la fuente más común) causante del mal olor del agua (Brena y Bonilla 2009). Estos parámetros nos pueden servir para tomar medidas de prevención de florecimientos de cianobacterias en fuentes de abastecimiento de agua potable.

Para una información mas detallada se recomienda leer el anexo de cianobacterias, el cual contiene información más detallada sobre medidas de células, biovolumen y descripción de las mismas.

6.2 Riqueza específica de cianobacterias

En la Tabla 7 se observa la riqueza encontrada de febrero a noviembre del 2010 en el embalse de Valle de Bravo. Se registraron un total de 18 taxa, de las cuales 6 pertenecen al orden Chroococcales, 4 Oscillatoriales y 7 Nostocales. Al inicio del estudio se presentaron 6 taxa, aumentando la riqueza gradualmente hacia la temporada cálida (abril, mayo y julio), siendo mayo el mes con mayor riqueza (15 taxa) y posteriormente fueron disminuyendo hasta 4 especies al final del estudio (noviembre).

Los 4 taxa dominantes (mayor abundancia a lo largo del estudio) fueron *Pseudanabaena mucicola*, *Microcystis wesenbergii*, *Woronichinia naegeliana* y *Aphanizomenon yezoense* (Tabla 7 y Gráfica 3). 5 taxa fueron temporales y el resto raros (8). *Snowella septentrionalis* y *Dolichospermum* aff. *spiroides* fueron las que menor abundancia presentaron.

Tabla - 7: Riqueza, abundancia y frecuencia de cianobacterias en Valle de Bravo de febrero a noviembre del 2010.

Especies	Abundancia										A vs F
	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	F
Orden Chroococcales											
1. - <i>Merismopedia</i> sp.	2		2	2	2	2		1	2	2	T
2. - <i>Snowella septentrionalis</i> Komárek et Hindák 1988			2								R
3. - <i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin 1933	3	3	3	3	1	1	1	3	1	2	D
4.- <i>Microcystis</i> sp.		2		2	2						R
5.- <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing 1846									2		R
6.- <i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Kommarék in Kondrateva 1968	4	4	4	4	4	4	4	4	4	1	D
Orden Oscillatoriales											
7.- <i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann et Huber-Pestalozzi) Schwabe 1964	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	D
8.- <i>Limnothrix redekei</i> (Van Goor) Meffert 1988				2		2					R
9.- <i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988		1	2	3		2					R
10.- <i>Lyngbya birgei</i> G. M. Smith 1916	1		2	2	1	3	2				T
Orden Nostocales											
11.- <i>Dolichospermum</i> sp.		2	2								R
12.- <i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthalder 1903)	2	2	3	2							T
13.- <i>Dolichospermum</i> aff. <i>Viguieri</i>	1	2	3	3		1					T
14.- <i>Dolichospermum</i> aff. <i>Spiroides</i>				1							R
15.- <i>Dolichospermum</i> cf. <i>crassum</i> (Lemmermann) Komárek-Leng et Cronberg 1992)			1	2	1	1					T
16.- <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usac.) Rajaniemi et al. 2005		1	3	1	2						T
17.- <i>Aphanizomenon yezoense</i> (Watanabe 1991)	3	3	3	3	1	3	2	2	2		D
18.- <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Seenaya et Subba Raju 1972			2	3		1					R
Abundancia (cel mL ⁻¹)		Abundancia vs Frecuencia									
1= 1-99	3= 1000-10000	D- Dominantes	R- Raras								
2= 100-999	4= 10000-100000	T- Temporales									

Comparando la riqueza específica identificada con la encontrada en los trabajos anteriores, coincidimos con Ramírez et al. (2002) con 2 géneros, con Valadez et al. (2005) concordamos con 4 géneros y 1 especie, con Gaytán et al. (2011) concertamos con 9 taxa y con el 100% de los géneros (4) reportados por Figueroa (2012). Se encontró una mayor riqueza de cianobacterias debido a que en este trabajo nos enfocamos única y exclusivamente al grupo de cianobacterias y también al monitoreo constante que desde hace ya varios años está realizando este laboratorio al embalse de VB. El aumento de la riqueza de estos organismos también se debe muy posiblemente al aumento de las condiciones eutróficas y por lo tanto un mayor dominio y abundancia de las mismas cianofíceas (Ramírez et al. 2004).

La mayor riqueza de cianobacterias se presentó durante la estabilización de la columna de agua (abril y mayo). En estos meses las Nostocales presentaron 6 taxa en abril y 7 en mayo, el aumento en la intensidad de luz y de temperatura al inicio de marzo y abril son importantes

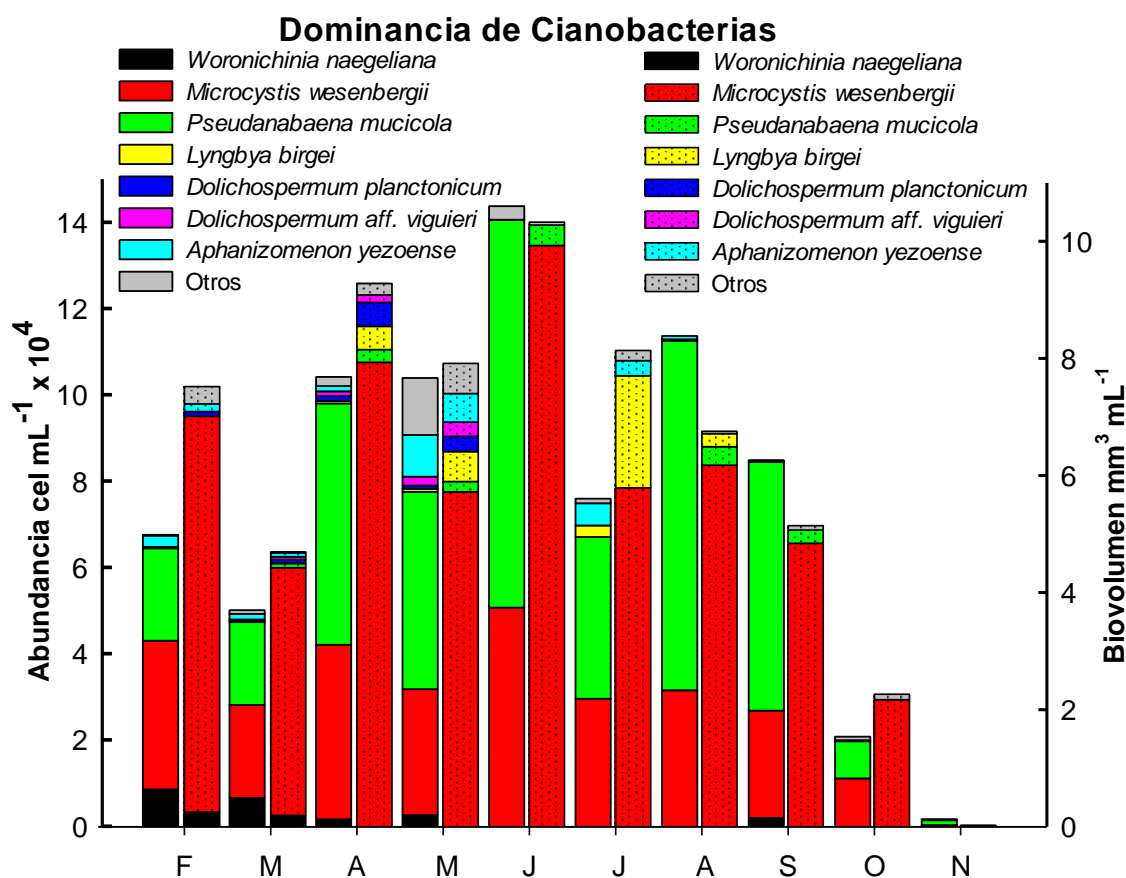
para el crecimiento de las especies de este orden (Jöhnk et al. 2011), esto coincidió cuando se presentó el primer pico de NH_4^+ , que se relaciona con la estratificación. También se considera que este compuesto favorece el crecimiento de Nostocales (se observa en el pCCA, Figura 4), puesto que energéticamente este proceso tiene un menor costo de asimilación de Nitrógeno (Aubriot et al. 2009). Cuando cambian las condiciones óptimas estos organismos empiezan a generar acinetos e inicia el decaimiento de la población (Jöhnk et al. 2011).

6.3 Densidad de cianobacterias

6.3.1 Abundancia y biovolumen por taxón

La contribución mensual de la abundancia y biovolumen se observa en la Gráfica 3. Al transformar la abundancia a biovolumen, el orden de la dominancia cambia, ya que la cianobacteria que mayor biovolumen presentó (dominante) fue *Microcystis wesenbergii*, seguida de *Lyngbya birgei* y en tercer lugar *Pseudoanabaena mucicola*, sus promedios mensuales fueron: 5.35, 0.31 y 0.163 $\text{mm}^3 \text{mL}^{-1}$ respectivamente.

El comportamiento de estas dos variables ambientales fue muy similar, a excepción de los meses de julio y agosto, en donde tuvieron un comportamiento diferente (La curva de la abundancia asciende en julio y disminuye en agosto, lo contrario al biovolumen). Ambas variables presentaron su máximo valor en junio y en noviembre su valor mínimo (Gráfica 3).



Gráfica 3.- Contribución de la abundancia y biovolumen (1ra y 2da (punteada) graficas respectivamente) de las cianobacterias que presentaron una mayor densidad a lo largo del estudio.

Las especies *Microcystis wesenbergii* y *Pseudanabaena mucicola* fueron las más abundantes de febrero a septiembre, su abundancia osciló de 10,000 a 100,000 células mL⁻¹, esto nos confirma una mayor abundancia de cianobacterias en el transcurso del tiempo, ya que en el trabajo de Gaytán et al. (2011) 7 especies registraron una abundancia similar, de las cuales *Snowella septentrionalis*, *Microcystis botrys*, *M. flos-aquae* y *M. Wesenbergii* tuvieron esa mismas abundancia durante 3 meses, las 4 especies restantes solo durante un mes registraron ese intervalo de abundancia.

La dominancia de *Microcystis* se relaciona con estratificaciones prolongadas que ocurren en los cuerpos de agua profundos, VB tiene una profundidad media de 20 y máxima de 35 m con una estratificación de marzo a octubre (Olvera-Viascán et al. 1998, Merino et al. 2008), asimismo la estratificación favorece las formas coloniales mucilaginosas de gran tamaño ej. *Microcystis* (Brena y Bonilla 2009).

El género *Microcystis* posee vesículas de gas, las cuales utiliza para desplazarse al metalimnion por nutrientes, especialmente fosforo (Dokulil y Teubner 2000) y hacia el epilimnion por luz, esto les confiere una ventaja competitiva sobre las demás especies de fitoplancton (Shapiro 1997, Chen et al. 2003). También se ve favorecido por las temperaturas altas (>25 °C) (Robarts y Zohary 1987) y altos valores de pH. Generalmente las cianobacterias (ej. *Microcystis*) no fijadoras de nitrógeno prefieren NH₄⁺ a NO₃ como fuente de nitrógeno (Kappers 1984, Blomqvist et al. 1994 y Dokulil y Teubner 2000).

Microcystis wesenbergii fue la cianobacteria dominante durante todo el estudio realizado, debido a que la temperatura del embalse está dentro de su rango óptimo de crecimiento, que es de 19.6 a 28.6 °C (IMAI et al. 2008), esta temperatura es un factor para que otras cianobacterias pertenecientes al mismo género (altamente tóxicas) no dominen. En el caso de *M. aeruginosa*, aunque tiene poco biovolumen en los meses más cálidos dentro del embalse, no es dominante, ya que su dominancia se ha registrado a temperaturas mayores que van de 24.7 a 33.9 °C (IMAI et al. 2008) y en estudios anteriores demostraron su óptima de temperatura entre los 30 y 35 °C (Van der Westhuizen y Eloff 1985; Watanabe y Oishi 1985).

Pseudanabaena mucicola, habita en el mucílago de especies de Chroococcales, principalmente del género *Microcystis* (Bonilla 1995; Komárek y Anagnostidis 2005), (en este estudio se relacionó con a *M. wesenbergii*, ambas cianobacterias estuvieron más asociadas al SRP, esta asociación se observa en los ejes de pCC, Figura 4), fue la primera especie en abundancia y la tercera en biovolumen, particularmente al final del estudio cuando aprovecha los restos del mucílago de *M. wesenbergii* la cual va declinando y de esta forma *P. mucicola* mantuvo su población. Sin embargo, a pesar de su gran abundancia no aporta gran cantidad de biovolumen, debido a su talla pequeña (células con largo de 3.2 × 1.2 µm de ancho), por esta razón no coinciden las gráficas de abundancia y biovolumen (Gráfica 3) en el mes de julio y agosto.

