



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA



**COMPOSICIÓN DE LAS ESPECIES DE FITOPLANCTON PRESENTES EN LOS  
SISTEMAS FLOTANTES DE MACRÓFITAS UBICADOS EN LA PRESA VALLE  
DE BRAVO, EDO. DE MÉXICO**

T E S I S

Que para obtener el título de:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A

**Frida Barrón Coronel**

DIRECTOR DE TESIS:

**Dr. Pedro Ramírez García**

Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla de Baz, Estado de México, 2019



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

Con amor  
A mis padres y hermano

Gracias por siempre apoyarme  
incondicionalmente. Este logro es de ustedes  
también, los amo con todo mi corazón.

## **Agradecimientos**

A mi director de tesis, el Dr. Pedro Ramírez García, por ser el mejor tutor que pude haber tenido. Gracias por aceptarme en su laboratorio, por su paciencia, sus consejos, sus conocimientos, y el gran apoyo académico que me brindó al hacer este trabajo, pero también el apoyo emocional, por darme ánimos cuando lo necesitaba, por la confianza que tuvo en mí, por siempre sacarme una sonrisa y por haber hecho este proceso tan agradable y divertido. Lo admiro mucho, muchas gracias por todo lo que me enseñó en todos los aspectos.

A mis sinodales, el Dr. Diego Chaparro, la Mtra. Elizabeth Ramírez, la Biol. Dolores Hurtado y la Biol. María de los Ángeles García, por sus valiosas revisiones y correcciones que permitieron mejorar la calidad de este trabajo, así como al apoyo que me brindaron y a los consejos que me dieron.

Al Laboratorio de Bacteriología del proyecto CyMA, dentro de la UIICSE, en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, por brindarme el material y el equipo necesario para poder realizar este proyecto.

A todos mis compañeros de laboratorio, por siempre ayudarme a mejorar con sus consejos y enseñanzas.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por abrirme sus puertas y permitirme estar un paso más cerca de lograr mis sueños, es un honor pertenecer a la máxima casa de estudios.

A la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, en la cual pasé una de las mejores etapas de mi vida, donde conocí a personas increíbles por las cuales siempre estaré agradecida, y la cual me ayudó a crecer académica y personalmente.

## **Agradecimientos personales**

A mi papá, Miguel Ángel Barrón Meza, por todo el apoyo incondicional que me has dado a lo largo de mi vida. Eres muy importante para mí. Gracias por escucharme y apoyarme cuando más lo necesitaba, por tus consejos que tanto me han servido, por tus anécdotas que tanto me gusta escuchar, por enseñarme el valor del esfuerzo y hacerme ver que nunca es tarde para hacer las cosas. Gracias por confiar tanto en mí y por siempre hacerme reír.

A mi mamá, Marcelina Coronel Ortiz, por siempre tenerme amor y paciencia. Gracias por haberme apoyado tanto a lo largo de mi vida, por tu comida tan rica, por tus detalles, por ser un alma libre y divertida, por enseñarme a disfrutar la vida, por ser un ejemplo de optimismo y cariño, y por enseñarme que una persona puede mejorar si se lo propone. Gracias por tu dedicación con Amadeus y conmigo. Gracias por aguantarme en mis peores momentos, cuando ni siquiera yo me aguantaba, soy muy afortunada de tenerte.

A mi hermano, Amadeus Barrón, por ser mi compañero de aventuras a lo largo de estos años. Le agradezco infinitamente a mis papás por haberme dado el mejor regalo de todos, una personita en la cual confié plenamente, a la cual le puedo contar lo que sea y que siempre me hace reír con sus ocurrencias. Aunque a veces peleamos, sabes que te quiero demasiado y siempre estaré para apoyarte en todo, para darte ánimos y para cuidarte.

Gracias a ustedes tres, porque son lo que más quiero en esta vida (aunque no se los diga). No sé qué haría sin ustedes, gracias por hacerme la persona que soy hoy, por sus enseñanzas, por ser un gran ejemplo para mí, por sus sacrificios, por apoyarme en todo lo que quiero hacer y por celebrar mis logros. Gracias por todos los momentos que hemos pasado juntos, que aunque no siempre han sido buenos, nos han hecho ser más fuertes y ahora ser más unidos. Los amo!

A Laura Alejandra López Campa, gracias por todas las risas y experiencias que hemos vivido a lo largo de estos años. Gracias por escucharme y tenerme paciencia, por entenderme y apoyarme incondicionalmente. Gracias por haberme permitido conocer a tu familia y Maravatío, donde siempre nos la pasamos increíble y me siento en casa. Te quiero muchísimo.

A mis amigos, con quienes compartí momentos increíbles en este camino, quienes me han apoyado y siempre me han sacado una sonrisa. Gracias Itzelita, Eli y Alexia, por ser tan buenas amigas, por hacer tan divertidas las clases y las prácticas, los muestreos en la Presa Madín, las idas al cine o a comer, hicieron que la carrera fuera algo increíble. Las quiero mucho.

A Lucesilla, por hacerme pasar momentos tan divertidos, por todas nuestras pláticas, chismes y risas, por esperarme cuando salía de mis revisiones para ir a comer y platicar, por apoyarme y escucharme siempre, te adoro, eres una persona increíble! A Armando y Karensita, por ser tan buenos amigos, por ser de esas personas con los que puedes hacer de todo y ser tú misma, gracias por esta amistad tan bonita que hemos construido y por el apoyo que me dan. A Faride, Alexis y Emmanuel, por brindarme su amistad y por hacerme reír mucho. Agradezco que la vida me haya permitido conocerlos y compartir experiencias tan maravillosas. La universidad fue un lugar más bonito y divertido gracias a todos ustedes, los quiero muchísimo.

A mis amigos del laboratorio, Ricardo, Lily, Jorge, Naye y David, porque siempre hacían que el tiempo se pasara volando en el lab, por los momentos tan divertidos que pasamos y las miles de risas que compartimos ahí, por siempre escucharme y darme sus consejos, por animarme siempre. Los quiero mucho, estar en el lab no hubiera sido lo mismo sin ustedes.

A Cati, Fati y Pasita, por hacerme reír con sus locuras y brindarme su hermosa amistad desde hace más de una década. Hemos compartido tantas cosas a lo largo de estos años, nos hemos visto crecer e ir alcanzando nuestras metas. Espero logren todo lo que se propagan, y aunque no nos veamos muy a menudo, saben que tienen un lugar muy especial en mi corazón, las quiero demasiado.

## Resumen

Los cuerpos de agua sufren una eutrofización acelerada debido a la contaminación (que implica un aumento de nutrientes y materia orgánica, causando la proliferación del fitoplancton). Dicho proceso afecta la calidad del agua, por lo que es necesario aplicar medidas para mejorarla, como sería el caso de la fitorremediación usando Islas Flotantes de Macrófitas (IFM) que remuevan el exceso de nutrientes. Se realizaron muestreos mensuales desde marzo 2016 a marzo 2017 en una Boya de referencia y dos IFM: Isla 2 (con *Phragmites australis*) e Isla 6 (con *Schoenoplectus californicus*), ubicadas en la Presa Valle de Bravo., Edo. de México, obteniendo de cada sitio muestras de agua para la determinación de los parámetros fisicoquímicos, así como de fitoplancton para realizar un análisis cualitativo y cuantitativo. Se encontraron 7 divisiones, 9 clases, 16 órdenes, 22 familias, 24 géneros y 39 especies en total, y los organismos más abundantes a lo largo del estudio fueron *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Synechococcus* sp., *Chroococcus* sp. y *Fragilaria crotonensis*. Las especies dominantes durante la época de lluvias fueron las cianobacterias, mientras que en la época de secas fueron las diatomeas y clorofitas. Se observó que las IFM disminuyeron varios parámetros como la turbidez, fosfatos (PO<sub>4</sub>), sólidos totales (ST), suspendidos (SS), disueltos (SD), así como la cantidad de ficocianina. Asimismo, se observó una disminución de la abundancia de cianobacterias y un aumento de la diversidad del fitoplancton, especialmente en la Isla 2, que se puede atribuir a la interacción de los procesos biológicos y fisicoquímicos que se llevan a cabo en los rizomas de estos humedales artificiales, así como al probable potencial alelopático de las macrófitas.

**Palabras clave:** eutrofización, biorremediación, macrófitas, cianobacterias, fitoplancton.

## **Abstract**

Water bodies undergo accelerated eutrophication due to pollution (which implies an increase of nutrients and organic matter, causing the proliferation of phytoplankton). This process affects the quality of the water, so it is necessary to apply measures to improve it, as would be the case of phytoremediation using Floating Islands of Macrophytes (FIM) that remove excess nutrients. Monthly samplings were conducted from March 2016 to March 2017 in a reference buoy and two FIMs: Island 2 (with *Phragmites australis*) and Island 6 (with *Schoenoplectus californicus*), located in the Valle de Bravo Dam., State of Mexico, obtaining from each site water samples for the determination of physicochemical parameters, as well as phytoplankton to perform a qualitative and quantitative analysis. 9 classes, 16 orders, 22 families, 24 genera and 39 species were found in total, and the most abundant organisms throughout the study were *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Synechococcus* sp., *Chroococcus* sp. and *Fragilaria crotonensis*. The dominant species during the rainy season were cyanobacteria, while in the dry season they were diatoms and chlorophytes. It was observed that the FIMs decreased several parameters such as turbidity, phosphates (PO<sub>4</sub>), total solids (ST), suspended solids (SS), dissolved solids (SD), as well as the amount of phycocyanin. In addition, a decrease in the abundance of cyanobacteria and an increase in the diversity of phytoplankton was observed, especially on Island 2, which can be attributed to the interaction of the biological and physicochemical processes that take place in the rhizomes of these artificial wetlands, as well as the probable allelopathic potential of the macrophytes.

**Key words:** eutrophication, bioremediation, macrophytes, cyanobacteria, phytoplankton.



## Índice

<b>1. Introducción</b>	1
<b>2. Antecedentes</b>	7
<b>3. Justificación</b>	10
<b>4. Objetivos</b>	11
4.1 Objetivo general	11
4.2 Objetivos particulares	11
<b>5. Material y Métodos</b>	12
5.1 Área de estudio	12
5.1.1 Descripción general del área de estudio	12
5.1.2 Descripción de las Islas Flotantes de Macrófitas (IFM)	12
5.1.3 Colecta de muestras	16
5.1.4 Variables fisicoquímicas	16
5.2 Identificación taxonómica	16
5.3 Conteo celular	16
5.4 Índice de diversidad	17
5.5 Análisis estadístico de los datos	17
<b>6. Resultados</b>	18
<b>7. Discusión</b>	49
<b>8. Conclusiones</b>	72
<b>9. Recomendaciones</b>	73
<b>10. Literatura citada</b>	74
<b>11. Anexos</b>	82
Anexo I. Método de Utermöhl	82
Anexo II. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en las IFM a dos profundidades	82

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Localización de la Presa Valle de Bravo, Edo. de México.	12
<b>Figura 2.</b> Boya de referencia.	14
<b>Figura 3.</b> Isla Flotante de Macrófitas (IFM con <i>P. australis</i> ).	14
<b>Figura 4.</b> Isla Flotante de Macrófitas (IFM con <i>S. californicus</i> ).	15
<b>Figura 5.</b> Ubicación de una boya de referencia y dos Islas Flotantes de Macrófitas (IFM) en la Presa Valle de Bravo, Edo. de México.	15
<b>Figura 6.</b> Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los sitios Boya, Isla 2 e Isla 6 superficiales.	46
<b>Figura 7.</b> Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los sitios Boya, Isla 2 e Isla 6 a profundidad.	47