Lyngbya birgei fue una especie temporal (con mayor relación a la T °C, pCCA Figura 4-A), es séptima en abundancia, sin embargo fue la segunda especie en aportar biovolumen debido a sus células de gran tamaño (largo= 3.2 x 16.7 µm ancho). Su mayor abundancia la presentó en julio (Tabla 7) y por lo tanto un mayor aporte de biovolumen (Gráfica 3), esto es otra razón por la cual no coinciden las gráficas de abundancia y biovolumen en los meses antes mencionados. El género *Lyngya* tiene bajos requerimientos de luz (Reynolds et al. 1987), ya que tiene una mayor proporción de ficoeritrina (otorgándoles el color rojizo), las proporciones de este pigmento pueden aumentar el rango de absorción de luz (longitud de onda) (Tandean de Marsac y Houmard 1993), esto hace posible que habite en zonas con mayor turbiedad o mayor profundidad (Rejmánková et al. 2011), ya que durante este estudio se presentó mayormente en el sitio de Tizates I que fue el sitio con mayor arrastre de sedimentos. Cuando cambian las condiciones genera vesículas de gas que le permiten ascender a la superficie (Rejmánková et al. 2011), lo mismo sucede cuando se producen pequeños enfriamientos del hipolimnion ocasionados por las lluvias.

6.3.2 Clorofila a

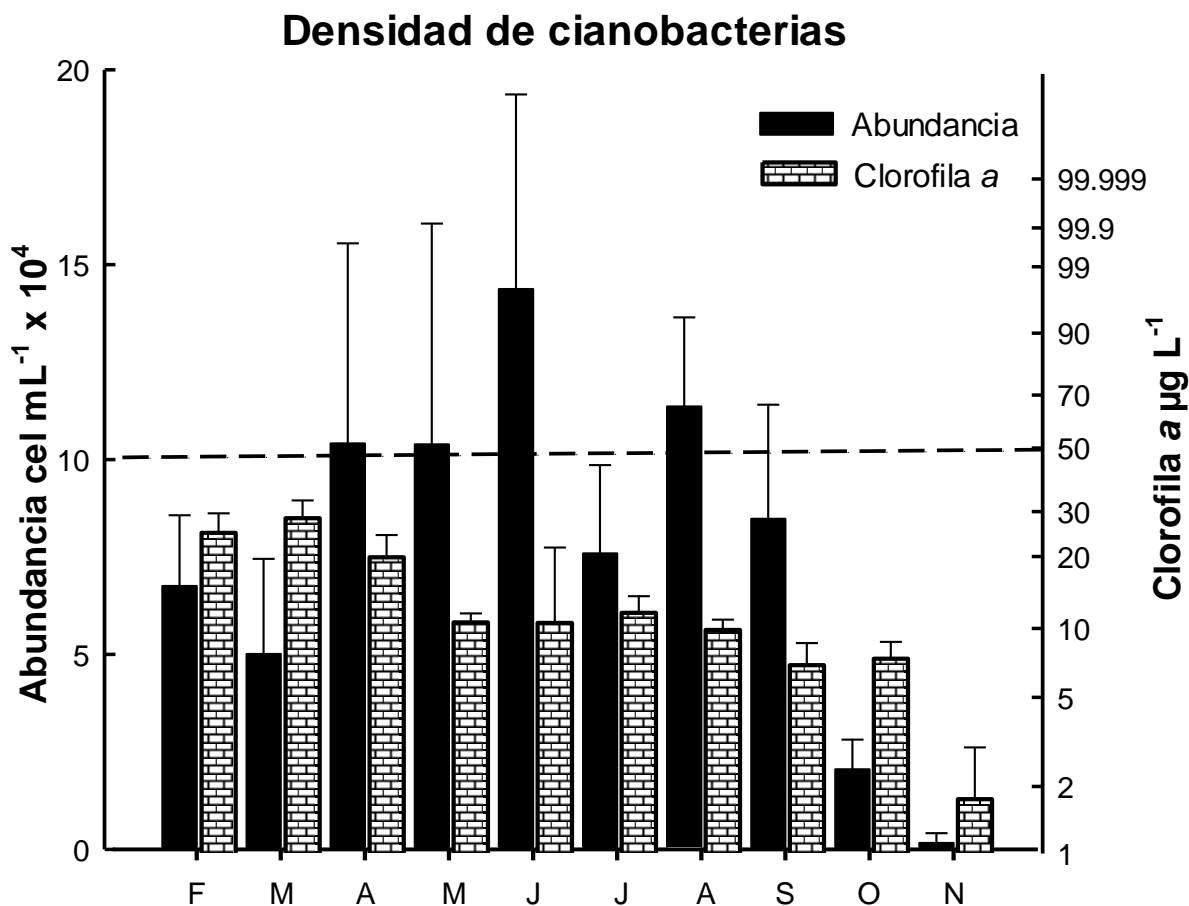
Al inicio del presente estudio se registró la mayor concentración de este pigmento, mostrando en marzo su mayor nivel (28.33 µg L⁻¹) (Gráfica 4). Conforme transcurrió el estudio los valores de esta variable fueron descendiendo paulatinamente hasta llegar en septiembre a su menor nivel (6.93 µg L⁻¹). Por cuestiones de logística la medición de esta variable no se realizó en noviembre.

Las cianobacterias y el resto de fitoplancton tienen Chl-a, ya que es el pigmento universal para realizar la fotosíntesis aeróbica (van den Hoek et al. 2002, Bonilla y Aubriot 2009), debido a esto, este parámetro se usa ampliamente para estimar la biomasa del fitoplancton (Moreno et al. 2010). Anteriormente otros grupos de fitoplancton (Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae, Chryptophyceae, Euglenophyceae y Chrysophyceae) fueron reportados (Gaytán et al. 2011), las altas concentraciones de Clorofila a al principio del estudio, nos refleja una mayor cantidad de fitoplancton, que no pertenece necesariamente a cianobacterias, por tal motivo que la curva de abundancia y Chl-a no concuerdan.

Como se puede observar en la Gráfica 4 los valores de este parámetro no sobrepasaron los 50 µg L⁻¹, por lo que de acuerdo a la guía de manejo de la OMS para cuerpos de agua destinada al consumo humano, ésta variable estuvo durante todo el estudio en el nivel de 1 (moderado), ya que existe una probabilidad relativamente moderada de efectos agudos a la salud (Chorus y Bartram 1999).

6.3.3 Abundancia total

La abundancia total de cianobacterias en abril, mayo, junio y agosto, sobrepasó las 100,000 células mL⁻¹ (Gráfica 4), presentando dos pulsos en junio y agosto. En los últimos 3 meses fue descendiendo el número de organismos, llegando en noviembre a la menor abundancia (1,637 cel mL⁻¹). A pesar de que en este parámetro biológico no hubo diferencias significativas entre los sitios de muestreo, se observa una alta DS, principalmente de abril a junio.



Gráfica 4: Muestra la abundancia (izquierda) y clorofila a (derecha) presentada a lo largo del presente estudio, la línea punteada indica el nivel 2 de alerta (alto) de la OMS.

La alta DS presentada se debe muy probablemente a las diferentes características que presentan los sitios de muestreo, debido a que en las primeras lluvias (abril a junio) al arrastre de materia orgánica (nutrientes) hizo que los sitios de tizates presentaran una mayor abundancia, en particular Tizates III (coincidió con el alto valor de SRP en junio), contrario al centro, que fue el sitio de mayor estabilidad en el transcurso del proyecto.

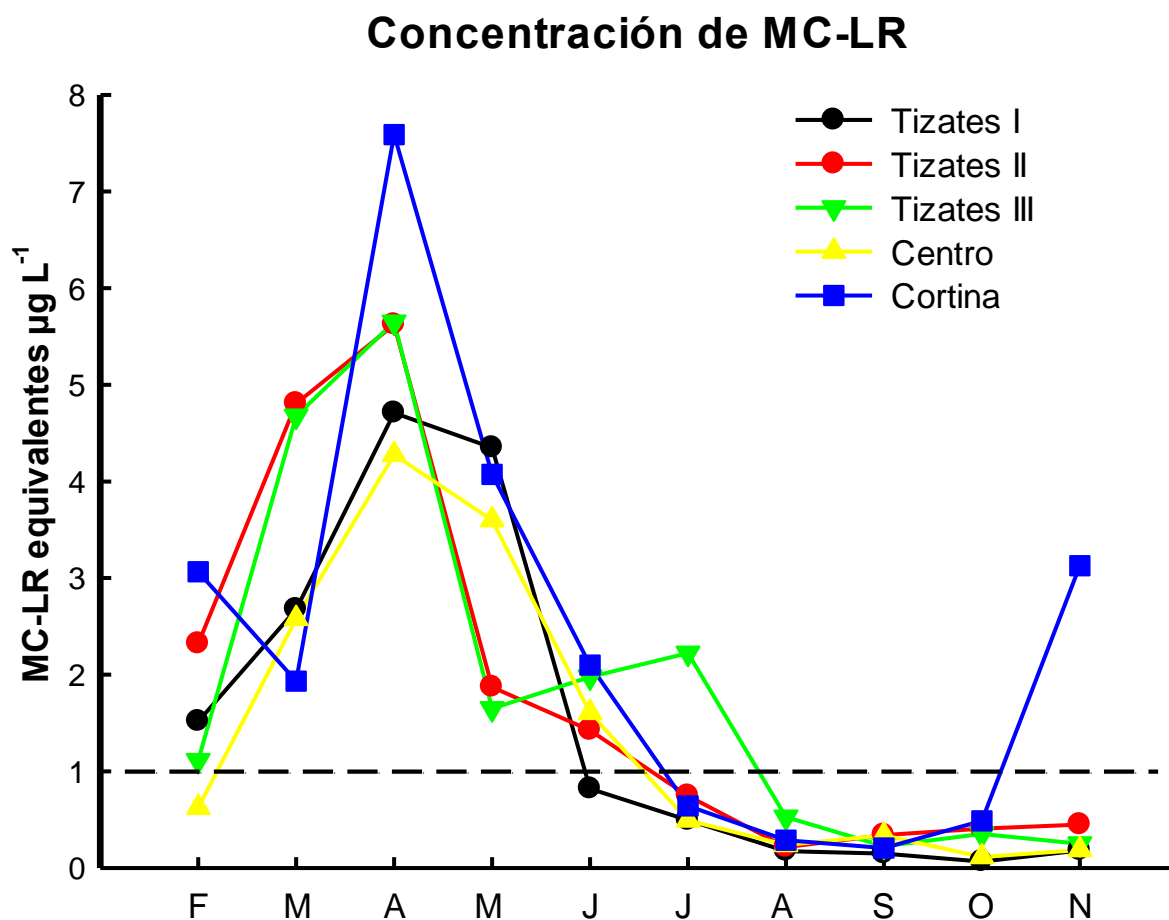
De acuerdo con la guía de la Organización Mundial de la Salud para manejo de fuentes de abastecimiento de agua potable, estos meses que sobrepasaron la abundancia de 100,000 células de cianobacterias por mililitro, estuvieron dentro del máximo nivel de alerta (2), por lo que en estos meses se debió haber realizado conteos de cianobacterias y mediciones de toxicidad semanales ya que se incrementa el riesgo de efectos adversos para la salud de las

personas que tengan contacto recreativo y por lo tanto el agua sin tratamiento adecuado no es apta para beber (Chorus y Bartram 1999).

6.4 Cuantificación de microcistina-LR

En lo que respecta a la concentración de la MC-LR a lo largo del presente estudio, se observan en la Gráfica 5. De febrero hasta junio se presentaron valores superiores a los límites permisibles por las OMS y el resto del estudio (julio-noviembre) los valores fueron inferiores a la norma, notando un ligero ascenso en los últimos 2 meses. En abril alcanzó la mayor concentración de la toxina con $5.56 \mu\text{g L}^{-1}$ (promedio), mientras que septiembre presentó una menor concentración ($0.25 \mu\text{g L}^{-1}$).

A pesar de no haber una diferencia significativa entre los sitios de muestreo, la cortina presentó una mayor cantidad ($2.35 \mu\text{g L}^{-1}$) y en contra el centro fue el sitio de menor concentración ($1.4 \mu\text{g L}^{-1}$). En lo que respecta a los sitios de Tizates, conforme se avanza hacia la parte central del embalse, estos presentan paulatinamente una mayor cantidad (1.51 , 1.81 y $1.86 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente). Todos estos son valores promedio.



Gráfica 5: Concentraciones de MC-LR registradas en VB. Obsérvense el valor guía establecido por la OMS (línea punteada) en fuentes de abastecimiento ($1 \mu\text{g L}^{-1}$).

Debido a que las concentraciones de Chl-a oscilaron de 4.24 a 33.87 $\mu\text{g L}^{-1}$ esperaríamos tener valores de MC-LR de 10 a 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ y la abundancia de abril, mayo, junio y agosto superó las 100,000 células mL^{-1} también esperaríamos encontrar valores igual o superiores a 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ de la toxina, esto con respecto a la OMS (Chorus y Bartram 1999), sin embargo esto no ocurrió. Como pudimos observar en la gráfica anterior, la máxima concentración de esta toxina se presentó en abril en la cortina con 7.58 $\mu\text{g L}^{-1}$ y promediando todas las estaciones 5.56 $\mu\text{g L}^{-1}$. A pesar de la alta concentración de la toxina, no se superó el límite permisible para cuerpos con actividades de recreación (10 $\mu\text{g L}^{-1}$) manteniéndose así en el nivel de alerta (1) bajo (WHO 1998), lo cual coloca a este cuerpo de agua dentro de un nivel de alerta bajo, relacionado con la probabilidad relativamente baja de efectos agudos a la salud (Chorus y Bartram 1999).

No obstante los primeros 5 meses la concentración de MC-LR sobrepasó el límite máximo permisible (1 $\mu\text{g L}^{-1}$ de MC-LR) para el consumo oral diario que marca la OMS en aguas de abastecimiento público (WHO 1998) y con esto se pudiesen provocar problemas crónicos a la salud (Kuiper-Goodman et al. 1999).

Una de las diferencias en las concentraciones de MC-LR obtenidas en las investigaciones antecedentes y la del presente trabajo (Tabla 8) se debe a las discrepancias en la colecta y al momento de concentrar la muestra (en el laboratorio) y en cuestión del método utilizado para la cuantificación de la toxina no existe gran diferencia, ya que las principales diferencias en los métodos para cuantificar MCs son: el fundamento, el material, el costo y tiempo de la prueba, etc. Los métodos utilizados para determinar esta toxina, tienen un límite de detección en μg (Kruk et al. 2009; Chorus y Bartram 1999; Giannuzzi et al. 2009), inclusive el Kit utilizado tiene un límite de cuantificación de 0.175 ppb (EnviroLogix 2010), por lo que es altamente confiable. A pesar de que filtramos en campo 90L y a que congelamos la muestra a -20°C nosotros no medimos concentración intracelular, ya que para eso se requiere además, congelar y descongelar en forma repetida (3 o 4 veces) y en recipientes de vidrio preferentemente (el plástico amortiguaría el procedimiento) (Kruk et al. 2009).

Tabla 8: Comparación de la concentración de la MC-LR en VB con nuestros antecedentes. Ramírez et al. NO especifica el tipo de colecta ni el método utilizado para medir.

	Ramírez et al. 2004	Vasconcelos et al. 2010	Figueroa 2012	Alillo 2014
Máxima [MC-LR] $\mu\text{g L}^{-1}$	4	No detecto	0.7	5.56
Colecta en campo	-	Sin filtrar	Sin filtrar	Filtrado 90 L
Laboratorio	-	Concentrado con malla de 50 μm	Concentrado con malla de 45 μm	Muestra in situ
Método de cuantificación	-	MALDITOF	ELISA	ELISA

Otra de las diferencias en la concentración obtenida, pudiesen ser el número de células (abundancia) y el dominio de poblaciones de cianobacterias que en su momento se presentaron. Ramírez et al. (2004) y Vasconcelos et al. (2010) no reportaron ni la riqueza encontrada ni la abundancia. En cambio Gaytán et al. 2011 reporta el dominio de *Microcystis aeruginosa* *M. botrys* y *M. flos-aquae* (productoras de MC, Kurmayer et al. 2003, Via-Ordorika et al. 2004) de octubre del 2000 a marzo del 2001, esto pudo haber sido el motivo por el cual Ramírez et al. (2004) encontraron MC. A diferencia de Vasconcelos et al. (2010) que sólo realizó un muestreo por lo que muy probablemente no encontraría el dominio de alguna(s) especie productora de MC. En cambio Figueroa 2012 si reporta la dominancia de los géneros (no así el número de células) que en su momento había en el embalse. En las 2 gráficas de MCs (Figueroa 2012 y Alillo 2014), se observa un comportamiento similar, siendo octubre y noviembre los meses de menor concentración, mientras que en febrero (Figueroa 2012) y en abril (Alillo 2014) los de mayor concentración.

Comparando la concentración de MC-LR obtenida en este presente estudio, con la obtenida en otros cuerpos de agua de México (Tabla 9), se puede observar las mismas diferencias de métodos antes mencionadas para medir la concentración de la MC. En Zumpango, Chapultepec y Pátzcuaro hay una mayor concentración de esta toxina, ya que también hay una mayor cantidad de células mL⁻¹ y posiblemente cianobacterias más tóxicas. Todos estos cuerpos de agua tienen la similitud de que en ellos se practican actividades de recreación, inclusive actividades de pesca (Vasconcelos et al. 2010, Tomasini-Ortiz et al. 2012), por lo que el límite permisible para aguas de recreación (10 µg L⁻¹) en estos 3 cuerpos de agua se sobrepasó, considerándose en un nivel de alerta alta. Por lo anterior en ellos se debieron hacer muestreos semanales y continuos, ya que existía una alta probabilidad de efectos adversos a la salud (Chorus y Bartram 1999). Sin embargo la gran diferencia con VB es que el agua está destinada para el consumo humano y aunque es potabilizada en la planta de Los Berros (CNA 2006) es muy importante su monitoreo.

Tabla 9: Comparación de la concentración de la MC-LR en VB con la de otros cuerpos de agua de México. * Vasconcelos et al. 2010. ** Tomasini-Ortiz et al. 2012.

Cuerpos de agua	Zumpango*	Chapultepec*	Cuemanco*	Pátzcuaro** 2011	VB 2010
Células mL ⁻¹	1.4x10 ⁶	7.5x10 ⁶	2.8x10 ⁶	4.8x10 ⁷	1.0x10 ⁶
Máxima [MC-LR] µg L ⁻¹	62.4	78	4.9	1,851	5.56
Colecta en campo	Sin filtrar	Sin filtrar	Sin filtrar	Arrastre	Filtrado de 90L
Laboratorio	Concentrado con malla de 50 µm	Concentrado con malla de 50 µm	Concentrado con malla de 50 µm	Muestra <i>in situ</i>	Muestra <i>in situ</i>
Método de cuantificación	ELISA	ELISA	ELISA	ELISA	ELISA

Las concentraciones obtenidas en el presente estudio (un promedio máximo de $5.56 \mu\text{g L}^{-1}$) no se consideran dosis agudas o letales, pues hay evidencia de que $500 \mu\text{g kg}^{-1}$ de dosis oral, causan daño en el hígado en ratones (Ito et al. 1997), por lo tanto en una equivalencia podríamos esperar efectos adversos a la salud con 12.5, 50 y $150 \mu\text{g L}^{-1}$ de MC-LR en niños 5 kg, de 20 kg y en adultos de 60 kg respectivamente (Fromme et al. 2000). Con base en lo anterior podríamos esperar que la ingestión de 20 mg de MC-LR o menos, ingerida por un niño de 10 kg, causaría una lesión hepática aguda grave, incluso con posibilidades de muerte (Fitzgeorge et al. 1994). Sin embargo la ingestión de volúmenes pequeños de MC-LR a largo plazo (daño crónico) ocasionaría gastro-enteritis y daño en el hígado ya que son promotores de tumores (carcinogénesis) (Kuiper-Goodman et al. 1999).

Hay estudios que refieren que varios organismos acumulan en sus tejidos (bioacumulación) en este caso a la MC-LR, entre ellos el zooplancton, crustáceos, moluscos y peces principalmente (WHO 2003; Apeldoorn et al. 2007), introduciendo MCs a la cadena alimenticia. También se ha reportado que varios vegetales (eg. lechuga) regados con agua que contenga cianobacterias, acumulan cianotoxinas (Dietrich y Hoeger 2005), que al ser ingeridos pueden causar síntomas similares a los ya mencionados (vómito, dolor muscular, paro respiratorio o muerte, según la cantidad de alimentos consumidos) (Rao et al. 2002). Inclusive pueden ser inhaladas en las fosas nasales por efecto del aire provocando así reacciones alérgicas o irritantes en las mucosas nasales o faríngeas (Sivonen y Jones 1999).

La MC-LR es la más común (estable) en las muestras de agua y en cultivos de cianobacterias (Sivonen y Jones 1999, Falconer 2005), se pudo determinar la concentración de esta toxina mediante el Kit comercial basado en la técnica de ELISA, este kit esta destinado a los cuatro principales tipos de MCs, LR, LA, RR y YR y su rango de detección es de microgramos L^{-1} (0.175 ppb) (EnviroLogix™ 2010), haciéndolo un método específico, sensible y rápido, aunque hay que tener cuidado con los falsos positivos. Pero en la actualidad se han descubierto alrededor de 80 congéneres diferentes de MCs (Brena y Bonilla 2009), inclusive algunos cultivos producen varias MCs simultáneamente, pero generalmente una o dos son las dominantes (Sivonen et al. 1995). Por ejemplo en Australia se reportó un Bloom de *Microcystis aeruginosa* en el cual se lograron detectar 23 MCs, mediante la técnica de Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) (Jones et al. 1995). Para estudios más detallados se recomienda utilizar otros métodos (bioensayos, cromatografía e inhibición de proteínas), ya que estas técnicas detectan otras MCs y tienen un mayor rango de detección (Kruk et al. 2009; Sivonen y Jones 1999; Giannuzzi et al. 2009).

6.5 Especies de Valle de Bravo productoras de toxinas

Varias taxa identificados en este estudio se han reportado en diferentes países y años como productores de cianotoxinas (Tabla 10), de las cuales 5 especies son productoras de

MCs, 3 de anatoxinas, 1 taxon de Cylindrospermopsina, 1 taxon Lingbiatoxina y de Saxiotoxina solo 1 taxon.

Tabla 10.- Muestra los registros de las especies potencialmente tóxicas.

Especie	Toxina	Referencia y país de origen
<i>Woronichinia naegelianum</i>	Microcistina	Henriksen 2001, Dinamarca Santos et al. 2012, Portugal
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Microcistina	Via-Ordovika et al. 2004, Europa Xu et al. 2008, China Santos et al. 2012, Portugal
<i>Pseudoanabaena mucicola</i> *	Microcistina-LR	Bonilla et al. 1995
<i>Lyngbya birgei</i>	Lyngbyatoxina Saxiotoxina	Ito y Nagai 1998, Estados Unidos Rejmánková et al. 2011, Guatemala
<i>Planktothrix agardhii</i>	Microcistina	Christiansen et al. 2003, Alemania Pawlik-Skowrońska et al. 2004, Polonia
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	Anatoxina-a Microcistina-LR	Messineo et al. 2009, Italia Bruno et al. 1994, Italia
<i>Dolichospermum aff. crassa</i>	Anatoxina-a	Messineo et al. 2009, Italia
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	Anatoxina-a	Hodoki et al. 2013, Japón Ballot et al. 2010, Alemania
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Cylindrospermopsina	Fastner et al. 2003, Alemania.

* Los estudios de esta especie son confusos, debido a que la concentración de MCs está más relacionada a la especie en la que habita.

Como se acaba de observar en la tabla anterior, 9 taxa~~enes~~ presentes en VB han sido reportados como productores de cianotoxinas, lo ideal sería hacer un monitoreo constante de todos estos taxa, puesto que las MCs son las toxinas más abundantes en la naturaleza (WHO 2003, Falconer y Humpage 2005) y 5 especies identificadas en este estudio, han sido reportadas como productoras de MCs. En estudios anteriores *Microcystis botrys* y *M. flos-aquae* también fueron reportadas por Gaytán et al. (2011) y son productoras de MCs (Kurmayer et al. 2003, Via-Ordorika et al. 2004), por lo que es prioritario el monitoreo de los taxa productores de MCs.

El segundo tipo de toxinas que se producen en VB, por tres especies, son las anatoxina(s); el monitoreo de estas también es importante, ya que el género *Dolichospermum* (que es uno de los principales géneros productores de este tipo de cianotoxina (Sivonen y Jones 1999,

Falconer y Humpage 2005) presentó su mayor abundancia en los meses de primavera, por lo que sería esta la temporada de mayor cuidado para prevenir problemas en el sistema nervioso (Sivonen y Jones 1999, Quezada et al. 2006). Se ha demostrado que la LD₅₀ vía oral de anatoxina-a en ratones es de 5,000 µg kg⁻¹ (Fitzgeorge et al. 1994). En México son pocos los estudios de MCs y son aún menos los estudios de anatoxina(s) por lo que también se sugiere una mayor atención a estudios sobre este tipo de cianotoxinas.

La especie *Lyngbya birgei* es la principal especie productora de lipopolisacáridos que se denominan dermatoxina o Lyngbyatoxina (Ito y Nagai 1998) y en estudios recientes se reportó como productora de Saxitoxina (Rejmánková et al. 2011). La Lyngbyatoxina causa severas dermatitis por contacto y se presenta entre los deportistas expuestos a actividades acuáticas, cuando es ingerida provoca severas inflamaciones orales y gastrointestinales que dan lugar a una sintomatología de diarreas y fiebre (Ito y Nagai 1998; Sivonen y Jones 1999; Stielow y Ballantine 2003). Debido a que fue la segunda especie en contribuir al biovolumen en el presente estudio (principalmente de abril a agosto), se sugiere una atención especial para prevenir que las actividades de recreación que en este importante embalse se practican cotidianamente (www.valledebravo.gob.mx) no ocasionen posibles daños.