## Índice de Tablas

<b>Tabla 1.</b> Listado taxonómico de fitoplancton en la Presa Valle de Bravo en el periodo marzo 2016 – marzo 2017.	18
<b>Tabla 2.</b> Riqueza y abundancia de la Boya (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017.	20
<b>Tabla 3.</b> Riqueza y abundancia de la Isla 2 (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017.	21
<b>Tabla 4.</b> Riqueza y abundancia de la Isla 6 (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017.	22
<b>Tabla 5.</b> Distribución del fitoplancton en los seis sitios de muestreo.	25
<b>Tabla 6.</b> Índice de diversidad de Shannon-Wiener de los sitios de muestreo superficiales.	26
<b>Tabla 7.</b> Índice de diversidad de Shannon-Wiener de los sitios de muestreo a profundidad.	26

## Índice de Gráficas

<b>Gráfica 1.</b> Abundancia anual del fitoplancton por división (cél/mL) en los seis sitios de muestreo en la Presa Valle de Bravo en el periodo marzo 2016 – marzo 2017.	23
<b>Gráfica 2.</b> Abundancia anual de cianobacterias (cél/mL) en los seis sitios de muestreo en la Presa Valle de Bravo en el periodo marzo 2016 – marzo 2017.	24
<b>Gráfica 3.</b> Temperatura ambiental y del agua de marzo 2016 a marzo 2017.	27
<b>Gráfica 4.</b> pH de marzo 2016 a marzo 2017.	28
<b>Gráfica 5.</b> Conductividad de marzo 2016 a marzo 2017.	29
<b>Gráfica 6.</b> Oxígeno disuelto (OD) de marzo 2016 a marzo 2017.	30
<b>Gráfica 7.</b> Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto de marzo 2016 a marzo 2017.	31
<b>Gráfica 8.</b> DBO <sub>5</sub> de marzo 2016 a marzo 2017.	32
<b>Gráfica 9.</b> DQO de marzo 2016 a marzo 2017.	33
<b>Gráfica 10.</b> Amoniacó (NH <sub>3</sub> ) de marzo 2016 a marzo 2017.	34
<b>Gráfica 11.</b> Amonio (NH <sub>4</sub> ) de marzo 2016 a marzo 2017.	35
<b>Gráfica 12.</b> Nitritos (NO <sub>2</sub> ) de marzo 2016 a marzo 2017.	36
<b>Gráfica 13.</b> Nitratos (NO <sub>3</sub> ) de marzo 2016 a marzo 2017.	37
<b>Gráfica 14.</b> Fosfatos (PO <sub>4</sub> ) de marzo 2016 a marzo 2017.	38
<b>Gráfica 15.</b> Sólidos totales (ST) de marzo 2016 a marzo 2017.	39
<b>Gráfica 16.</b> Sólidos suspendidos (SS) de marzo 2016 a marzo 2017.	40
<b>Gráfica 17.</b> Sólidos disueltos (SD) de marzo 2016 a marzo 2017.	41
<b>Gráfica 18.</b> Turbiedad total de marzo 2016 a marzo 2017.	42
<b>Gráfica 19.</b> Transparencia con Disco de Secchi de marzo 2016 a marzo 2017.	43
<b>Gráfica 20.</b> Clorofila <i>a-in vivo</i> total de marzo 2016 a marzo 2017.	44
<b>Gráfica 21.</b> Ficocianina total de marzo 2016 a marzo 2017.	45

## 1. INTRODUCCIÓN

La disponibilidad de agua promedio anual en el mundo es de aproximadamente 1,386 millones de km<sup>3</sup>, de los cuales el 97.5% es agua salada y sólo el 2.5% es agua dulce (CONAGUA, 2011). En México, el agua renovable (agua que es factible explotar de manera sustentable en una región) corresponde a 451 585 hm<sup>3</sup> anuales (CONAGUA, 2018), y puede provenir de dos fuentes: agua superficial (agua de la precipitación que no se infiltra en el suelo o que regresa a la atmósfera por evapotranspiración, la cual puede estar contenida en ríos, lagos, pantanos y depósitos artificiales) y agua subterránea (mantos freáticos) (Sánchez, 2002).

En México se han definido 757 cuencas para administrar aguas superficiales, las cuales son utilizadas con distintos fines. El mayor uso del agua en el país es el agrícola (con 76% del volumen concesionado para usos consuntivos, utilizado principalmente para riego), seguido del abastecimiento público (14.4%), industria autoabastecida (4.9%), y para energía eléctrica (excluyendo hidroelectricidad) (4.7%) (CONAGUA, 2018). Sin embargo, los cuerpos de agua utilizados para estas actividades pueden sufrir perturbaciones debido a la eutrofización, proceso que implica el cambio de un estado trófico (relación entre el estado de nutrientes en un lago y el incremento de la materia orgánica en el mismo) a otro de nivel superior por adición de nutrientes (Ongley, 1997). Si bien se puede producir de forma regular por medio de contaminación natural (arrastre de material particulado y disuelto, así como la presencia de materia orgánica natural), en la actualidad se presenta con mayor frecuencia en muchas partes del mundo y normalmente está asociado a contaminación de origen antrópico (descargas de aguas residuales domésticas, escorrentías agrícolas, efluentes de procesos industriales, así como lixiviados de depósitos de basura, letrinas, pozos negros, fertilizantes y plaguicidas) (Abarca y Mora, 2007; Torres *et al.*, 2009).

El proceso de eutrofización causa la proliferación del fitoplancton debido al aumento de nutrientes, que se manifiesta de distintas maneras, y todas incluyen un aumento de la biomasa, seguido por un incremento de las especies dominantes y disminución de la diversidad. Se produce un crecimiento desmedido

de algas y plantas acuáticas, cuya descomposición incorpora una carga orgánica adicional a la columna de agua que puede resultar en un desequilibrio del oxígeno disuelto en el hipolimnion, con la consiguiente alteración de la cadena trófica (mortalidad de peces) y problemas en la potabilización del agua (CEPIS, 2001).

En términos generales, la composición específica de los sistemas acuáticos presenta marcadas diferencias en función del estado trófico. Los denominados oligotróficos son aquellos que tienen bajo contenido de nutrientes y aporte vegetal mínimo, en los cuales dominan clorofitas pequeñas y fitoflagelados, los mesotróficos son aquellos que presentan características tróficas intermedias entre oligotrófico y eutrófico, y registran un mayor desarrollo de diatomeas, mientras que los sistemas eutróficos e hipereutróficos tienen un alto contenido de nutrientes y producción vegetal excesiva, y tienen la característica de presentar gran abundancia de cianobacterias (Mena *et al.*, 2000; Mazzeo *et al.*, 2002).

Las cianobacterias o algas verde-azules son organismos procariontes fotosintéticos que se encuentran en ambientes acuáticos, y pueden ser unicelulares o formar grandes colonias. Poseen distintos pigmentos, aunque usualmente predomina la ficocianina, que les da el característico color verde azulado. Algunas especies pueden tener una capa mucilaginosa sobre la pared celular, o presentar vacuolas de gas que ayudan a la flotación, permitiéndoles controlar su posición en la columna de agua. También puede existir diferenciación celular en algunas colonias, con la formación de heterocistos (células especializadas para la fijación de nitrógeno) y acinetos (esporas asexuales, que pueden considerarse como estructuras de resistencia y generalmente tienen la pared engrosada) (Bellinger y Sigee, 2010).

Este grupo de algas representan un problema en los cuerpos de agua, ya que bajo ciertas condiciones ambientales que les son propicias, pueden proliferar desmedidamente y provocar las llamadas floraciones o "blooms". Se han establecido diversos factores que llevan a este predominio de cianobacterias, entre los que se encuentran la elevación de la temperatura, condiciones alcalinas y altas concentraciones de nutrientes, como el nitrógeno y fósforo. Además, poseen características que les permiten adaptarse más eficientemente a su

entorno: vesículas de gas que les confieren flotabilidad, su elevada capacidad para absorber bióxido de carbono disuelto, su baja tasa de filtración por el zooplancton, la supresión del crecimiento de otras algas por medio de liberación de compuestos orgánicos, o en el caso de algunas especies, la producción de toxinas que puedan afectar al zooplancton y otros animales acuáticos (Dokulil, 2000).

Los blooms de cianobacterias pueden tener diversos efectos perjudiciales, entre ellos la producción de distintos tipos de toxinas, las cuales pueden clasificarse de acuerdo a su forma de acción. Las neurotoxinas son compuestos alcaloides estables de rápida acción sobre el sistema nervioso. Existen tres tipos: anatoxina-a (agente bloqueante neuromuscular que causa muerte por parálisis respiratoria, encontrada en géneros comunes de cianobacterias como *Anabaena*, *Aphanizomenon* y *Planktothrix*), anatoxina-a (s) (alcaloide altamente inestable que actúa como la anticolinesterasa, cuyo rasgo característico de envenenamiento es salivación excesiva) y saxitoxinas (alcaloides estables al calor que bloquean la conducción de sodio en los axones, evitando la transmisión del impulso nervioso, lo que provoca parálisis. Especies de los géneros *Anabaena*, *Aphanizomenon* y *Lyngbya* son productoras de este tipo de toxinas).

Las hepatotoxinas son la fuente de riesgo más probable para los consumidores de agua potable, y representan un riesgo mayor en regiones menos desarrolladas y en países donde se utiliza agua de fuentes superficiales para beber, ya que estos metabolitos son altamente estables en el agua y son resistentes a la ebullición (Falconer *et al.*, 2005). Estas toxinas pueden ser péptidos cíclicos o anillados. Aquellos con siete aminoácidos son llamados microcistinas (producidas por algunas especies de *Microcystis*, *Planktothrix* y *Anabaena*), y aquellos con cinco aminoácidos son llamados nodularinas (producidos principalmente por el género *Nodularia*). Otro tipo de hepatotoxina es la cilindrospermopsina, que ha sido aislada de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Backer, 2002).

Las microcistinas son moléculas cíclicas resistentes a la digestión en el tracto gastrointestinal de los eucariotas. Se concentran en el hígado e inhiben específicamente las proteínas fosfatasa 1 y 2A, que tienen un papel vital en el

control celular y en la estructura intracelular. La intoxicación aguda es a través de la destrucción de la estructura del hígado, lo que lleva a la pérdida de sangre en el hígado y al shock hemorrágico. Más tarde la muerte se produce por insuficiencia hepática con destrucción masiva de hepatocitos. (Falconer *et al.*, 2005). El mecanismo de acción de las nodularinas y la cilindrospermopsina también incluye la inhibición de enzimas fosfatasas. Además, existe evidencia experimental de que todas estas toxinas pueden promover la aparición de tumores (Backer, 2002).

Las cianobacterias también pueden producir lipopolisacáridos (LPS) o dermatoxinas (como es el caso del género *Lyngbya*), las cuales que son endotoxinas pirogénicas componentes de la membrana celular, y son capaces de producir irritaciones en la piel, efectos gastrointestinales y alergias (UNESCO, 2009).

Si las cianobacterias que producen estos compuestos se acumulan en los filtros de las plantas potabilizadoras puede haber una ruptura de células por efecto de la cloración o por envejecimiento, causando una liberación de cantidades considerables de toxinas. Además, las especies que no son tóxicas también pueden causar problemas, ya que la capacidad de filtración en las plantas potabilizadoras puede verse disminuida a causa de una alta densidad de algas y, por lo tanto, se altera la hidráulica del proceso de tratamiento de agua resultando en obstrucción de filtros y acumulación de lodo (Pizzolon, 1996). Otros problemas que pueden ocasionar son la degradación de la calidad estética del agua, causando color, sabor y olor anormales debido a las células y sus subproductos, o un efecto indirecto por una mayor cantidad de materia orgánica biodegradable en el agua tratada, que a su vez favorecerá el crecimiento de poblaciones bacterianas indeseables (OMS, 2002).

Esta problemática relacionada con los blooms de cianobacterias se presenta con frecuencia en cuerpos de agua utilizados como fuente de abastecimiento para consumo humano, lo que implica posibles afectaciones a la salud de los consumidores. Es por esto que se han utilizado diversas estrategias para tratar de disminuir este problema, como son los controles biológicos (vegetación ribereña, aumento de la presión de pastoreo al favorecer el crecimiento del zooplancton);

físicos (aireación, circulación mecánica, oxigenación hipolimnética, remoción mecánica del exceso de cianobacterias, uso de dispositivos de ultrasonido), y químicos (coagulación, floculación y alguicidas) (EPA, 2017).

Sin embargo, algunas de estas medidas pueden tener efectos negativos, como la persistencia de sustancias químicas en el ambiente al utilizar alguicidas (lo que puede inducir una contaminación secundaria potencialmente tóxica que afecta tanto a organismos acuáticos como a humanos), o en el caso de la utilización de ultrasonido, pueden presentar efectos nocivos en los peces cuando los parámetros de configuración son inadecuados (EPA, 2017; Ministerio de Salud, 2017). Los métodos de remoción que impliquen la lisis celular pueden resultar contraproducentes, ya que pueden favorecer la liberación de toxinas al medio acuático. Además, la potabilización de cuerpos de agua eutróficos suele ser más costosa y compleja que la de cuerpos de agua oligotróficos o mesotróficos (UNESCO, 2009).

Debido a estos efectos negativos se ha considerado el uso de medidas alternativas para disminuir la contaminación y controlar los florecimientos en el ambiente acuático. Tal es el caso de la fitorremediación mediante el uso de macrófitas en humedales terrestres, o bien, en estructuras flotantes que contribuyan a la remoción de nutrientes. El funcionamiento de los humedales artificiales se fundamenta en tres principios básicos: la actividad bioquímica de microorganismos, el aporte de oxígeno a través de las plantas durante el día y el apoyo físico de un lecho inerte que sirve como soporte para el enraizamiento de las plantas, además de servir como material filtrante (Delgadillo *et al.*, 2010). Estos sistemas asimilan directamente los contaminantes en sus tejidos, actúan como catalizadores para las reacciones de purificación e incrementan la diversidad ambiental de la rizósfera, promoviendo una variedad de reacciones químicas y biológicas que aumentan la remoción de contaminantes (Vera *et al.*, 2010). También son benéficas al ecosistema debido a su capacidad de albergar distintas especies de peces, anfibios, aves, etcétera (Delgadillo *et al.*, 2010). Además, a las macrófitas se les han atribuido propiedades alelopáticas, ya que se ha reportado que producen ciertos compuestos aleloquímicos que pueden inhibir



el crecimiento algal (entre ellos algas verdes y diatomeas) (Hilt *et al.*, 2010), así como disminuir o inhibir el crecimiento de cianobacterias (Zhang *et al.*, 2015).

Un caso particular y en donde es importante aplicar este tipo de medidas es el de la Presa Valle de Bravo, ubicada en el Estado de México. Ésta presa tiene una importante función de abastecimiento, ya que provee el 30% de agua potable a la Ciudad de México, además de su uso para actividades recreativas (Monroy, 2004). Se han realizado diversos estudios referentes a la calidad del agua en este embalse, que se ha clasificado como eutrófico (Olvera-Viascán *et al.*, 1998; Monroy, 2004; Merino-Ibarra *et al.*, 2008), por lo que se necesitan implementar este tipo de medidas innovadoras y eficaces para mejorar la calidad del agua.

Por todo lo anterior, el objetivo de este trabajo es determinar la diversidad del fitoplancton relacionado con las Islas Flotantes de Macrófitas y en una Boya de referencia ubicadas en la presa Valle de Bravo, Edo. de México para poder evaluar su capacidad como biofiltros, así como su influencia sobre los florecimientos de cianobacterias.

## 2. ANTECEDENTES

En 1992, Olvera realizó un estudio sobre la eutrofización de la Presa Valle de Bravo, en el cual observó que con base en las concentraciones de fósforo total, la presa presentaba condiciones eutróficas en verano (con 0.140 mg/L de PT) y mesotróficas el resto del año (con 0.063 mg/L de PT). Además, estableció que las diversas descargas que desembocan a la presa y el río Amanalco son la principal fuente de contaminación.

Villanueva en el 2011 realizó una evaluación de la carga externa de fósforo y nitrógeno en la Presa Valle de Bravo, y determinó que en la cuenca de la presa Valle de Bravo se descargan 65.54 t/año de PT, 245.31 t/año de NT, 1,607.51 t/año de DBO y 14,116.68 t/año de SST. La descarga de escurrimientos de suelos con diferentes usos representa la mayor contribución (49%) de contaminación difusa hacia el embalse. Asimismo, las subcuencas con mayor carga externa de contaminantes fueron: río Amanalco (49%), río Molino (25%) y subcuenca Las Laderas (16%).

Debido al problema de eutrofización, en varias partes del mundo se han buscado medidas alternativas para reducir la carga de nutrientes en los cuerpos de agua; Zhang *et al.* en el 2007 realizaron un estudio para determinar la influencia del cultivo individual y mixto entre *Canna indica* y *Schoenoplectus validus* en su crecimiento y eliminación de nutrientes de aguas residuales simuladas en un humedal de flujo vertical. Determinaron que la remoción de N y P por medio de la acumulación en el tejido de las plantas fue alta (62-87% de N y 35-55% de P), aunque no hay una diferencia significativa en las eficiencias de eliminación de nutrientes de las dos especies. También establecieron que la remoción en cultivo mixto no fue mayor que en monocultivo debido a la competencia interespecífica de las dos especies.

Rojas *et al.* en el 2013 evaluaron la influencia de las estaciones de invierno y primavera sobre las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*, en la eficiencia de depuración en materia orgánica y nutrientes de humedales de flujo horizontal subsuperficial (HSS). Los HSS con *P. australis* mostraron una

mejor adaptación temprana, sin embargo, ambas especies tuvieron eficiencias de eliminación similares de DBO (50%), DQO (55%), Sólidos Suspendidos (74-84%), N Total (<65%), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (44%), P Total y PO<sub>4</sub> (5-21% para ambos parámetros). Estacionalmente, se identificó un incremento en la remoción de 20% para DQO y una reducción de 20% para N Total durante la primavera en ambas plantas.

Quispe *et al.* en el 2016 utilizaron otra especie de macrófita (*Eichhornia crassipes*), y evaluaron su eficiencia en la remoción de los parámetros fisicoquímicos y metales pesados, así como su crecimiento y adaptación al medio en sistemas de tratamiento flotantes. Determinaron que esta especie logró disminuir parámetros como DBO<sub>5</sub> (55%), DQO (50%), sulfatos (63%) y plomo total (87%). El crecimiento de esta especie fue rápido en los sistemas flotantes debido a los nutrientes presentes y a la oxigenación del agua.

Uno de los efectos más importantes del proceso de eutrofización se refleja en los cambios en las comunidades del fitoplancton debido a que los nutrientes que se presentan en exceso en un cuerpo de agua son aprovechados por ciertas especies, como en muchas ocasiones, las cianobacterias, las cuales son de importancia debido a las alteraciones estéticas y organolépticas del agua que generan, y en particular, por su capacidad de producir metabolitos secundarios conocidos como cianotoxinas. El problema ha interesado a diferentes autores, entre los que se encuentran Gaytán-Herrera *et al.* (2011), quienes estudiaron la variación anual del fitoplancton en Valle de Bravo, e identificaron 68 taxa, principalmente Chlorophyceae (30) y Cyanobacteria (12). Asimismo, determinaron que los factores ambientales y el fitoplancton tenían una homogeneidad espacial en los distintos puntos de muestreo, pero había diferencias temporales a lo largo del año y que la dominancia de cianobacterias apunta a que persisten las condiciones eutróficas y perturbadas.

Valeriano-Riveros *et al.* (2014) estudiaron los cambios que tiene la composición del fitoplancton por fluctuaciones en el nivel del agua en Valle de Bravo. Las especies dominantes fueron *Cyclotella ocellata*, *Fragilaria crotonensis*, *Woronichinia naegeliana* y *Microcystis wesenbergii*. A su vez, Alillo *et al.* (2014) realizaron un análisis fitoplanctónico en el cual relacionan la presencia de

*Anabaena* spp. con la Microcistina-LR en el embalse de Valle de Bravo, y en la que se registraron valores altos de hasta 5.56  $\mu\text{g L}^{-1}$  de microcistina, y aun cuando esta agua no es para consumo humano directo, sí es importante porque el efluente se dirige a una planta potabilizadora. Por otra parte, en los meses cálidos la abundancia de cianobacterias excedió el nivel de riesgo moderado establecido por la OMS ( $10 \times 10^4$  cél / mL para actividades recreacionales).

### **3. JUSTIFICACIÓN**

La Presa Valle de Bravo es el embalse más grande que pertenece al sistema Cutzamala, el cual está formado por siete cuerpos de agua, y cuyos volúmenes suministrados aportan el 24% del agua potable que abastece al Valle de México. Estos volúmenes benefician a 13 delegaciones del Distrito Federal y a 14 municipios del Estado de México. Por otra parte, la Presa Valle de Bravo es un centro turístico importante para la economía de las poblaciones asentadas en la ribera. Sin embargo, diversos estudios realizados han establecido que se encuentra en estado eutrófico debido a las descargas de aguas residuales difusas y puntuales, como es el caso de los ríos que desembocan ahí, por lo que se presentan con mayor frecuencia florecimientos de cianobacterias potencialmente tóxicas. Esto representa un problema, ya que pueden tener diversos efectos negativos, como reducción de la transparencia del cuerpo de agua, disminución de la biodiversidad, producción primaria elevada, el potencial agotamiento de oxígeno (que puede resultar en muertes masivas de peces), cambios en el sabor y el olor del agua, así como producción de toxinas que pueden tener efectos perjudiciales en la salud humana. Es por esto que es importante monitorear los parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua de este embalse, así como aplicar medidas para mejorar su calidad, como es el uso de técnicas de fitorremediación para remover el exceso de nutrientes mediante Islas Flotantes de Macrófitas y contribuir en la disminución de cianobacterias potencialmente tóxicas.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1 OBJETIVO GENERAL**

- Comparar la diversidad del fitoplancton en las Islas Flotantes de Macrófitas (IFM) y en una Boya de referencia en la presa Valle de Bravo, Edo. de México.

### **4.2 OBJETIVOS PARTICULARES**

- Identificar la riqueza específica del fitoplancton en una boya de referencia y dos IFM en la presa Valle de Bravo, Edo. de México.
- Estimar la abundancia relativa del fitoplancton en una boya de referencia y dos IFM en la presa Valle de Bravo.
- Determinar la distribución del fitoplancton en una boya de referencia y dos IFM en la presa Valle de Bravo.
- Analizar la relación de la diversidad de fitoplancton con los parámetros fisicoquímicos de cada sitio de muestreo.