La especie *Cylindrospermopsis raciborskii* solo apareció en 3 meses (abril, mayo y julio), siendo en mayo en donde aportó su máximo biovolumen (1.98%), el cual coincidió con Fastner et al. (2003) quienes reportan generalmente observarla sub-dominando con otras cianobacterias como *Aphanizomenon*, *Limnothrix* y *Planktothrix* (esta asociación se observa mayormente en el pCCA Figura 4-A), mismas que se presentaron en este estudio durante estos meses. *C. raciborskii* es la principal especie productora de cilindrospermopsina, cuya toxina es muy peligrosa (causa necrosis a las células de mamíferos (hígado, pulmones, intestinos y riñones)), entre otros efectos (Fastner et al. 2003), no forma natas superficiales y por lo tanto es más un riesgo para salud en el agua potable que en el agua destinada para uso de recreación (Quesada et al. 2006).

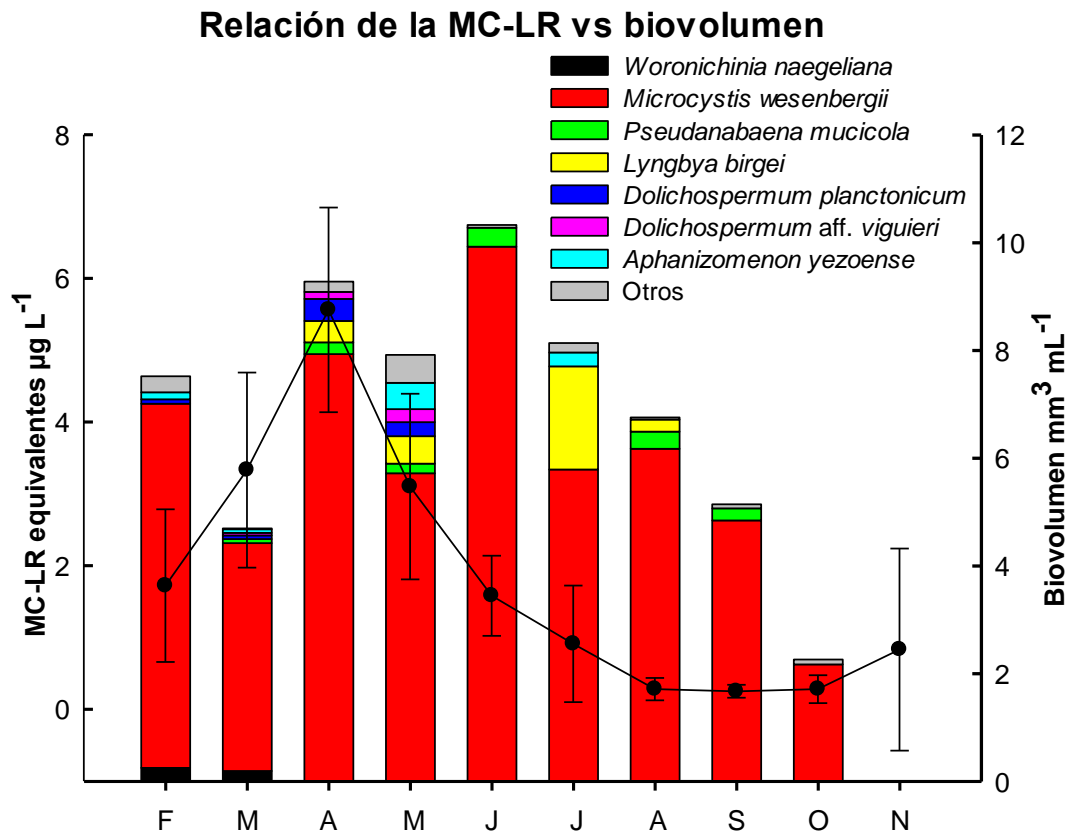
6.6 Índices estadísticos

Al aplicar el análisis de correlación de Pearson (que va del 0 al 1 y mientras más cercano al 1 hay una mayor certeza (correlación entre las variables)), se obtuvo una mayor correlación para el género *Dolichospermum* y en especial del taxón *D. planctonicum* (Tabla 11), seguida de *Dolichospermum* aff. *viguieri*. Sin embargo el taxón más dominante (*Microcystis wesenbergii*) presentó una baja correlación. Estas correlaciones también se pueden observar en el análisis de correspondencia canónica pCCA, Figura 4.

Tabla 11. Coeficiente de correlación entre el biovolumen de géneros y especies potencialmente tóxicas versus la concentración de MC-LR en el embalse (n= 50).

<i>Dolichospermum</i>	0.65
<i>Microcystis</i>	0.24
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	0.65
<i>Dolichospermum</i> aff. <i>viguieri</i>	0.50
<i>Planktothrix agardhii</i>	0.42
<i>Microcystis wesenbergii</i>	0.24
<i>Woronichinia naegeliana</i>	0.21
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	-0.014
<i>Lyngya birgei</i>	-0.0325

La relación entre estas dos variables, se puede también observar en la Gráfica 6, ya que cuando *Dolichospermum planctonicum* presenta su mayor biovolumen, la concentración de la MC-LR alcanza su mayor concentración. También en marzo las Nostocales (en especial las del género *Dolichospermum*) empiezan a desarrollarse, siendo abril el periodo de mayor crecimiento y alcanzando su mayor biovolumen en mayo.

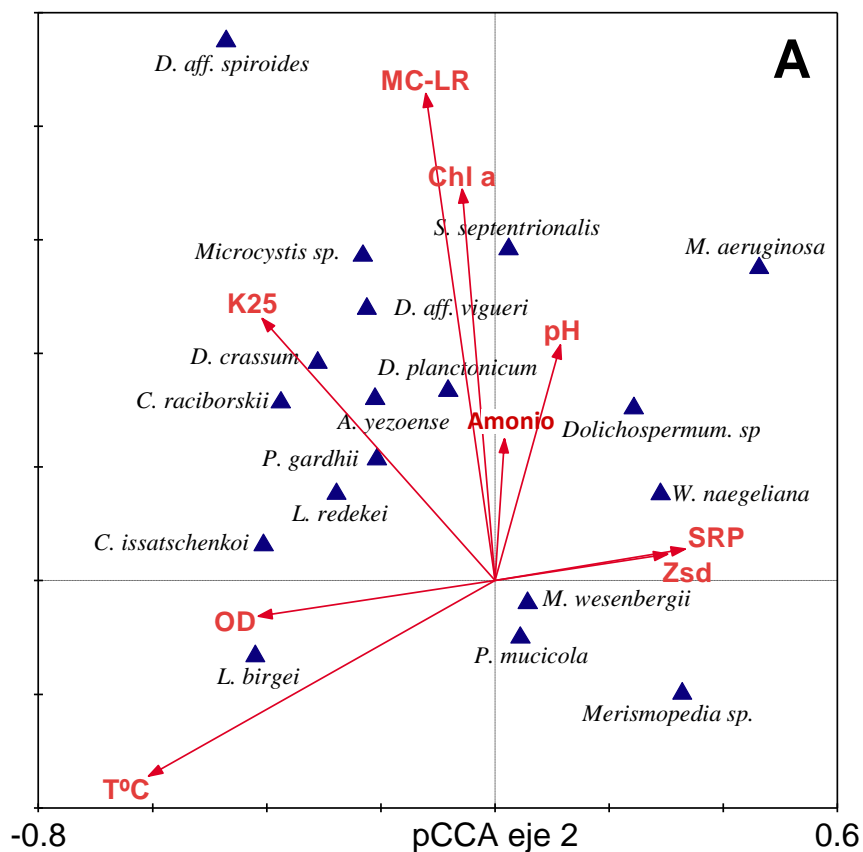


Gráfica 6. Muestra la relación entre estas 2 variables.

6.6.1 Análisis de Correspondencia Canónica

Este análisis nos permitió observar las relaciones entre las variables ambientales y las biológicas a través del tiempo (Figura 3). *Dolichospermum planctonicum* fue el taxón que mayor se relacionó con la MC-LR en los 3 ejes. Aunque se puede observar que *Snowella septentrionalis* fue el taxón que mayor correlaciona con la toxina, se descarto, ya que solo se presentó en abril, en la cortina, con 525 cel mL⁻¹, por lo tanto son muy pocos datos para relacionarla.

Haciendo un resumen de lo mencionado anteriormente, se observa que la temperatura fue la que mayor influencia tuvo entre los taxa presentes, el amonio estuvo relacionado a la MC-LR (Figura 4-A). La K₂₅ fue la variable que mayor relación tuvo con las Nostocales seguida del amonio, también el SRP y Zsd estuvieron relacionadas (Figura 4-A). En los 3 ejes se puede observar claramente la asociación entre *Microcystis wesenbergii* y *Pseudanabaena mucicola* y estas especies también se observa que están asociadas al SRP.



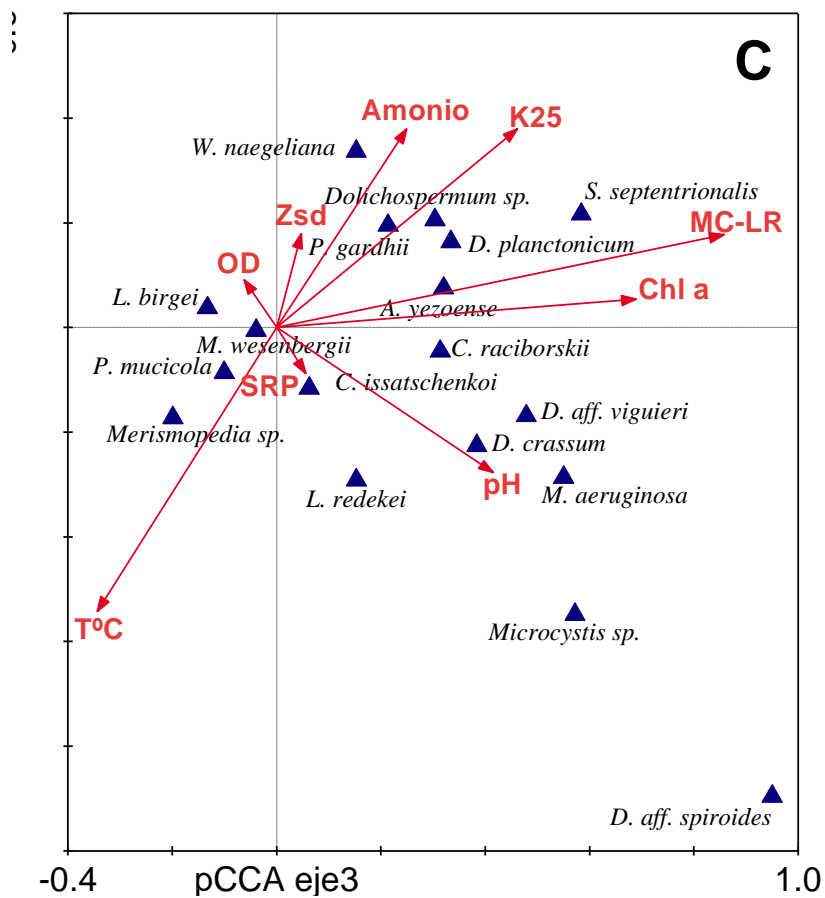
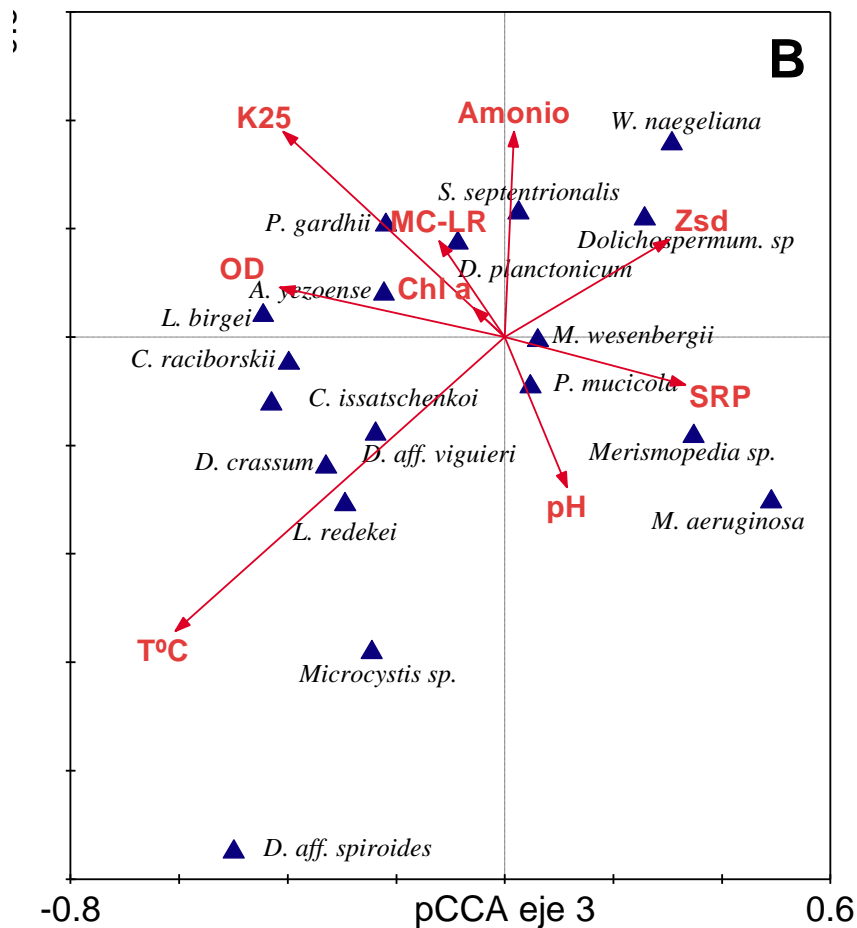


Figura 3. Biplot del pCCA separado en variables y especies, muestra sus 3 perspectivas (A: pCCA eje 1 y 2, B: pCCA eje 1 y 3 y C: pCCA eje 2 y 3).