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.1 Área de estudio

#### 5.1.1 Descripción general del área de estudio

La Presa Valle de Bravo se encuentra ubicada en las coordenadas 19° 11' 50" N y 100° 9' 13" O, a una altitud de 1780 msnm. Pertenece al sistema Cutzamala, parte de este sistema abastece de agua potable a la parte sur-poniente de la ciudad de México. Capta el agua de una cuenca de 546.9 km<sup>2</sup>, la cual presenta un clima (A)C (W<sub>1</sub>) (W), que se describe como templado subhúmedo y semicálido, con una temperatura media anual por arriba de los 18° C y la del mes más frío, menor a 18° C. El suelo dominante es acrisol órtico y andosol húmico de textura media, con un lecho rocoso entre 10 y 50 cm de profundidad. La vegetación consiste en bosques de pino-encino, vegetación secundaria y agricultura de temporal.



Figura 1. Localización de la Presa Valle de Bravo, Estado de México.

#### 5.1.2 Descripción de las Islas Flotantes de Macrófitas (IFM)

Son humedales artificiales basados en el establecimiento de especies vegetales acuáticas emergentes (*Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*)

mediante la plantación artificial en una estructura flotante, característica por la cual se denominan Islas Flotantes de Macrófitas (IFM).

En un estudio realizado por CONAGUA y la FES-I se construyeron seis módulos de tipo pentagonal de 4.5 m por lado, con una superficie total de 52.61 m<sup>2</sup> por isla; así como una boya de referencia. Las Islas se armaron con una estructura metálica a base de PTR calibre 14 galvanizado, que evita la corrosión de la estructura por la humedad. El pentágono central fue unido con soldadura inoxidable, el resto de las aristas pentagonales fueron atornilladas para proporcionar flexibilidad a la estructura y mayor resistencia, para soportar fuertes vientos y oleajes que se llegan a presentar en el embalse y a esto contribuye también la forma pentagonal.

El sistema de flotación fue tipo marina y se hizo a base de poliestireno expandido, el cual tuvo un proceso de impermeabilización para mayor durabilidad. El recubrimiento de protección de este sistema se realizó con lámina de polialuminio y geomembrana. Para evitar el desplazamiento de ubicación, cuentan con un sistema de anclaje que se sujeta en 3 barras de amarre atornilladas a la estructura metálica en tres vértices equidistantes de cada isla.

En las cámaras de siembra se utilizó malla de monofilamento como sostén de las plantas y fibra de coco en polvo y greña. Debido a que es una malla, permite el acceso completo de agua al sistema. Estas mallas se colocaron formando bolsas en cada cámara de la isla, teniendo la capacidad de albergar hasta 700 plantas por isla. La fibra de coco en greña brinda soporte y evita que los rayos solares dañen las raíces, además de que este sustrato funciona como un soporte inerte que estimula el desarrollo de la planta, así como la maduración de los ejemplares.

La instalación de las IFM se planeó estratégicamente frente a la obra de toma de la presa de Valle de Bravo, con la finalidad de que en el área estos módulos cumplan la función de biofiltros y esto contribuya en mejorar la calidad del agua en el embalse, previa a la extracción para su posterior potabilización (CONAGUA, 2015).





**Figura 2. Boya de referencia.**



**Figura 3. Isla Flotante de Macrófitas (*P. australis*).**



Figura 4. Isla Flotante de Macrófitas (*S. californicus*).

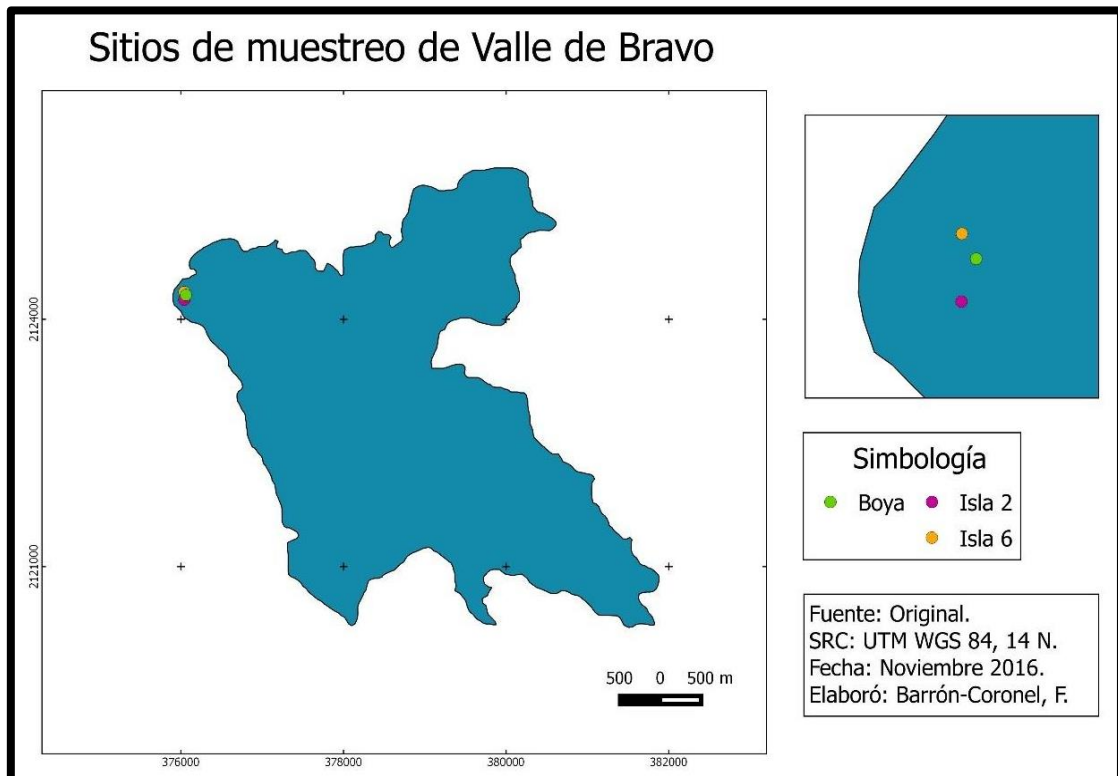


Figura 5. Ubicación de una boya de referencia y dos Islas Flotantes de Macrófitas (IFM) en la Presa Valle de Bravo, Edo. de México.

### **5.1.3 Colecta de muestras**

Se realizaron muestreos mensuales desde marzo 2016 a marzo 2017 en la Boya de referencia (sistema flotante sin plantas) (Figura 2) y dos islas con macrófitas: Isla 2 (con *P. australis*) (Figura 3) e Isla 6 (con *S. californicus*) (Figura 4). De la boya y en el centro de cada Isla se tomaron dos muestras de fitoplancton por toma directa a 1 y 2 m de profundidad mediante un muestreador. Las muestras se fijaron con aceto-lugol como conservador para el posterior análisis cuantitativo y cualitativo del fitoplancton.

### **5.1.4 Variables fisicoquímicas**

Los parámetros fisicoquímicos determinados *in situ* fueron: Temperatura ambiental y del agua), conductividad, pH, oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (utilizando un multiparamétrico modelo YSI EXO1), así como transparencia con Disco de Secchi. Asimismo, se obtuvieron dos muestras de agua de cada sitio (una superficial a 1 m y otra a profundidad de 2 m) utilizando una botella Van Dorn. Las muestras de agua colectadas en campo se analizaron en el laboratorio y se les determinó clorofila *in vivo*, ficocianina, turbidez, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Totales (ST), Sólidos Disueltos (SD), Sólidos Suspendidos (SS) y nutrientes (nitratos, nitritos, amoniacó, amonio y fosfatos).

### **5.2 Identificación taxonómica**

Para la identificación se consultó la literatura especializada de Prescott (1975), Huber-Pestalozzi (1962, 1968), Komárek y Fott (1983), Tell y Conforti (1986), Komárek y Anagnostidis (1999), Popovsky y Pfiester (1990), Round *et al.* (1990), Comas (1996) y Hakansson (2002).

### **5.3 Conteo celular**

El conteo de células de fitoplancton se realizó en un microscopio de luz invertida mediante el método de sedimentación en cámaras de Utermöhl (Anexo 1).

#### **5.4 Índice de diversidad**

Con base en los datos de abundancia obtenidos a partir de los conteos se calculó el Índice de Shannon-Wiener para cada sitio utilizando la siguiente fórmula (Vidyasagaran *et al.*, 2011):

$$H' = 3.3219 (\log N - 1/N) \sum ni \log ni$$

Donde:

N = Número total de todos los individuos de todas las especies.

Ni = Número de individuos de una especie.

#### **5.5 Análisis estadístico de los datos**

A los datos obtenidos de abundancia se les aplicó un análisis estadístico de ANOVA utilizando el programa Sigma Plot para establecer si se presentan diferencias significativas entre los tres sitios de muestreo (Boya de referencia, Isla 2 e Isla 6).

Asimismo, se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA) para determinar la relación entre los parámetros fisicoquímicos y la composición y abundancia del fitoplancton en los sitios de muestreo (Boya, Isla 2 e Isla 6) a nivel superficial y profundidad utilizando el software CANOCO versión 4.5. Los datos de abundancia de las especies fueron transformados con la fórmula “=RAIZ2PI (X)” antes del análisis para estandarizarlos, mientras que los datos de los parámetros fisicoquímicos se transformaron con la fórmula “=LOG (X+1)”.

## 6. RESULTADOS

En este estudio se realizaron muestreos mensuales en el periodo de marzo 2016 a marzo 2017 en seis sitios de muestreo (Boya, Isla 2 e Isla 6 a dos niveles, superficial y profundidad) ubicados en la Presa Valle de Bravo, Edo. de México. Se obtuvieron 76 muestras de fitoplancton a lo largo de este periodo, y posteriormente se realizaron 228 análisis biológicos para determinar la riqueza, abundancia y distribución del fitoplancton en los distintos sitios. Adicionalmente, se realizaron 1638 análisis de parámetros fisicoquímicos para caracterizar cada sitio y poder determinar la relación que presentaron con la riqueza y abundancia del fitoplancton. Como resultado del análisis de riqueza, en este estudio se registraron 39 taxones de fitoplancton pertenecientes a 7 divisiones: 15 Cyanobacteria (38.46%), 8 Chlorophyta (20.51%), 5 Bacillariophyta (12.82%), 5 Euglenozoa (12.82%), 4 Miozoa (10.26%), 1 Charophyta (2.56%) y 1 Cryptophyta (2.56%) (Tabla 1).

Tabla 1. Listado taxonómico del fitoplancton (Algaebase e ITIS) determinado en la Presa Valle de Bravo en el periodo marzo 2016 – marzo 2017.

### **Bacillariophyta Karsten**

#### **Clase Bacillariophyceae**

1. *Asterionella* sp. Hassall, 1850
2. *Cymbella* sp. C. Agardh, 1830
3. *Fragilaria crotonensis* Kitton, 1869
4. *Nitzschia* sp. Hassall, 1845

#### **Clase Coscinodiscophyceae**

5. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, 1979

### **Charophyta Migula**

#### **Clase Conjugatophyceae**

6. *Staurastrum longiradiatum* West & G. S. West, 1896

### **Chlorophyta Reichenbach**

#### **Clase Chlorophyceae**

7. *Monoraphidium* sp. 1 Komárková-Legnerová, 1969
8. *Monoraphidium* sp. 2
9. *M. arcuatum* (Korshikov) Hindák, 1970
10. *M. contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová, 1969
11. *M. griffi* (M. J. Berkeley) Komárková-Legnerová.
12. *Pediastrum* sp. Meyen, 1829
13. *P. simplex* (Meyen) Lemmermann

#### **Clase Trebouxiophyceae**

14. *Oocystis* sp. Nägeli Ex A. Braun, 1855

### **Cryptophyta Cavalier-Smith**

#### **Clase Cryptophyceae**

15. *Cryptomonas* sp. Ehrenberg, 1831

## **Cyanobacteria Stanier ex Cavalier-Smith**

### **Clase Cyanophyceae**

16. *Anabaena* sp. 1 St. Vincent, 1886, Ex Bornet & Flah
17. *Anabaena* sp. 2
18. *Anabaena* sp. 3
19. *Aphanizomenon* sp. A. Morren ex É. Bornet & C. Flahault, 1886
20. *Chroococcus* sp. Nägeli, 1849
21. *Lyngbya birgei* G. M. Smith, 1916
22. *Merismopedia* sp. Meyen, 1839
23. *Microcystis* sp. 1 Lemmermann, 1907
24. *Microcystis* sp. 2
25. *M. aeruginosa* (Kützing) Kützing, 1846
26. *M. wesenbergii* (Komárek) Komárek ex Komárek
27. *Oscillatoria* sp. Vaucher Ex Gomont, 1892
28. *Pseudanabaena mucicola* (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe, 1964

29. *Synechococcus* sp. C. Nägeli, 1849
30. *Woronichinia* sp. A. A. Elenkin, 1933

## **Euglenozoa Cavalier-Smith**

### **Clase Euglenophyceae**

31. *Euglena* sp. Ehrenberg, 1830
32. *Trachelomonas* sp. 1 Ehrenberg, 1834
33. *Trachelomonas* sp. 2
34. *Trachelomonas* sp. 3
35. *T. klebsii* Deflandre, 1926

## **Miozoa Cavalier-Smith**

### **Clase Dinophyceae**

36. *Ceratium* sp. 1 F. Schrank, 1793
37. *Ceratium* sp. 2
38. *Peridinium* sp. 1 Ehrenberg, 1830
39. *Peridinium* sp. 2

Las divisiones que presentaron un mayor número de especies fueron Cyanobacteria, Chlorophyta y Bacillariophyta. Además, también se observó que especies pertenecientes a estos grupos fueron las que alcanzaron valores de abundancia más altos en todos los sitios, mientras que las demás divisiones (Charophyta, Cryptophyta, Euglenozoa y Miozoa) registraron menores valores de abundancia a lo largo del periodo de muestreo.

En todos los sitios, durante la época de lluvias (que comprende los meses de abril a septiembre) el grupo dominante fue el de las cianobacterias, especialmente los géneros *Anabaena* y *Microcystis*, mientras que durante la época de secas (que comprende de octubre a marzo) las demás divisiones proliferaron y presentaron sus valores máximos de abundancia (principalmente Bacillariophyta y Chlorophyta) (Tabla 2, 3 y 4).

Tabla 2. Riqueza y abundancia de la Boya (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017.																															
Abundancia (cél/ml)																															
Especies	Boya superficial														Boya profundidad																
	Secas		Lluvias					Secas							Total		Secas		Lluvias					Secas						Total	
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	Total	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	Total			
<b>Bacillariophyta</b>																															
1. <i>Asterionella</i> sp.		1								43		175	210	429													438	438			
2. <i>Aulacoseira granulata</i>	33	23	23	11			12			43		175		320		34	21									6		37		43	141
3. <i>Cymbella</i> sp.												175		175																0	
4. <i>Fragilaria crotonensis</i>	1431	133								262	1127	1227	22353	26533		100	7									100		420	701	42076	43404
5. <i>Nitzschia</i> sp.		1					75							76																0	
<b>Charophyta</b>																															
6. <i>Staurastrum longiradiatum</i>	3	11	29	34	37	75	12	26	7		75			309		29	26	35	29	29	29	12						105			294
<b>Chlorophyta</b>																															
7. <i>Monoraphidium</i> sp. 1	13	2	5	11										31			2	15		14										31	
8. <i>Monoraphidium</i> sp. 2	3													3																0	
9. <i>M. arcuatum</i>	1625	219	18	3									52	1917		52	7												525	584	
10. <i>M. contortum</i>	213	14	1	15					70					313		6							46	112	105					269	
11. <i>M. griffi</i>														0																0	
12. <i>Oocystis</i> sp.	54	6	1	7				10						78		1	4	10	29	14		3								61	
13. <i>Pediastrum</i> sp.		1		3										4		3			58				7							68	
14. <i>P. simplex</i>												175		175															43	43	
<b>Cryptophyta</b>																															
15. <i>Cryptomonas</i> sp.	50	12	13	7		75		42	86	43		175		503		17	16	15	29	14		25	69	75	420	43	701		1424		
<b>Cyanobacteria</b>																															
16. <i>Anabaena</i> sp. 1		4	168	606	1014	5484	1013						1577	9866			368	1572	1548	1037	818							438		5781	
17. <i>Anabaena</i> sp. 2				1765	15590	31557	5657			172				788	55529		68	2292	12067	5843	11950							306	4733	37259	
18. <i>Anabaena</i> sp. 3														0				377												377	
19. <i>Aphanizomenon</i> sp.			6			150	89	106						351			43	102		14	29	48								236	
20. <i>Chroococcus</i> sp.	37	22	1	19		676	115	382	78	6311	9542	9817	1157	28157		3	19	5	58	540	292	41	23	4733	17356	1840	2279		27189		
21. <i>Lyngbya birgei</i>	37	31	13	23	37						150	175		466		15	12	20	29								37	105		87	305
22. <i>Merismopedia</i> sp.									10	3147				3157								22	3117	37						3176	
23. <i>Microcystis</i> sp. 1	407	366	364	383	300	450	166	85	94				157	2772		696	296	556	1081	189	87	54	7				131	262	3359		
24. <i>Microcystis</i> sp. 2	108	75	50	23	75	1051	12	10				175		1579		83	59	86	175		29								87	519	
25. <i>M. aeruginosa</i>											75	175	52	302												105	43	350	498		
26. <i>M. wesenbergii</i>	271	219	301	702	1239		346	132	102	87			157	3556		475	348	592	1490	657	642	147	46					350	4747		
27. <i>Oscillatoria</i> sp.	3	7								43	75			128		1	3					7	37							48	
28. <i>Pseudanabaena mucicola</i>						2704	4566	2135	1106	4076	601		5890	21078						2162	6077	1286	1028				1840	6662	19055		
29. <i>Synechococcus</i> sp.										17575	30280	73633		121488												15064	47020	18101		80185	
30. <i>Woronichinia</i> sp.			1			150	38			131		876		1196			1		14			7	75				1008	87	1192		
<b>Euglenozoa</b>																															
31. <i>Euglena</i> sp.	3				75			5	31					114		1						6					43	87	137		
32. <i>Trachelomonas</i> sp. 1	13	14	3					5				175	105	315		17	3						37						57		
33. <i>Trachelomonas</i> sp. 2	16	8	5											29		19	5	5											29		
34. <i>Trachelomonas</i> sp. 3	13	10	2	3										28		8	1												9		
35. <i>T. klebsii</i>														0															0		
<b>Miozoa</b>																															
36. <i>Ceratium</i> sp. 1					37		12			43		175		267					29		29		23	37	105		175		398		
37. <i>Ceratium</i> sp. 2								5						5													43		43		
38. <i>Peridinium</i> sp. 1	3	3			37				23					66															0		
39. <i>Peridinium</i> sp. 2														0															0		

Tabla 2. Riqueza y abundancia de la Boya (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017. Los organismos más abundantes en ambos sitios fueron *Synechococcus* sp., *Anabaena* spp. y *Fragilaria crotonensis*.

Tabla 3. Riqueza y abundancia de la Isla 2 (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017.																													
Abundancia (cél/ml)																													
Especies	Isla 2 superficial														Isla 2 profundidad														
	Secas		Lluvias					Secas							Total		Lluvias					Secas						Total	
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	Total	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	Total	
<b>Bacillariophyta</b>																													
1. <i>Asterionella</i> sp.													631	631														315	315
2. <i>Aulacoseira granulata</i>		29	14	10				19			75			147	44	24	2	25		30						11	26	162	
3. <i>Cymbella</i> sp.														0															0
4. <i>Fragilaria crotonensis</i>		40	19		80						676	548	44180	45543	649	92	48						136	788	331	11334	13378		
5. <i>Nitzschia</i> sp.														0															0
<b>Charophyta</b>																													
6. <i>Staurastrum longiradiatum</i>		10	19	13	4	95	105	97			75			418	4	8	6	15		92	12	70							207
<b>Chlorophyta</b>																													
7. <i>Monoraphidium</i> sp. 1			1	13	4									18	3		5	12											20
8. <i>Monoraphidium</i> sp. 2														0	1														1
9. <i>M. arcuatum</i>		64	4	5	4				16				2103	2196	606	48	3										26	683	
10. <i>M. contortum</i>		3		5	4			9	10	121				152	70	7	12					71	77	65	171	1788	2261		
11. <i>M. griffi</i>											75			75														0	
12. <i>Oocystis</i> sp.		5	1	8					5					19	10	1	5	3										19	
13. <i>Pediastrum</i> sp.														0	3					30			19					52	
14. <i>P. simplex</i>					4									4														0	
<b>Cryptophyta</b>																													
15. <i>Cryptomonas</i> sp.		8	5	34	4	143		282	135	121	525	182	841	2280	38	21	3	3	13			87		97	262	137	447	1108	
<b>Cyanobacteria</b>																													
16. <i>Anabaena</i> sp. 1		135	53	304	72	13387	1893					901		16745	197	34	80	560	1397	2939	354					68		5629	
17. <i>Anabaena</i> sp. 2			45	1174	1802	20273	43654	282	249				420	67899				1321	5840	13210	5357						236	25964	
18. <i>Anabaena</i> sp. 3														0														0	
19. <i>Aphanizomenon</i> sp.			4		38	95		77						214			47			92	48		113					300	
20. <i>Chroococcus</i> sp.		12	3	5	21	717	315	29	5	5704	7814	1143	11255	27023	13	4	3				305	17	42	2259	5851	548	5654	14696	
21. <i>Lyngbya birgei</i>		26	9	13	29	47				40	75	22	105	366	10	92	8	6						19	65	22	26	248	
22. <i>Merismopedia</i> sp.								58	2190					2248								26	5714					5740	
23. <i>Microcystis</i> sp. 1		381	265	146	279	1099	210	301	27				105	2813	203	335	179	197	429	371	48	219	14			26	2021		
24. <i>Microcystis</i> sp. 2		59	60	13	63			107		40		45		387	71	28	26	21	13			8	14			26	207		
25. <i>M. aeruginosa</i>										121	75	22	105	323									58	65			26	149	
26. <i>M. wesenbergii</i>		335	340	149	572	1004	420	409	21	40	150	45	105	3590	266	236	222	300	567	464	73	254	14		11	105	2512		
27. <i>Oscillatoria</i> sp.		1								40				41	4	4								65				73	
28. <i>Pseudanabaena mucicola</i>		30				7267	4943	3915	542	2063	1728	1898	3260	25646		52				2629	1296	3646	682	837		137	4549	13828	
29. <i>Synechococcus</i> sp.										16871	34111	9375		60357									7967	27020	4676	78	39741		
30. <i>Woronichinia</i> sp.								5				22		27							12		42	19		262		335	
<b>Euglenozoa</b>																													
31. <i>Euglena</i> sp.		4							27					31	6	3	5		13							11	26	64	
32. <i>Trachelomonas</i> sp. 1		6	5					9						20	13	6	6											25	
33. <i>Trachelomonas</i> sp. 2		19	11	2										32	25	15	7	3										50	
34. <i>Trachelomonas</i> sp. 3		5		2										7	12	8	3											23	
35. <i>T. klebsii</i>					4									4														0	
<b>Miozoa</b>																													
36. <i>Ceratium</i> sp. 1		2		2		47					75		105	231	4	3								65		26	110		
37. <i>Ceratium</i> sp. 2												22		22														0	
38. <i>Peridinium</i> sp. 1														0														0	
39. <i>Peridinium</i> sp. 2														0														0	