El CCA es una técnica multivariable que permite representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos condicionado por una serie de variables predictivas. Mientras más alejado esté alguna variable del punto origen, mayor influencia tiene y la correlación entre las variables es de acuerdo al ángulo que los separa (Leps & Šmilauer 2003). La discusión de este análisis se realizó durante toda esta sección de resultados y discusión.

Woronichinia naegelianum es una especie constante y dominante en este estudio, principalmente de febrero a mayo donde se observó su mayor abundancia (4,802 cels. mL⁻¹), a pesar de su baja correlación, se infiere que es la causante de que en el mes de noviembre comiencen a ascender los niveles de MC-LR, ya que se ha reportado ser productora de esta microcistina (Henriksen 2001; Santos et al. 2012).

A pesar de que *Microcystis wesenbergii* fue la especie dominante en el embalse y el género *Microcystis* es el principal productor de MCs (WHO 2003, Bláhova et al. 2007), encontramos un bajo valor de correlación: De acuerdo con Xu et al. (2008) quienes realizaron análisis toxicológicos usando ELISA y HPLC no detectaron toxicidad en *M. wesenbergii*, debido a que la especie no tiene el complejo enzimático *mcyE*, que codifica la producción de MC (Watanabe 1996, Kurmayer et al. 2003, Via-Ordorika et al. 2004).

A pesar de su débil correlación con la toxina, *Planktothrix agardhii* presentó su máxima abundancia en mayo (temporada de mayor concentración de MC-LR en este estudio) con 2089.2 cel mL⁻¹, por el tiempo de su abundancia y los anteriores reporte, se infiere que pudo haber producido MC-LR, ya que se ha reportado que es productora de diferentes isoformas de MCs (Christiansen et al. 2003, Pawlik-Skowrońska et al. 2004) y además es una de las especies con mayor contenido de MCs en sus células (Fastner et al. 1999).

El género *Dolichospermum*, fue el que presentó la mayor correlación con respecto a la toxina, ya que algunas especies de este género también producen MCs (Sivonen y Jones 1999, Fujii et al. 2002, Falconer y Humpage 2005, O'Neil et al. 2012). Se ha reportado que a temperaturas por debajo de 25 °C (mismas que se presentaron de febrero a abril) *Dolichospermum* sp. produjo MC-LR (Msagati 2006). La mayoría de estudios indican que la mayor producción de cianotoxinas ocurre cuando se dan las condiciones favorables para su crecimiento (Sivonen y Jones 1999), en plena etapa de su crecimiento (Rapala y Sivonen 1998), prueba de esto es que en los primeros meses se empiezan a dar las condiciones óptimas para su crecimiento (aumentan la temperatura, pH, K₂₅ y en estos meses comienza la estratificación por lo que aun hubo nutrientes disponibles) y las especies del género *Dolichospermum* (en especial *planctonicum*) están en plena etapa de crecimiento (marzo-abril), alcanzando en mayo su máxima abundancia.

Particularmente *Dolichospermum planctonicum* es la que explica el patrón de toxicidad observado en los meses de estratificación temprana en VB, con una importante correlación (0.647), esta correlación también se puede observar en el pCCA (Figura 4), este hecho coincide con Bruno et al. (1994) quienes también detectaron MC-LR relacionada a esta misma especie. El taxón *Dolichospermum aff. viguieri* tuvo una $r = 0.501$, sin embargo no se encontraron reportes de que produzca MC-LR. Lozano (2007) reportó que una cepa del género *Dolichospermum* sp. aislada de VB presentó el gen *mcyE* y por lo que puede producir MCs, la cepa presentaba características similares a *D. aff. viguieri*, que también tuvo una correlación importante con MCs, pero al no presentar acinetos no se pudo determinar la especie (ya que en este cultivo axénico cambió su morfología).

6.8 Degradación de Microcistinas

Las MCs son extremadamente estables a hidrólisis enzimáticas, pH extremos, temperaturas de hasta 300 °C y no son destruidas por oxidantes comunes. Su vida media es de aproximadamente 10 semanas a 40 °C y pH de 10 (Oberholster et al. 2004; Pérez et al. 2008) y pueden ser degradadas por algunas poblaciones de microorganismos de diferentes ecosistemas (Lam et al. 1995), existen reportes que las bacterias de la familia Proteobacterias tienen la capacidad de degradarlas y utilizarlas como única fuente de carbono. Por lo que para su remoción se recomienda eliminar la estratificación, minimizar la incorporación de nutrientes, reducir los tiempos de estancamiento o tratamiento y no usar alguicidas como sulfato de cobre o algunos otros métodos que puedan provocar la lisis de células de cianobacterias, porque podrían aumentar la concentración de cianotoxinas (Hoger et al. 2005, Kuiper-Goodman et al. 1999), debido a que entre el 80 a 90% de la toxina se encuentra dentro de la célula (Rapala et al. 1997), pudiendo ocurrir eventos toxicológicos más drásticos. La degradación completa de las microcistinas requiere de un tratamiento de reflujos con ácido hidroxilórico 6N y ácido trifluoroacético (Pérez et al. 2008).

Los meses con mayor concentración de MC-LR antes mencionados requieren una mayor atención en el tratamiento de agua, mayor divulgación sobre los riesgos toxicológicos de las cianobacterias hacia los habitantes aledaños al embalse, debido a que el agua es consumida por millones de personas (CNA 2006) y en este importante embalse también se realizan continuamente actividades de recreación (www.valledebravo.gob.mx).

Como ya se mencionó anteriormente en México no existe norma alguna para regular la presencia de cianobacterias y mucho menos para la presencia de sus toxinas (en este caso MC-LR), lo cual deteriora la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento de agua potable, por lo que hace falta que los organismos responsables de estos cuerpos de agua potable y las agencias responsables del medio ambiente incluyan planes de vigilancia y control de cianobacterias y sus toxinas, para asegurar la calidad del suministro de agua potable, prevenir

procesos toxicológicos y en determinadas circunstancias tener un plan de manejo para controlar de la mejor manera un florecimiento de cianobacterias y sus toxinas.

7. Conclusiones

- 1) Se corroboró que el embalse de Valle de Bravo es eutrófico.
- 2) Se identificaron 18 taxa, de los cuales 9 están reportados como potencialmente tóxicos.
- 3) La concentración de Microcistina-LR de febrero a junio sobrepasó el límite permisible ($1 \mu\text{g L}^{-1}$) para fuentes de abastecimiento de agua potable.
- 4) Coincidimos con los reportes antes mencionados de que *Microcystis wesengergii* no produce la Microcistina-LR.
- 5) Durante este estudio la concentración de Microcistina-LR estuvo relacionada con el biovolumen de *Dolichospermum planctonicum*.

8. Sugerencias

- 1) Atención especial a este cuerpo de agua, particularmente en los meses de febrero a junio ya que es el periodo cuando la microcistina-LR sobrepasó el límite permisible por la OMS para fuentes de abastecimiento de agua potable.
- 2) Monitoreo constante de la especie *Lyngbya birgei* debido a que presentó un alto biovolumen y es la principal especie productora de dermatoxina y también a otros taxa que producen otras toxinas.
- 3) Para trabajos más precisos de esta y otras toxinas se sugiere utilizar otras técnicas con mayor rango de detección y de identificar toxinas.
- 4) Para la determinación de especies tóxicas se sugiere aislar cepas de cianobacterias y utilizar métodos moleculares como PCR.
- 5) El establecimiento de una norma o legislación para cianobacterias y de sus toxinas ayudarían a un mejor manejo de los cuerpos de agua, en especial de fuentes de abastecimiento de agua potable para garantizar su calidad.

9. Literatura citada

- ❖ APHA (American Public Health Association). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed. Washington (DC).
- ❖ Apeldoorn M. E., Egmond H. P., Speijers G. J. A. y Bakker G. J. L. 2007. Toxins of cyanobacteria. *Mol Nutr. Food Res.* 51:7-60.
- ❖ Ballot A., Fastner J., Lentz M. & Wiedner C. 2010. First report of anatoxin-a-producing cyanobacterium *Aphanizomenon issatschenkoi* in northeastern Germany. *Toxicon.* 56:964-971.
- ❖ Bláhová L., Babica P., Maršálková E., Maršálek B. & Bláha L. 2007. Concentrations and seasonal trends of extracellular microcystins in freshwaters of the Czech Republic - Results of the national monitoring program. *Clean.* 35(4):348-354.
- ❖ Blomqvist P., Pettersson A. & Hyenstrand P. 1994. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv fuer Hydrobiologie* 132(2):141-164.
- ❖ Bonilla S. & Aubriot L. 2009. Biología, floraciones y distribución de las cianobacterias (Capítulo 1). En *Cianobacterias planctónicas del Uruguay* (editora Sylvia Bonilla). Manual para la identificación y medidas de gestión. PHI-VII / Documento Técnico N° 16. pp. 1-4.
- ❖ Bonilla S., Pérez M. C. & De León L. 1995. Cianofíceas planctónicas del Lago Ton-Ton, Canelones, Uruguay. *Hoehnea* 21:185-192.
- ❖ Bonilla S., Rautio M. & Vincent W. F. 2009. Phytoplankton and phytobenthos pigment strategies: implications for algal survival in the changing Arctic. *Polar Biology* doi: 10.1007/s00300-009-0626-1.
- ❖ Brena B. & Bonilla S. 2009. Producción de toxinas y otros metabolitos (capítulo 4). En *Cianobacterias planctónicas del Uruguay* (editora Sylvia Bonilla). Manual para la identificación y medidas de gestión. PHI-VII / Documento Técnico N° 16. pp. 16-18.
- ❖ Briand J. F., Jacquet S., Bernard C. & Humbert JF. 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. Office of Environmental Health Hazard Assessment. *Veterinary Research* 34:361-377.
- ❖ Bruno M., Barbini D. A., Pierdominici E., Serse A. P. & Ioppolo A. 1994. Anatoxin a and a previously unknown toxin in *Anabaena planctonica* from blooms found in Lake Mulargia (Italy). *Toxicon.* 32(3):369-373.
- ❖ Chen Y. W., Fan C. X., Teubner K. & Dokulil M. 2003. Changes of nutrients and phytoplankton chlorophyll-a in a large shallow Lake Taihu, China: an 8-year investigation. *Hydrobiologia* 506–509:273-279.
- ❖ Chorus I. & Bartram J. 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization. ISBN 0-419-23930-8.
- ❖ Christiansen G., Fastner J., Erhard M., Börner T. & Dittmann E. 2003. Microcystin biosynthesis in *Planktothrix*: genes, evolution and manipulation. *Journal of Bacteriology.* 185(2):564-572.
- ❖ CNA (Comisión Nacional del Agua). 2006. Estadísticas del agua en México. Sistema Nacional de Información sobre cantidad, calidad, usos y conservación del agua (SINA). pag. 110.
- ❖ Cronberg G. & Annadotter H. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and a synopsis of their toxicology. ISSHA. NHBS.

- ❖ De León L. 2002. Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias. En: Perfil ambiental del Uruguay, Domínguez A. y Prieto R. G., Nordan-Comunidad, Montevideo, pp. 28-37.
- ❖ Des Marais D.J. 2000. When did photosynthesis emerge on Earth. *Science* 289 (5485): 1703-1705.
- ❖ Dietrich D. & Hoeger S. 2005. Guidance values for microcystins in water and cyanobacterial supplement products (blue-green algal supplements): a reasonable or misguided approach?. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 203 (3): 273-289.
- ❖ Dokulil M. T. & Teubner K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*. 438:1-12.
- ❖ EnviroLogix™. 2010. QuantiPlate™ kit for Microcystins. Catalog Number EP 022.
- ❖ Falconer I. R. & Humpage A. R. 2005. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. *Journal Environmental Research Public Health* 2(1):43-50.
- ❖ Falconer I.R. 2005. Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: Cylindrospermopsins and microcystins. CRC Press. Boca Raton, FLorida, USA. pag 291.
- ❖ Fastner J., Heinze R., Humpage A. R., Mischked U., Eaglesham G. K. & Chorus I. 2003. Cylindrospermopsin occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. *Toxicon* 42: 313–321.
- ❖ Fastner J., Neumann U., Wirsing B., Weckesser J., Wiedner C. & Chorus I. 1999. Microcystins (hepatotoxic heptapeptides) in German fresh waters. *Env. Toxic. Water Qual.*, in press.
- ❖ Figueroa S. M. A. 2012. Estructura de la comunidad del zooplancton en presencia de cianobacterias: Un estudio de caso en el Estado de México. Tesis de licenciatura Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México.
- ❖ Fitzgeorge R., Clark S. & Keevil C. 1994: Routes of intoxication, 69-74. In: Codd, G.A., Fastner, J., Neumann, U., Wirsing, B., Weckesser, J., Wiedner, C., & Chorus, I. 1999: Microcystins (hepatotoxic heptapeptides) in German fresh waters. *Env. Toxic. Water Qual.*, in press.
- ❖ Francis G. 1878. Poisonous Australian lake. *Nature*. 18:11-12.
- ❖ Fromme H., Koehler A., Krause R. & Fuehring D. 2000. Occurrence of cyanobacterial toxins-microcystins and anatoxin-a in Berlin water bodies with implications to human health and regulations. *Environ. Toxicol* 15:120-130.
- ❖ Fujii K., Sivonen K., Nakano T. & Harada K. 2002. Structural elucidation of cyanobacterial peptides encoded by peptide synthetase gene in *Anabaena* species. *Tetrahedron* 58:6863-6871.
- ❖ García E. 1990. Carta Clima. IV.4.10. Atlas Nacional de México Vol. II. Naturaleza. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- ❖ Gaytán H. M. L., Martínez A. V., Oliva M. M. G. Durán D. A & Ramírez G. P. 2011. Temporal variation of phytoplankton from the tropical reservoir Valle de Bravo, Mexico. *Journal of Environmental Biology* 32:117-126.
- ❖ Giannuzzi L., Colombi A, Pruyas T., Aun A., Rujana M., Falcione M. & Zubieta J. 2009. Cianobacterias y cianotoxinas: identificación, toxicología monitoreo y evaluación de riesgo. *Corrientes. Moglia Impresiones*. Graham L. & Wilcox L. 2000. *Algae*. Prentice Hall Press. New Jersey.
- ❖ Henriksen P. 2001. Toxic freshwater cyanobacteria in Denmark. Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences. En Chorus I. editor. Berlin, Springer-Verlag. pp. 49-56.

- ❖ Hodoki Y., Ohbayashi K., Kobayashi Y., Takasu H., Okuda N. & Nakano S. 2013. Anatoxin-a producing *Raphidiopsis mediterranea* Skuja var. *grandis* Hill is one ecotype of non-heterocytous *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usačev). Rajaniemi et al. in Japanese lakes. *Harmful Algae*. 21-22:44-53.
- ❖ Hoeger S. J., Hitzfeld B. C. & Dietricha D. R. 2005. Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 203:231-242.
- ❖ Imai H., Chang K., Kusaba M. & Nakana S. 2008. Succession of harmful algae *Microcystis* (Cyanophyceae) Species in a Eutrophic Pond. *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry-Biological Responses to Chemical Pollutans*. pp 367-372.
- ❖ Ito E. & Nagai H. 1998. Morphological observations of diarrhea in mice caused by aplysiatoxin, the causative agent of the red alga *Gracilaria coronopifolia* poisoning in Hawaii. *Toxicon* 36:1913-1920.
- ❖ Ito E., Kondo F. & Harada K. 1997. Hepatic necrosis in aged mice by oral administration of microcystin-LR. *Toxicon*. 35(2):231-239.
- ❖ Jang M. H., Jung j. M. & Takamura N. 2007. Changes in microcystin production in cyanobacteria exposed to zooplankton at different population densities and infochemical concentrations. *Limnology and Oceanography* 52:1454-1466.
- ❖ Jöhnk K., Brüggemann R., Rucker J., Luther B., Simon U., Nixdorf B. & Wiedner C. 2011. Modelling life cycle and population dynamics of Nostocales (cyanobacteria). *Environmental Modelling & Software*. 26:669-677.
- ❖ Jones G. J., Falconer I. F. & Wilkins R. M. 1995. Persistence of cyclic peptide toxins in dried cyanobacterial crusts from lake Mokoan, Australia. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 10:19-24.
- ❖ Kappers F.I. 1984. On population dynamics of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Ph.D. Dissertation, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
- ❖ Komárek J. & Anagnostidis K. 1999. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 2- Choococcales. *Archiv Hydrobiol Suppl.* 73,2 (Algological Studies 43):157-226.
- ❖ Komárek J. & Anagnostidis K. 2005. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3. Oscillatoriales. *Archiv Hydrobiol Suppl.* 80, 1/4 (Algological Studies 50/53):327-472.
- ❖ Komárek J. 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. Capítulo 3. En *Freshwater algae of North America, ecology and classification*. Editado por: Wehr GW, Sheath RG: pp 59-116.
- ❖ Komárek J. 2010. Modern taxonomic revision of planktic nostocacean cyanobacteria: a short review of genera. *Hydrobiologia*. 639:231–243.
- ❖ Kruk C., Vidal L., Aubriot L., Bonilla S. & Brena B. Metodologías de análisis de cianobacterias (capítulo 5). En *Cianobacterias planctónicas del Uruguay* (editora Sylvia Bonilla). Manual para la identificación y medidas de gestión. PHI-VII / Documento Técnico N° 16. 19-26.
- ❖ Kuiper-Goodman T., Falconer I. & Fitzgerald J. 1999. Human health aspects. Capítulo 4. En *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. (Chorus L. & J. Bartram, Editores). London: WHO, E. y F. N ISBN 0-419-23930-8.
- ❖ Kurmayer R., Christiansen G. & Chorus I. 2003. The abundance of microcystin-producing genotypes correlates positively with colony size in *Microcystis* sp. and determines its microcystin net production in lake Wannsee. *Applied and environmental microbiology*. 69(2):787-795.

- ❖ Lepš J. & Šmilauer P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Editorial Cambridge.
- ❖ Luuc Murr R., Olav Skulberg M. & Hans Utkilen. 1999. Cyanobacteria in the environment. Capítulo 2. En Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. (Chorus L. & Bartram J., Editores). London: WHO, E. y F. N ISBN 0-419-23930-8.
- ❖ Martínez S. M. D. 2006. Mecanismos fisicoquímicos de la degradación de la toxina Microcistina-LR. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México.
- ❖ Merino-Ibarra M., Monroy-Ríos E., Vilaclara G., Castillo FS., Gallegos ME. & Ramírez-Zierold J. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquatic Ecology* 42(3):335-345.
- ❖ Messineo V., Bogialli S., Melchiorre S., Sechi N., Antonella Luglié A., Casiddu P., Mariani M A., Padedda B M., Di Corcia A., Mazza R., Carloni E. & Bruno M. 2009. Cyanobacterial toxins in Italian freshwaters. *Limnologica* 39:95-106.
- ❖ Moreno Franco J. Q., Quintero Manzano J. y López Cuevas A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78:25-33.
- ❖ Msagati T. A. M., Siame B. A. & Shushu D. D. 2006. Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. *Aquatic Toxicology*. 78:382-397.
- ❖ Murphy J. & Riley JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta* 27:26-30.
- ❖ O'Neil J. M., Davis T. W., Burford M. A. & Gobler C.J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14:313-334.
- ❖ OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) 1982. The OCDE List Social Indicators, Paris.
- ❖ Oliver R.L. & Ganf G.G. 2000. Freshwater blooms. In Whiton BA, Potts M (Eds.) The ecology of cyanobacteria. Dordrecht, Kluwer Academic. Press. pp: 149-194.
- ❖ Olvera-Viascán V., Bravo-Inclán L. & Sánchez-Chávez J. 1998. Aquatic ecology and management assessment in Valle de Bravo reservoir and watershed. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1:277-290.
- ❖ Paerl H. W. & Paul V. 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*. 46:1349-1363.
- ❖ Pawlik-Skowrońska B., Skowroński T., Pirszel A. & Adamczyk A. 2004. Relationship between cyanobacterial bloom composition and anatoxin-a and microcystin occurrence in the eutrophic dam reservoir (se Poland). *Ecology*. 52(4):479-490.
- ❖ Quesada C.A., Carrasco D. & Cirés E. 2006. Cianobacterias en agua de consumo y recreo: un problema de todos, ponencia en Centro de Estudios y Experimentación de obras (CEDEX).
- ❖ Ramírez G. P., Nandini S., Sarma S.S.S., Robles V.E., Cuesta I. & Hurtado M.D. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia*. 467:99-108.
- ❖ Ramírez P., Martínez E., Martínez M. D. & Eslava C. 2004. Cianobacterias, microorganismos del fitoplancton y su relación con la salud humana. En: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos naturales, Instituto Nacional de Ecología, Programa Universitario del Medio Ambiente-UNAM (editors). *Microbiología Ambiental*. México. ISBN: 968-817-707-5. pp. 83-105.

- ❖ Rao P. V., Gupta N., Bhaskar A. S. y Jayaraj R. 2002. Toxins and bioactive compounds from cyanobacteria and their implications on human health. *J. Environ Biol.* 23: 215-224.
- ❖ Rapala J. & Sivonen K. 1998. Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. strains in cultured under light-limitation at different temperatures. *Microbial Ecology.* 36:181-192.
- ❖ Rejmánková E., Komárek J., Dix M., Komarkova J. & Giron N. 2011 Cyanobacterial blooms in Lake Atitlan, Guatemala. *Limnologica* 41:296-302.
- ❖ Reynolds C.S., Oliver RL. & Walsby, EA. 1987. Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 21:379-390.
- ❖ Robarts RD. & Zohary T. 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21:391-399.
- ❖ Roset J., Aguayo S. & Muñoz M.J. 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Toxicol.*18: 65-71.
- ❖ Santos M. C. R., Muelle H. & Pacheco D. M. D. 2012 Cyanobacteria and microcystins in lake Furnas (S. Miguelisland-Azores). *Limnetica.* 31(1):107-118.
- ❖ Schopf J.W. 1993. Microfossils of the early Archean apex chert: New evidence of the antiquity of life. *Science.* 260:640–646.
- ❖ Shapiro J. 1997. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology* 37:307-323.
- ❖ Sivonen K. & Jones G. 1999. Cyanobacterial toxins. En *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.* World Health Organization. (Chorus L. & J. Bartram, Editores) ISBN 0-419-23930-8.
- ❖ Sivonen K., Namikoshi M., Luukkainen R., Färdig M., Rouhiainen L., Evans W.R., Carmichael W.W., Rinehart K.L. and Niemelä S.I. 1995 Variation of cyanobacterial hepatotoxins in Finland. In: M. Munawar and M. Luotola [Eds]. *The contaminants in the nordic ecosystem, dynamics, processes and fate.* Ecovision World Monograph Series, SPB Academic Publishing, Amsterdam, 163-169.
- ❖ Sleep N. 2001. Oxygenating the atmosphere. *Nature* 410:317-319.
- ❖ Solórzano L. 1969. Limnology and Oceanography determination of ammonia in natural water by the phenolhypochlorite method.14:799-801.
- ❖ Stielow S. & Ballantine D. L. 2003. Benthic cyanobacterial, *Microcoleus lyngbyaceus* blooms in shallow, inshore Puerto Rican Seagrass habitats, Caribbean sea. *Harmful Algae* 2:127-133.
- ❖ Sun J. & Liu D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25(11):1331-1346.
- ❖ Tandean de Marsac N. y Houmard J. 1993. Adaptation of cyanobacteria to environmental stimuli: new steps towards molecular mechanisms. *FEMS Microbiol Rev* 104:119190.
- ❖ Tomasini-Ortiz A. C., Moeller-Chávez G., Sánchez C. J. J., & Bravo I. L. A. 2012 Cianobacterias y cianotoxinas en el lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica.* ISSN 0718-378X. 5(2):93-101.
- ❖ USEPA (United States. Environmental Protection Agency). 1997. Protecting Coastal Waters from Nonpoint Source Pollution. In: U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. USA. 841-F-96-004E.