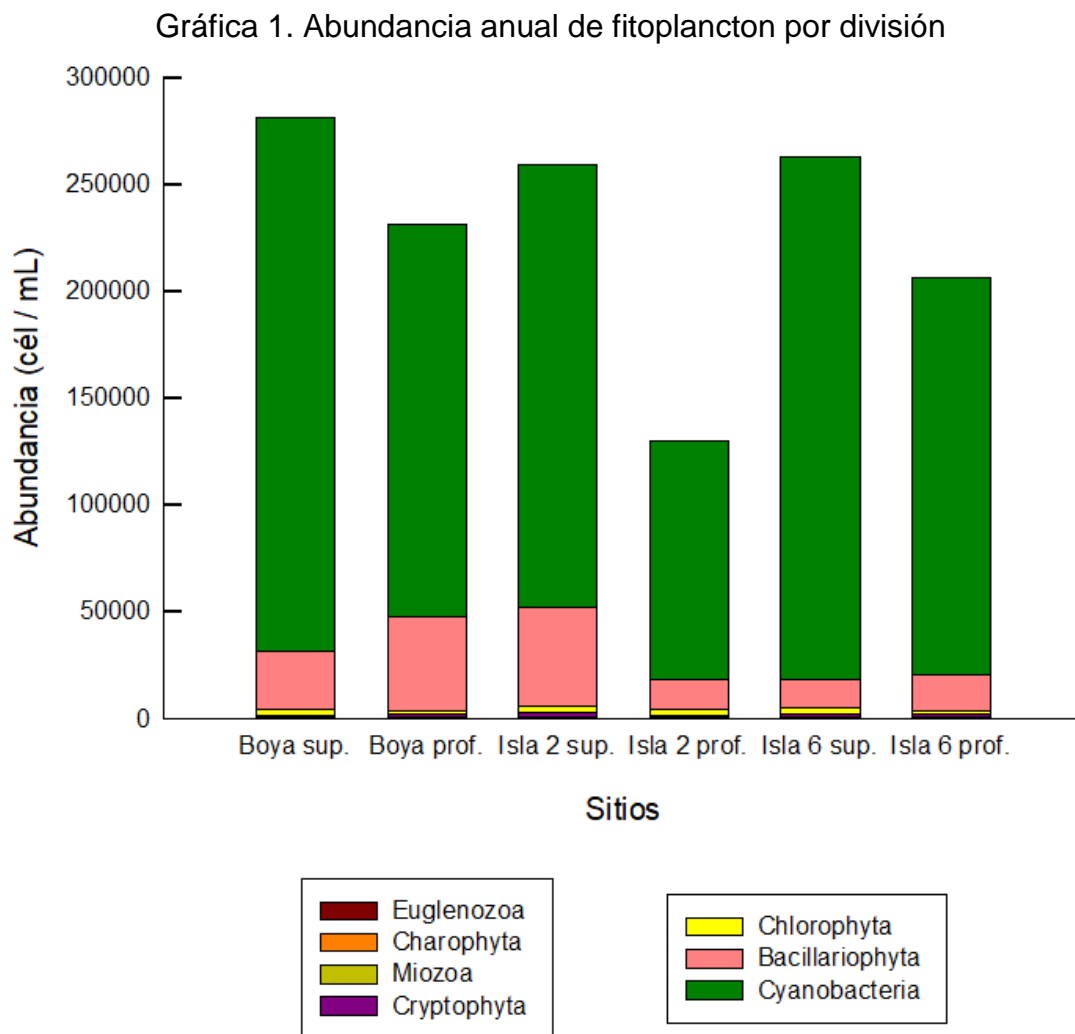
Tabla 3. Riqueza y abundancia de la Isla 2 (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017. Los géneros más abundantes en estos sitios fueron *Synechococcus* sp., *Anabaena* spp. y *Chroococcus* sp.



Tabla 4. Riqueza y abundancia de la Isla 6 (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017.																															
Abundancia (cél/mL)																															
Especies	Isla 6 superficial														Isla 6 profundidad																
	Secas		Lluvias				Secas								Secas		Lluvias					Secas						Total			
M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	Total	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	Total				
<b>Bacillariophyta</b>																															
1. <i>Asterionella</i> sp.	2												131	150	131	414	15										249	264			
2. <i>Aulacoseira granulata</i>	34	22	19		47	26							16	164	59	26			11							15	87	112	27	337	
3. <i>Cymbella</i> sp.	2													2	7	1			3											11	
4. <i>Fragilaria crotonensis</i>	942	142	76						175	788	3831	6886	12840	1589	222	9										30	116	438	1915	11875	16194
5. <i>Nitzschia</i> sp.													0		3																3
<b>Charophyta</b>																															
6. <i>Staurastrum longiradiatum</i>	11	12	23	15	47		40	24						172	7	10	5	11	18	27	35	23									136
<b>Chlorophyta</b>																															
7. <i>Monoraphidium</i> sp. 1	2		6	15										98	7		11	3										37		58	
8. <i>Monoraphidium</i> sp. 2	2													2																	0
9. <i>M. arcuatum</i>	1158	22	2						21		131	300	32	1666	1154	114	4										75			1347	
10. <i>M. contortum</i>	80		1		47				31		394	450	32	1035	118	6	12					47	58	175			249			665	
11. <i>M. griffi</i>					47									47																	0
12. <i>Oocystis</i> sp.	23	8	4					6						41	11	1	3	7													22
13. <i>Pediastrum</i> sp.	2	1												3	11																11
14. <i>P. simplex</i>														0																	0
<b>Cryptophyta</b>																															
15. <i>Cryptomonas</i> sp.	26	48			47	26		51	63		525	601	164	1551	126	34	2	7			27					123	191		225	525	1260
<b>Cyanobacteria</b>																															
16. <i>Anabaena</i> sp. 1		42	157	1753	1864	1235	849							5900	138	34	101	651	807	802						216					2749
17. <i>Anabaena</i> sp. 2				6693	19412	11518	16223							821	54667			135	1541	8321	12263	4523									26783
18. <i>Anabaena</i> sp. 3														0																	0
19. <i>Aphanizomenon</i> sp.			26		430	26	202							684			11		187	193	35									112	538
20. <i>Chroococcus</i> sp.	11	1	5	47		262	485	30		3813	34055	5109	936	44754	27	40	3	3	18	193	105	69	63	4324	14463	4583	1633			25524	
21. <i>Lyngbya birgei</i>	31	18	16	31	143	26	40			43	131	75		554	15	31	7	14	93	27											274
22. <i>Merismopedia</i> sp.					47			48	4270					4365								7	6566								6573
23. <i>Microcystis</i> sp. 1	274	417	271	1083	430	210	283	106					75	82	3231	407	696	128	353	525	110	315	224		58			75	83	2974	
24. <i>Microcystis</i> sp. 2	75	361	43	127	47			3					75	16	747	142	88	16	80	18			15		58				27	444	
25. <i>M. aeruginosa</i>										219	131			350			259									292	87		112	55	805
26. <i>M. wesenbergii</i>	262	110	340	2071	1864	315	404	116	73	43		75	32	5705	462	471	259	691	732	221	806	232	31					75	83	4063	
27. <i>Oscillatoria</i> sp.	5													5		5						15	58					37			115
28. <i>Pseudanabaena mucicola</i>						3313	2993	1481	1399	8415			1775	19376	126						3737	14867	3140	446	8356		2780	3349		36801	
29. <i>Synechococcus</i> sp.										17751	54567	31482		103800												23960	36641	15402	525	76528	
30. <i>Waronichinia</i> sp.										131	262	375		768		3						7					438	751			1199
<b>Euglenozoa</b>																															
31. <i>Euglena</i> sp.	2													2	23		1	3				7								27	61
32. <i>Trachelomonas</i> sp. 1	8	12	9										32	61	51	17	7												83	158	
33. <i>Trachelomonas</i> sp. 2	28	16	5											49	27	13	3	7					79							129	
34. <i>Trachelomonas</i> sp. 3	5	5	2											12	23	3	1														27
35. <i>T. klebsii</i>														0																	0
<b>Miozoa</b>																															
36. <i>Ceratium</i> sp. 1	2	3	4	15	47	26	40	3				75	16	231	3	1	1	14	37	27		7	15				37			142	
37. <i>Ceratium</i> sp. 2														0								7									7
38. <i>Peridinium</i> sp. 1	2				47	26								75	3																3
39. <i>Peridinium</i> sp. 2						26								26																	0

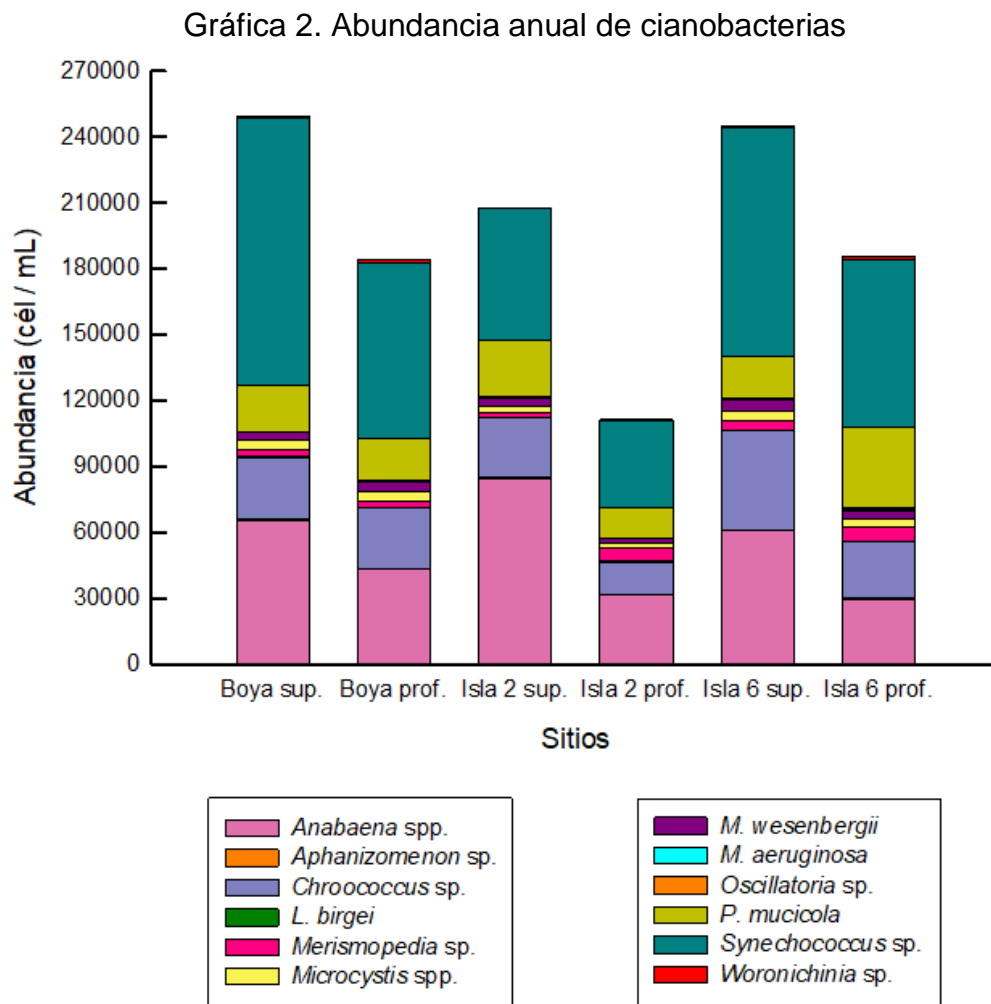
Tabla 4. Riqueza y abundancia de la Isla 6 (superficial y profundidad) en Valle de Bravo de marzo 2016 a marzo 2017. Los géneros más abundantes en estos sitios fueron *Synechococcus* sp., *Anabaena* spp. y *Chroococcus* sp.

En cuanto a la abundancia del fitoplancton, la división que registró los valores más altos fue Cyanobacteria (~250,000 cél/mL), seguido de Bacillariophyta (~46,000 cél/mL), Chlorophyta (~3,000 cél/mL) y Cryptophyta (con valores máximos de ~2,800 cél/mL). Las divisiones menos abundantes fueron Euglenozoa, Charophyta y Miozoa, ya que no rebasaron las 500 cél/mL en ningún sitio (Gráfica 1). También se puede observar una disminución de la abundancia de fitoplancton de las Islas con respecto a la Boya, en especial en la Isla 2 (sembrada con *P. australis*).



Gráfica 1. Abundancia anual del fitoplancton por división (cél/mL) en los seis sitios de muestreo en la Presa Valle de Bravo en el periodo marzo 2016 – marzo 2017. Se observa una dominancia de Cyanobacteria en todos los sitios, seguido de Bacillariophyta y Chlorophyta.

Dentro del grupo de las cianobacterias, las especies que alcanzaron densidades celulares más altas en todos los sitios a lo largo del periodo de muestreo fueron *Synechococcus* sp., *Anabaena* spp., *Chroococcus* sp., *P. mucicola* y *Microcystis* spp. (Gráfica 2). Del mismo modo que con la abundancia total de fitoplancton, se observó que la Isla 2 también redujo la abundancia de las cianobacterias, mientras que en la Isla 6 la abundancia se mantuvo muy similar a la Boya de referencia.



**Gráfica 2. Abundancia anual de cianobacterias (cél/mL) en los seis sitios de muestreo en la Presa Valle de Bravo en el periodo marzo 2016 – marzo 2017. Los géneros más abundantes fueron *Anabaena* spp., *Chroococcus* sp., *Microcystis* spp. y *Synechococcus* sp.**

Tabla 5. Distribución del fitoplancton en los seis sitios de muestreo.

Especies	Sitios					
	Boya		Isla 2		Isla 6	
	Sup.	Prof.	Sup.	Prof.	Sup.	Prof.
<b>Bacillariophyta</b>						
1. <i>Asterionella</i> sp.	X	X	X	X	X	X
2. <i>Aulacoseira granulata</i>	X	X	X	X	X	X
3. <i>Cymbella</i> sp.	X				X	X
4. <i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	X	X
5. <i>Nitzschia</i> sp.	X					X
<b>Charophyta</b>						
6. <i>Staurastrum longiradiatum</i>	X	X	X	X	X	X
<b>Chlorophyta</b>						
7. <i>Monoraphidium</i> sp. 1	X	X	X	X	X	X
8. <i>Monoraphidium</i> sp. 2	X			X	X	
9. <i>M. arcuatum</i>	X	X	X	X	X	X
10. <i>M. contortum</i>	X	X	X	X	X	X
11. <i>M. griffi</i>			X		X	
12. <i>Oocystis</i> sp.	X	X	X	X	X	X
13. <i>Pediastrum</i> sp.	X	X		X	X	X
14. <i>P. simplex</i>	X	X	X			
<b>Cryptophyta</b>						
15. <i>Cryptomonas</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<b>Cyanobacteria</b>						
16. <i>Anabaena</i> sp. 1	X	X	X	X	X	X
17. <i>Anabaena</i> sp. 2	X	X	X	X	X	X
18. <i>Anabaena</i> sp. 3		X				
19. <i>Aphanizomenon</i> sp.	X	X	X	X	X	X
20. <i>Chroococcus</i> sp.	X	X	X	X	X	X
21. <i>Lyngbya birgei</i>	X	X	X	X	X	X
22. <i>Merismopedia</i> sp.	X	X	X	X	X	X
23. <i>Microcystis</i> sp. 1	X	X	X	X	X	X
24. <i>Microcystis</i> sp. 2	X	X	X	X	X	X
25. <i>M. aeruginosa</i>	X	X	X	X	X	X
26. <i>M. wesenbergii</i>	X	X	X	X	X	X
27. <i>Oscillatoria</i> sp.	X	X	X	X	X	X
28. <i>Pseudanabaena mucicola</i>	X	X	X	X	X	X
29. <i>Synechococcus</i> sp.	X	X	X	X	X	X
30. <i>Woronichinia</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<b>Euglenozoa</b>						
31. <i>Euglena</i> sp.	X	X	X	X	X	X
32. <i>Trachelomonas</i> sp. 1	X	X	X	X	X	X
33. <i>Trachelomonas</i> sp. 2	X	X	X	X	X	X
34. <i>Trachelomonas</i> sp. 3	X	X	X	X	X	X
35. <i>T. klebsii</i>			X			
<b>Miozoa</b>						
36. <i>Ceratium</i> sp. 1	X	X	X	X	X	X
37. <i>Ceratium</i> sp. 2	X	X	X			X
38. <i>Peridinium</i> sp. 1	X				X	X
39. <i>Peridinium</i> sp. 2					X	
<b>Total de especies</b>	<b>35</b>	<b>32</b>	<b>32</b>	<b>30</b>	<b>34</b>	<b>33</b>

Tabla 5. Distribución de las especies de fitoplancton en los seis sitios de muestreo. Se observa que la Boya e Isla 6 superficial presentaron el mayor número de especies.

La mayor parte de las especies que se encontraron en este estudio se encontraron distribuidas en todos los sitios de muestreo. Sin embargo, algunas especies como *Cymbella* sp., *Nitzschia* sp., *P. simplex* y *Peridinium* sp. se registraron solamente en algunos sitios. La Isla 2 fue la que presentó un menor número de especies, mientras que el mayor número de especies se registró en la Boya e Isla 6 superficiales (Tabla 5).

Utilizando los datos obtenidos de abundancia de fitoplancton, se calculó el Índice de diversidad de Shannon-Wiener para cada sitio de muestreo, el cual nos permite cuantificar la biodiversidad. Tiene un rango de 1-5, siendo el menor número aquel que cuenta con una diversidad de especies menor. Se observa que el índice de S-W más bajo en los sitios de muestreo superficiales se obtuvo en la Boya (2.59), mientras que el más alto se obtuvo en la Isla 2 (2.82) (Tabla 6). En cuanto a los sitios a profundidad, el Índice de S-W más bajo también se obtuvo en la Boya (2.76), y el más alto en la Isla 2 (2.99) (Tabla 7). Estos resultados indican que, a pesar de que la Isla 2 registró un menor número de especies a comparación de la Boya y la Isla 6, tuvo un mayor Índice de S-W, lo cual puede atribuirse a que en este sitio fue en donde se observó una menor dominancia de cianobacterias y se registró mayor abundancia de otros grupos de fitoplancton.

Tabla 6. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de los sitios de muestreo superficiales.

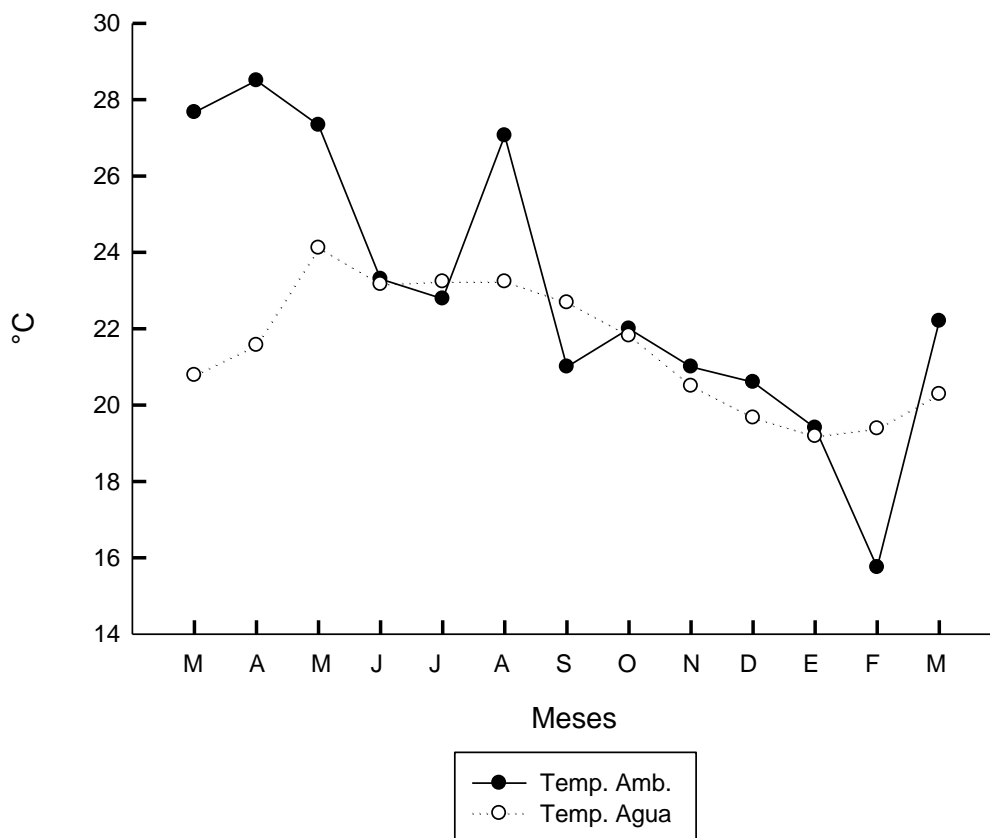
Sitio	Índice de Shannon-Wiener
Boya	2.59
Isla 2 ( <i>P. australis</i> )	2.82
Isla 6 ( <i>S. californicus</i> )	2.62

Tabla 7. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de los sitios de muestreo a profundidad.