- ❖ Valadez F., Oliva G., Vilaclara G., Caballero M. & Rodriguez D.C. 2005. On the presence of *Stephanodiscus niagarae* Ehrenberg in central Mexico. *Journal of Paleolimnology* 34:147-157.
- ❖ van den Hoek C., Mann D. G. & Jahns H. M. 1995. *Algae, An introduction to phycology*. Editorial Cambridge University Press. pp. 16-41.
- ❖ Van der Westhuizen A. J. & Eloff J. N. 1985. Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). *Planta*. 163(1):55-59.
- ❖ Vasconcelos V., Martins A., Vale M., Antunes A., Azevedo J., Welker M., López O. & Montejano G. 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon* 56:425-431.
- ❖ Via-Ordorika L., Fastner J., Kurmayer R., Hisbergues M., Dittmann E., Komárek J., Erhard M. and Chorus I. 2004. Distribution of microcystin-producing and non-microcystin-producing *Microcystis* sp. in european freshwater bodies: Detection of microcystins and microcystin genes in individual colonies. *Systematic and Applied Microbiology*. 27: 592-602.
- ❖ Vincent W. F. 2000. Cyanobacterial dominance in the polar regions. En: *Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. B. Whitton and M. Potts (Eds.) Dordrecht, Kluwer Academic Publishers: 321-338.
- ❖ Walsby A., Schanz F. & Schmid M. 2006. The Burgundy-blood phenomenon: a model of buoyancy change explains autumnal water blooms by *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *New Phytologist*. 169:109-122.
- ❖ Ward D. M., Ferris M. J., Nold S. C., Bateson M. M., Kocczynski E. D. & Ruff-Roberts A. L. 1994. Species diversity in hot spring microbial mats as revealed by both molecular and enrichment culture approaches-relationship between biodiversity and community structure. En: *Microbial Mats. Structure, development and environmental significance*. L. J. Stal and P. Caumette (Eds.) Berlin, Springer-Verlag. 35:33-44.
- ❖ Watanabe M. 1996. Isolation, cultivation and classification of bloom-forming *Microcystis* in Japan. In: Watanabe, M.F., Harada, K., Carmichael, W.W., Fujii, H. (Eds.), *Toxic Microcystis*. CRC Press, Boca Raton. 13-34.
- ❖ Watanabe M. F. & Oishi. 1985. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 49: 1342-1344.
- ❖ Whitton, B. & M. Potts (2000). *The ecology of cyanobacteria*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers: pag. 669.
- ❖ WHO (World Health Organization). 1998. *Guidelines for Drinking Water Quality*. 2nd ed. Addendum to Vol 2. Health criteria and other supporting information. Geneva, World Health Organization.
- ❖ WHO. 2003. *Algae and cyanobacteria in fresh water*. In: *Guidelines for safe and recreational water environments*. Vol 1: Coastal and fresh waters. World Health Organization, Geneva, Switzerland. 136-158.
- ❖ Xu Y., Wu Z., Yu B., Peng X., Yu G., Wei Z., Wang G. & Li R. 2008. *Non-microcystin producing *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek (Cyanobacteria) representing a main waterbloom-forming species in Chinese waters. *Environmental Pollution*. 156: 162-167.

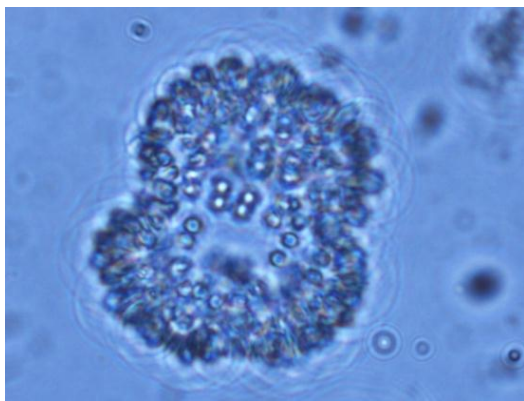
10. Anexo

10.1 Características generales: descripción morfológica, medidas, figura geométrica, biovolumen y fotografía de las cianobacterias encontradas en el embalse de Valle de bravo.

- ❖ Solo se muestran los taxa descritos hasta especie, a los que sólo se llegó a género no se muestran debido a que no se lograron fotografiar y por la incertidumbre de la especie a la que pertenecen.
- ❖ Solamente se muestra el promedio de las mediciones.
- ❖ Las descripciones de los organismos están realizadas con base en Cronberg y Annadotter (2006) principalmente, apoyándose de Komárek y Anagnostidis (1999, 2005) y Komárek 2010 así como también en nuestras observaciones.

Orden Chroococcales

***Snowella septentrionalis* Komárek et Hindák 1988**



Microscopio óptico de contraste de fases 40X

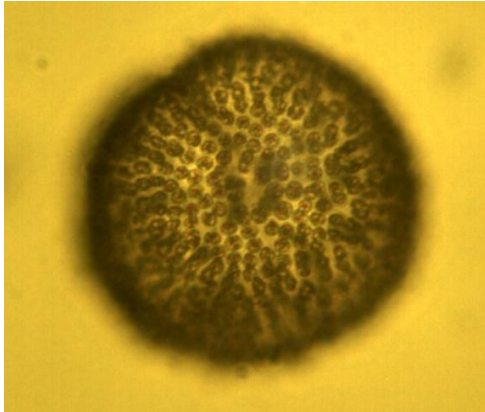


www.ymparisto.fi

Figura geométrica	Célula
	Largo= a= 3.019µm Ancho= b= 2.295µm
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{6} \cdot b^2 \cdot a = 8.329\mu m$	

Características generales.- Colonias libre flotadoras, solitarias, generalmente esféricas. Las células están unidas a la punta de pedúnculos mucilaginosos, radiando del centro de la colonia, son esféricas o hemisféricas después de la división, con un contenido verde oliva o verde amarillento, con 1-2 notorios aerotopos. Planctónica y metafísica en lagos y estanques, al norte de las regiones templadas.

***Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin 1933**



Microscopio óptico 40X

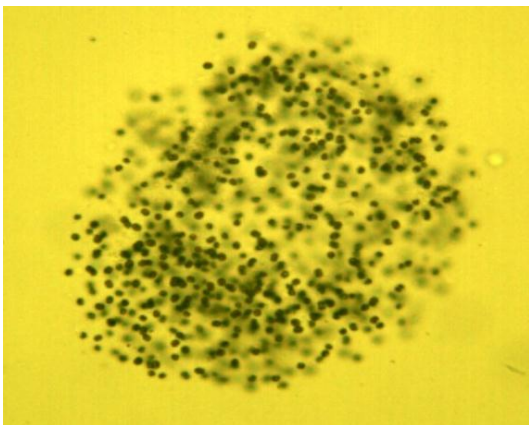


www.algaebase.org

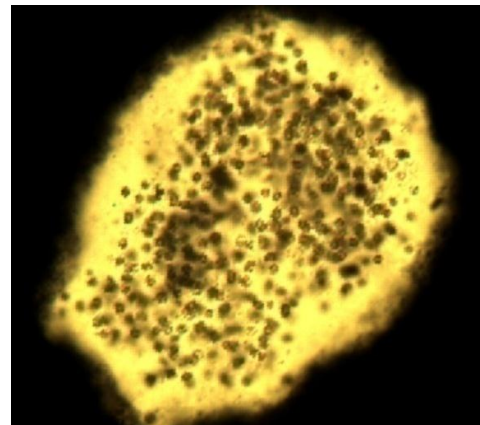
Figura geométrica	Célula
	Largo= a= 5.593µm Ancho= b= 3.012µm
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{6} \cdot b^2 \cdot a = 29.569\mu\text{m}$	

Características generales.- Colonias elipsoides, arriñonadas o lobadas de largo de 78.8 x 68.07µm de ancho. Células radialmente arregladas en una monocapa periférica, dispuestas en los extremos de pedúnculos gelatinosos tubulares no ramificados, radiando del centro de la colonia, del mismo ancho que las células. Células ovoides o elipsoides, verdeazules, con muchos aerotopos. En muchas ocasiones se observan las puntas de los tubos rodeando las células semejando vellosidades y también se puede ver una envoltura mucilaginoso tenue. *W. naegeliana* es una de las cianobacterias planctónicas más comunes en zonas templadas.

***Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing 1846**



Microscopio óptico 40X

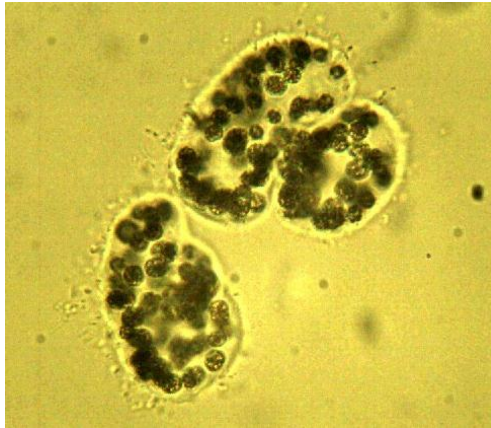


Microscopio óptico 40X, tinción tinta china.

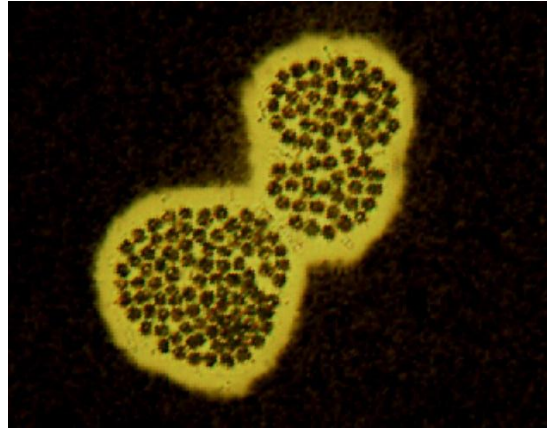
Figura: Esfera	Célula
	Diámetro= a= 5µm
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{6} \cdot a^3 = 65.45\mu\text{m}$	

Características generales: Colonias lobadas, globosas y generalmente clatradas, mucílago difuso y transparente que sobrepasa ampliamente el límite de las células. Células esféricas y oscuras, debido a la gran densidad de aerotopos, concentradas en el centro de las colonias. Presente en cuerpos de agua eutróficos algunas veces forma pesados Blooms.

Microcystis wesenbergii (Komárek) Komarék in Kondrateva 1968



Microscopio óptico 40X



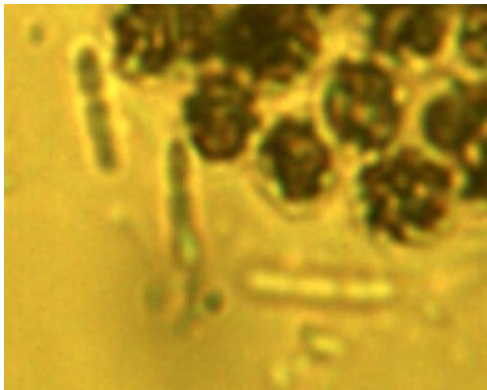
Microscopio óptico 40X, tincion tinta china

Figura: Esfera	Célula
	Diametro= a= 7.574
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{6} \cdot a^3 = 196.574 \mu\text{m}^3$	

Características generales.- Colonias esféricas a alargadas, frecuentemente lobadas, clatradas, a veces compuestas de subcolonias, rodeadas de un refractivo y muy notorio mucilago, semejando un saco. Las colonias pueden alcanzar los 6 mm de longitud, Células más o menos uniformemente distribuidas en la colonia, con aerotopos, esféricas. Es común en florecimientos de agua con otras especies de *Microcystis*, en aguas eutróficas con distribución cosmopolita.

Orden Oscillatoriales

Pseudanabaena mucicola (Naumann et Huber-Pestalozzi) Schwabe 1964



Microscopio óptico 40X

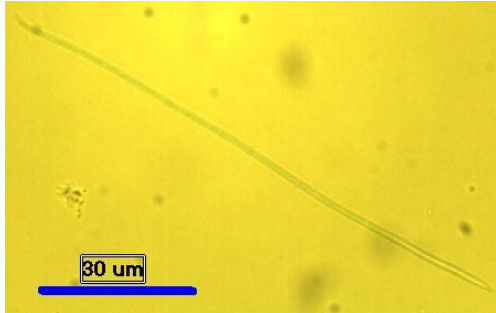


Microscopio óptico 40X Zoom

Figura geométrica	Célula
	Largo= a= 3.235 Ancho= b= 1.239
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot a = 3.906 \mu\text{m}^3$	

Características generales.- Tricomas rectos o levemente curvados, solitarios, no atenuados, constrictos y cortos. Células vegetativas cilíndricas en promedio de filamento de 26,154 de largo por 1,215 μm de ancho, sin aerotopos, granuladas o no. Células apicales cilíndricas con ápices redondeados. Sin aereotopos. Habitan en el mucilago de especies de Chroococcales, principalmente del género *Microcystis*.

***Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert 1988**



Microscopio óptico 40X

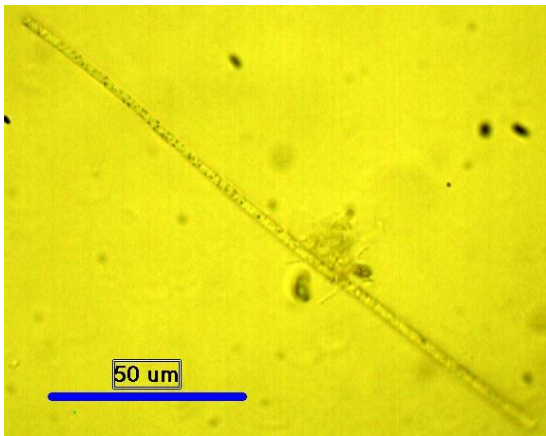


En Cianobacterias Planctónicas del Uruguay pag. 58.

Figura: Cilindro	Célula
	Largo= a= 4.22μm Ancho= b= 1.65μm
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot a = 9.061\mu\text{m}^3$	

Características generales: Tricomas solitarios o en pequeños grupos, rectos o suavemente curvados, sin mucílago, no atenuados en los extremos, con un promedio de largo de 182.41 x 1.7 μm de ancho. Célula vegetativa cilíndrica con aerotopos en los extremos de las mismas, sin constricciones en las uniones celulares. Célula apical cilíndrica con ápice redondeado y sin caliptra. Es común en cuerpos de agua mesotróficos y eutróficos y pequeños lagos. La mayoría de las especies de este género son bentónicas, las pocas planctónicas reportadas están distribuidas en las zonas templadas del hemisferio norte.

***Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komárek 1988**



Microscopio óptico 40X

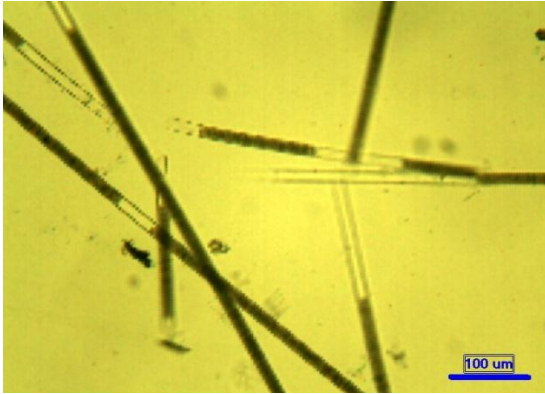


En Cianobacterias Planctónicas del Uruguay pag. 60.

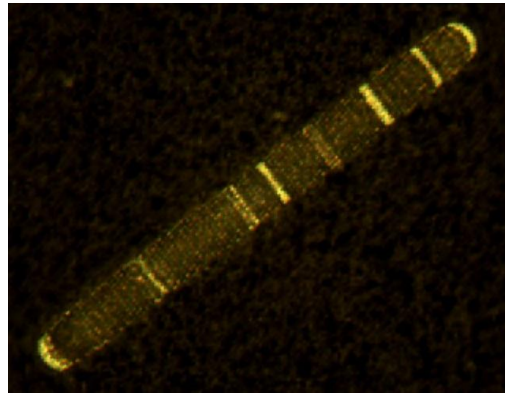
Figura geométrica	Célula
	Largo= a= 3.52μm Ancho= b= 3.62μm
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot a = 10.034\mu\text{m}^3$	

Características generales. - filamentos rectos o ligeramente curvados, verdeazules, no constreñidos, con un promedio de largo de 608,003 μm por 3.38 μm de ancho. El tricoma se adelgaza hacia el ápice, con forma capitada, cónica o redondeada y puede presentar una caliptra. Células generalmente isodiamétricas, con granulación y aerotopos. Cosmopolita, común en aguas eutróficas someras con mezcla continua y baja disponibilidad de luz.

***Lyngbya birgei* G. M. Smith 1916**



Microscopio óptico 100X



Microscopio óptico 40X, tinción tinta china

Figura: cilindro	Célula
<p>28-H</p>	<p>Largo= a= 3.207µm Ancho= b= 16.796µm</p>
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot a = 710.699\mu\text{m}$	

Características generales.- Filamentos solitarios, con muchos hormogonios cuando maduros; vaina gruesa y firme, no lamelada, hialina, extendiéndose mucho más allá de los ápices de los tricomas, los cuales son ampliamente redondeados; tricomas no constreñidos; con un promedio de largo de 1144.281 x 16.764 µm de ancho, células muy cortas y disciforme. El contenido es homogéneo, gris a verde oliva.

Orden Nostocales

***Dolichospermum planctonicum* (Brunnthaler 1903)**



Microscopio óptico 40X

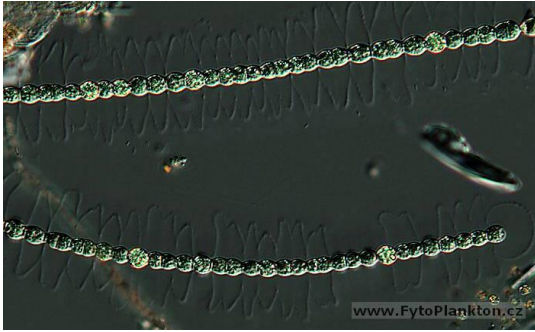


Microscopio óptico 40X

Figura: Esfera	Célula
<p>1-H</p>	<p>Díámetro= a= 8.73µm</p>
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{6} \cdot a^3 = 361.62\mu\text{m}$	

Características generales: Filamentos solitarios, rectos, isopolares y planctónicos con mucilago. Las células son esféricas a elipsoidales, con aerotopos. Los heteróclitos son solitarios e intercalares; tienen cuatro poros y están envueltos por un mucilago hialino que generalmente tiene forma cuadrada. Los acinetos se forman cerca de los heteróclitos, hacia ambos lados de los mismos y pueden estar solitarios o en pares; su forma es elipsoidal. Es común en lagos eutróficos y en reservorios de zonas templadas.

Dolichospermum aff. viguieri



www.fytoplankton.cz



www.research.kahaku.go.jp/botany

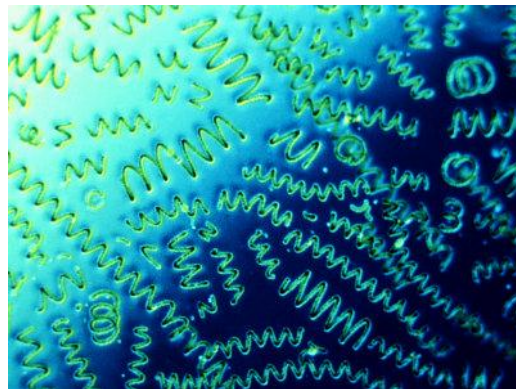
Figura: Esfera	Célula
	Diámetro= a= 6.1µm
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{6} \cdot a^3 = 118.847\mu\text{m}$	

Características generales: Tricomas solitarios rectos o ligeramente curvados, ligeramente adelgazados en las curvas, células más o menos esféricas hasta su forma de barril. 2.4 a 8.9 µm de largo x 3.6-7.2 µm de ancho con aereotopos. Heterocitos esféricos 3.8 a 5.8 µm de diámetro. Acinetos de ovalados a cilíndricos. Aparece a la par de *Dolichospermum planctonicum* al inicio de la primavera (marzo-abril). Es común en cuerpos de agua eutróficos, probablemente con distribución cosmopolita.

Dolichospermum aff. spiroides



www.hib.no/avd_al/naturfag/plankton/english/plankton/bluegreenbacteria/anabaena_spiroides



www.allposters.es/-sp/Cyanobacteria-Anabaena-Spiroides

Figura: Esfera	Célula
	Diámetro= a= 8.202µm
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{6} \cdot a^3 = 70.692\mu\text{m}$	

Características generales: Tricomas solitarios formando espiras laxas redondas con un amplio mucilago. Células redondas en forma de barril con aereotopos, heterocitos redondos. Acinetos ampliamente ovales, a veces ligeramente curvados cercanos a los heterocitos. Aparece principalmente julio y agosto, probablemente en condiciones bajas de nitrógeno. Es común en lagos eutróficos a menudo en los Blooms.

Dolichospermum crassum (Lemmermann) Komárek-Leng et Cronberg 1992



Microscopio óptico de contraste de fases 40X



www.biolib.cz

Figura: Esfera	Célula
<p>1-H</p>	<p>Diametro= a= 7.855µm</p>
<p>Biovolumen</p> $V = \frac{\pi}{6} \cdot a^3 = 253.807\mu\text{m}^3$	

Características generales: Tricomas solitarios, isopolares, planctónicos, enroscados en una espira muy regular. Células esféricas, constreñidas, con pocos aerotopos. Heterocitos subesféricos, intercalares. Acinetos elípticos, lejanos de los heterocistos (Cronberg 2005). Aparece formando Blooms junto con otras cianofitas. Común en zonas templadas.

Cuspidothrix issatschenkoi (Usac.) Rajaniemi et al. 2005



www.nordicmicroalgae.org/taxon/Aphanizomenon%20issatschenkoi

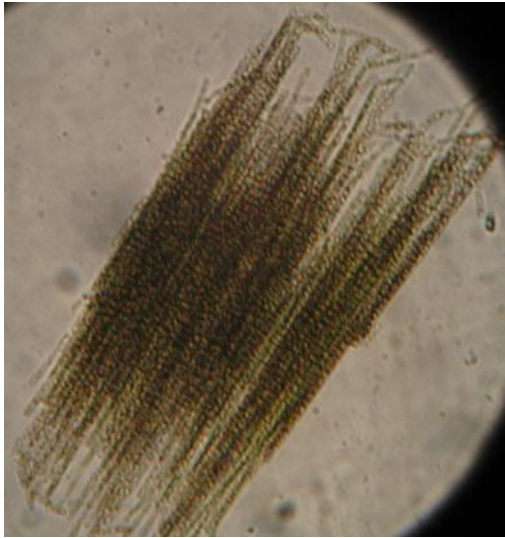


Microscopio óptico 40X

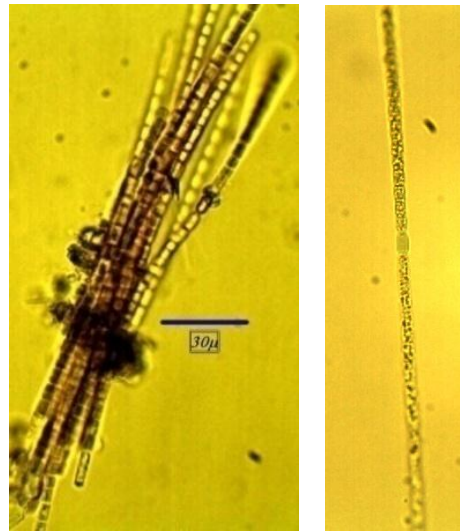
Figura: Cilindro	Célula
<p>28-H</p>	<p>Largo= a= 5µm Ancho= b= 2.5µm</p>
<p>Biovolumen</p> $V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot a = 24.543\mu\text{m}^3$	

Características generales: Tricomas rectos a levemente curvos, algo constrictos en las paredes transversales. Células vegetativas cilíndricas, con abundantes gránulos y/o aerotopos. Células apicales afinadas con extremos puntiagudos. Heterocito cilíndrico a ovalado (se observó raramente). Acinetos cilíndricos, solitarios o contiguos, distantes de los heterocistos. Presente en sistemas límnicos eutróficos con mezcla frecuente, su distribución es principalmente en zonas templadas.

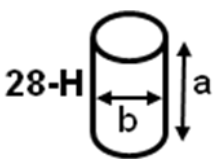
***Aphanizomenon yezoense* (Watanabe 1991)**



Microscópio óptico 40X contraste de faces

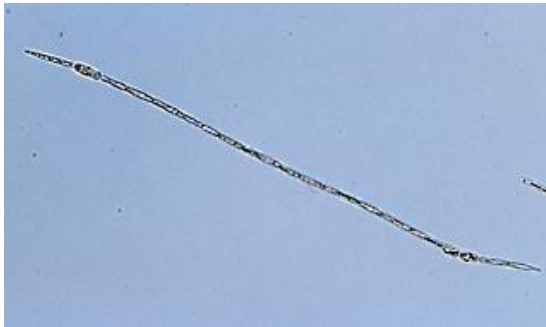


Microscópio óptico 40X

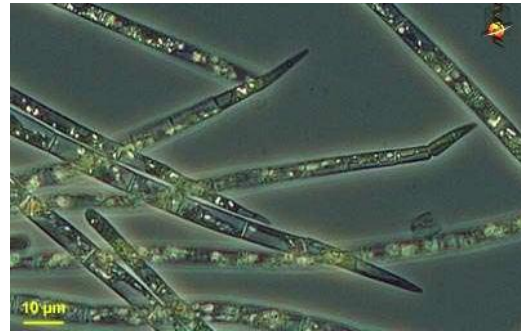
<p>Figura: Cilindro</p> 	<p>Célula</p> <p>Largo= a= 4.904µm</p> <p>Ancho= b= 3.616µm</p>
<p>Biovolumen</p> $V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot a = 50.379\mu\text{m}$	

Características generales.- Tricomas solitarios o en cortos paquetes, ligeramente o no constreñidos, ligeramente atenuados en los ápices. Las células en la parte media del tricoma son cilíndricas, con escasos aerotopos. Las células terminales son largas, cilíndricas, hialinas, con terminaciones abruptamente redondeadas. Los heterocitos se encuentran solitarios en el centro o hacia un extremo del tricoma. Los acinetos son largos, cilíndricos, como máximo un acineto por tricoma. Aparece en lagos mesotróficos y estanques húmicos de la zona templada, el género *Aphanizomenon* es más común en regiones templadas.

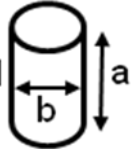
***Cylindropermopsis raciborsky* Seenaya et Subba Raju 1972**



www.research.kahaku.go.jp/botany/aoko/database



www.eol.org/pages/919240

Figura: Cilindro	Célula
<p>28-H</p> 	<p>Largo= a= 5.899µm Ancho= b= 3.392µm</p>
Biovolumen	
$V = \frac{\pi}{4} \cdot b^2 \cdot a = 53.336\mu\text{m}^3$	

Características generales: Tricomas solitarios, rectos o ligeramente curvados, las células son cilíndricas, ligeramente constreñidas en la unión de las paredes celulares, los heterocistos terminales son largos y cónicos. Los acinetos son largos ovoides y situados junto al heterocito o a las células vegetativas terminales. Es común en cuerpos de aguas eutróficas y forman pesados blooms. Está ampliamente distribuida en las regiones tropicales y pantrópico.