Sitio	Índice de Shannon-Wiener
Boya	2.76
Isla 2 ( <i>P. australis</i> )	2.99
Isla 6 ( <i>S. californicus</i> )	2.78

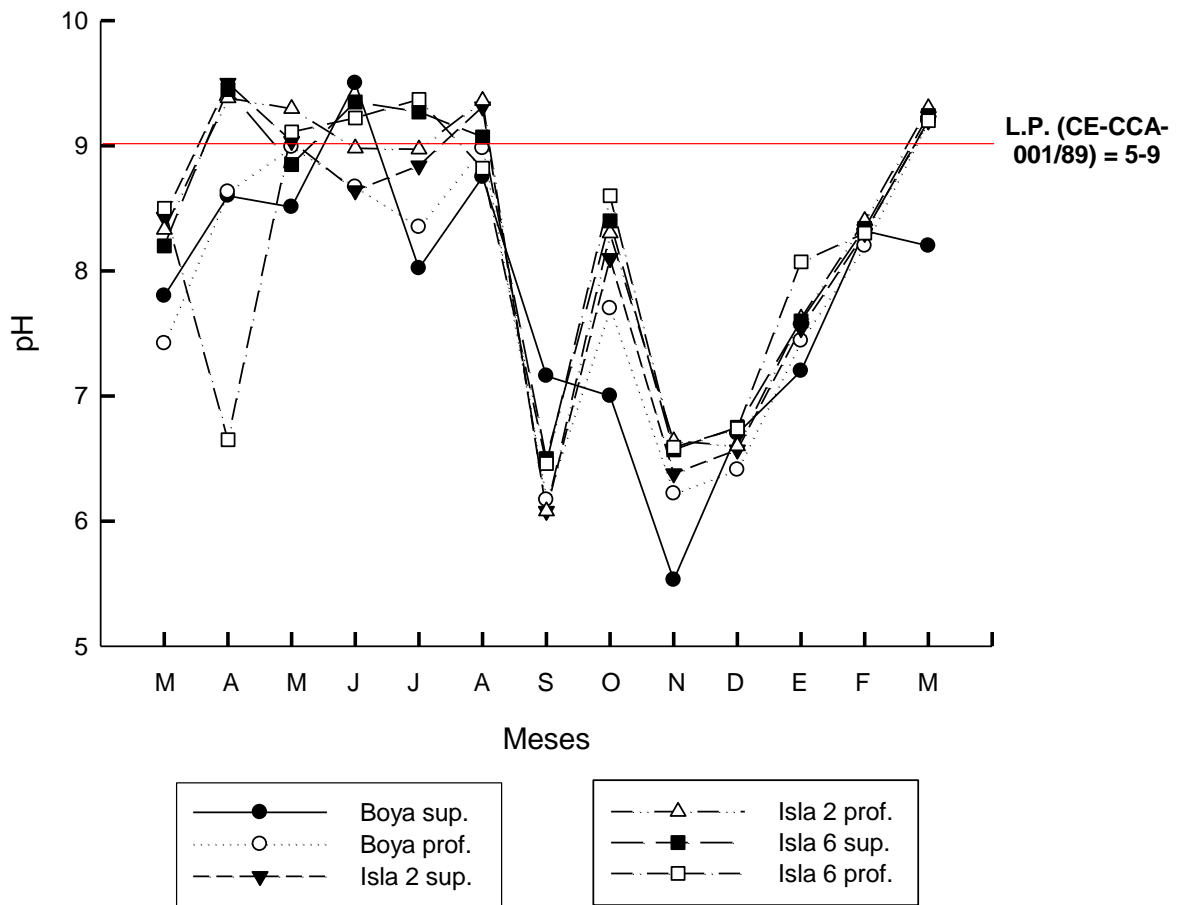
En este estudio también se determinaron los parámetros fisicoquímicos mensualmente en la Presa Valle de Bravo. Los valores de temperatura ambiental más altos se registraron al inicio del muestreo (por encima de los 27° C), y el más bajo se presentó en febrero (15.7° C). La temperatura del agua tuvo un comportamiento más homogéneo que la temperatura ambiental, ya que los valores se presentaron en un rango entre 19 y 24.5° C, siendo mayo el mes con el valor más alto (24.1° C) y enero con el valor más bajo (19.2° C). La temperatura ambiental y del agua fue más alta en primavera y verano, mientras que las temperaturas más bajas se registraron en otoño e invierno.

Gráfica 3. Temperatura ambiental y del agua



Gráfica 3. Temperatura ambiental y del agua (°C) de marzo 2016 a marzo 2017. Ambos parámetros fueron mayores en la época de lluvias y menor en la de secas.

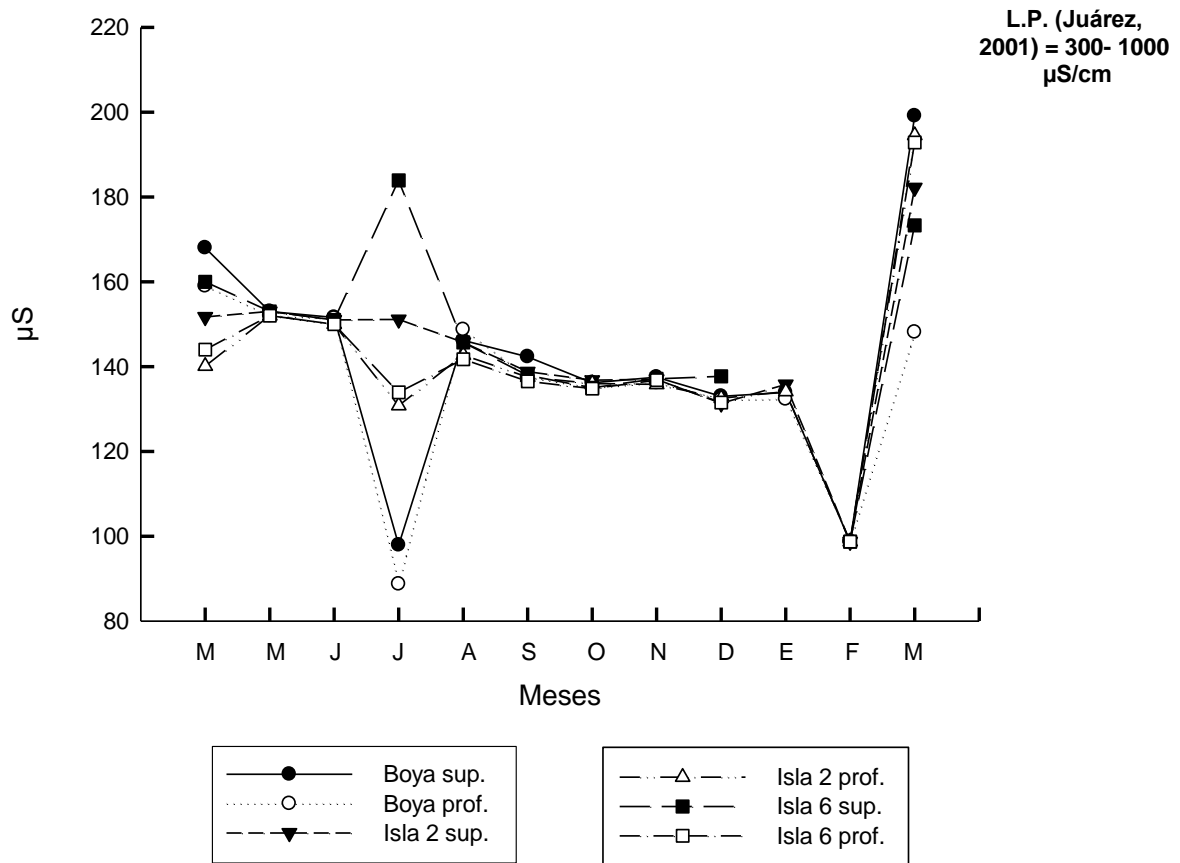
Gráfica 4. pH



Gráfica 4. pH de marzo 2016 a marzo 2017. Se observa que en la época de lluvias se rebasa ligeramente el límite permisible (L.P.) establecido por los Criterios Ecológicos (1989).

El rango de pH en la presa osciló entre 6 y 10 unidades a lo largo del año en todos los sitios de muestreo. En septiembre y noviembre se registraron los valores más bajos (6.4 y 6.3 en promedio, respectivamente), aunque en la mayor parte del estudio se registraron valores por encima de 7 (alcalinos). De acuerdo a los Criterios Ecológicos (1989), la mayoría de los valores registrados de pH se encuentran dentro de un rango aceptable para cuerpos de agua utilizados para abastecimiento de agua potable (5-9), excepto en la época de lluvias, probablemente debido a la mayor abundancia de cianobacterias en este periodo y a su actividad fotosintética.

Gráfica 5. Conductividad ( $K_{25}$ )

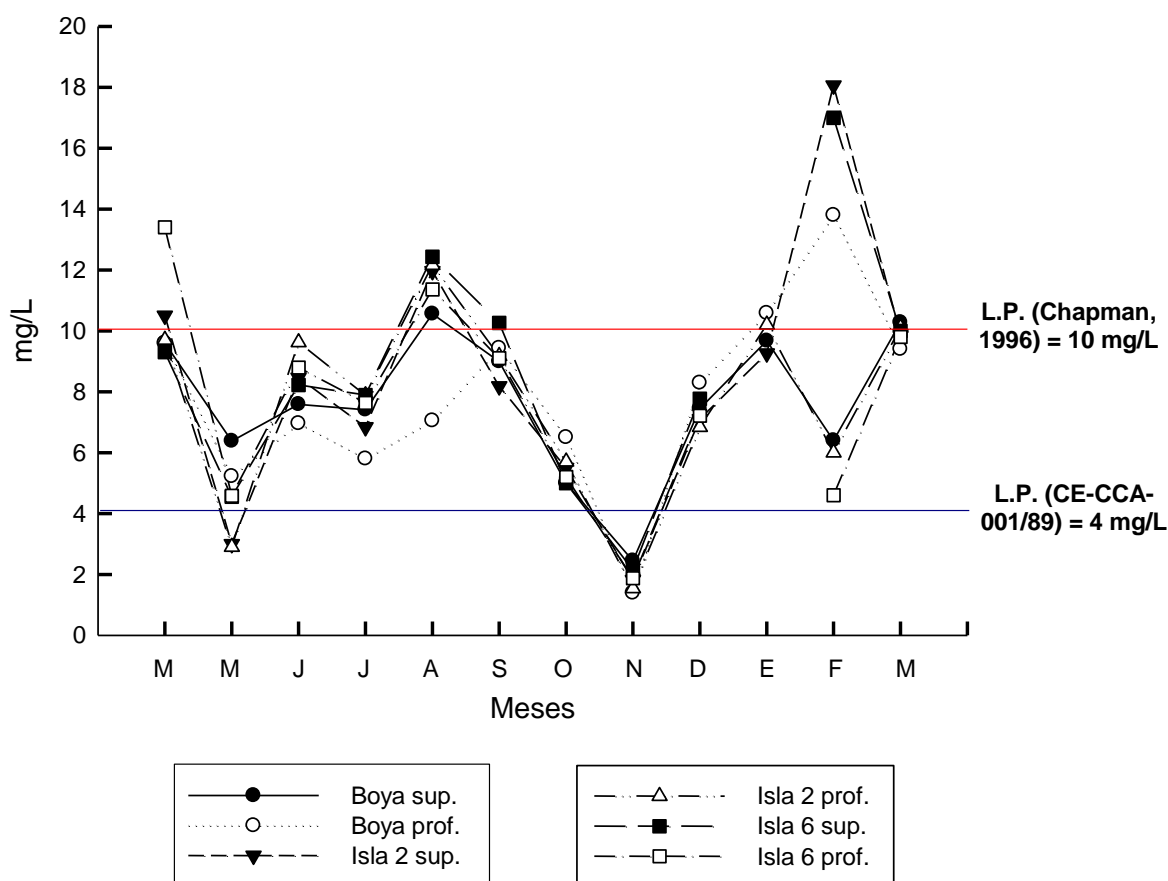


Gráfica 5. Conductividad ( $\mu\text{S}$ ) de marzo 2016 a marzo 2017. Todos los valores se encuentran dentro de los límites permisibles para conductividad de agua potable en México establecidos por Juárez (2001).

La conductividad se encontró entre los 130 y 170  $\mu\text{S}$  la mayor parte del periodo de muestreo. En julio (2016) y febrero (2017) se registraron los valores más bajos (97.9  $\mu\text{S}$  en la boya superficial y 88.7  $\mu\text{S}$  en la boya profundidad en julio; 98.7  $\mu\text{S}$  en promedio en febrero), mientras que en marzo (2017) se registraron los valores más altos (181.66  $\mu\text{S}$  en promedio), lo cual pudo estar influenciado por los cambios de temperatura que se presentaron en estos meses. De acuerdo a Juárez (2001), todos los valores se encuentran dentro del rango permisible para conductividad de agua potable en México.



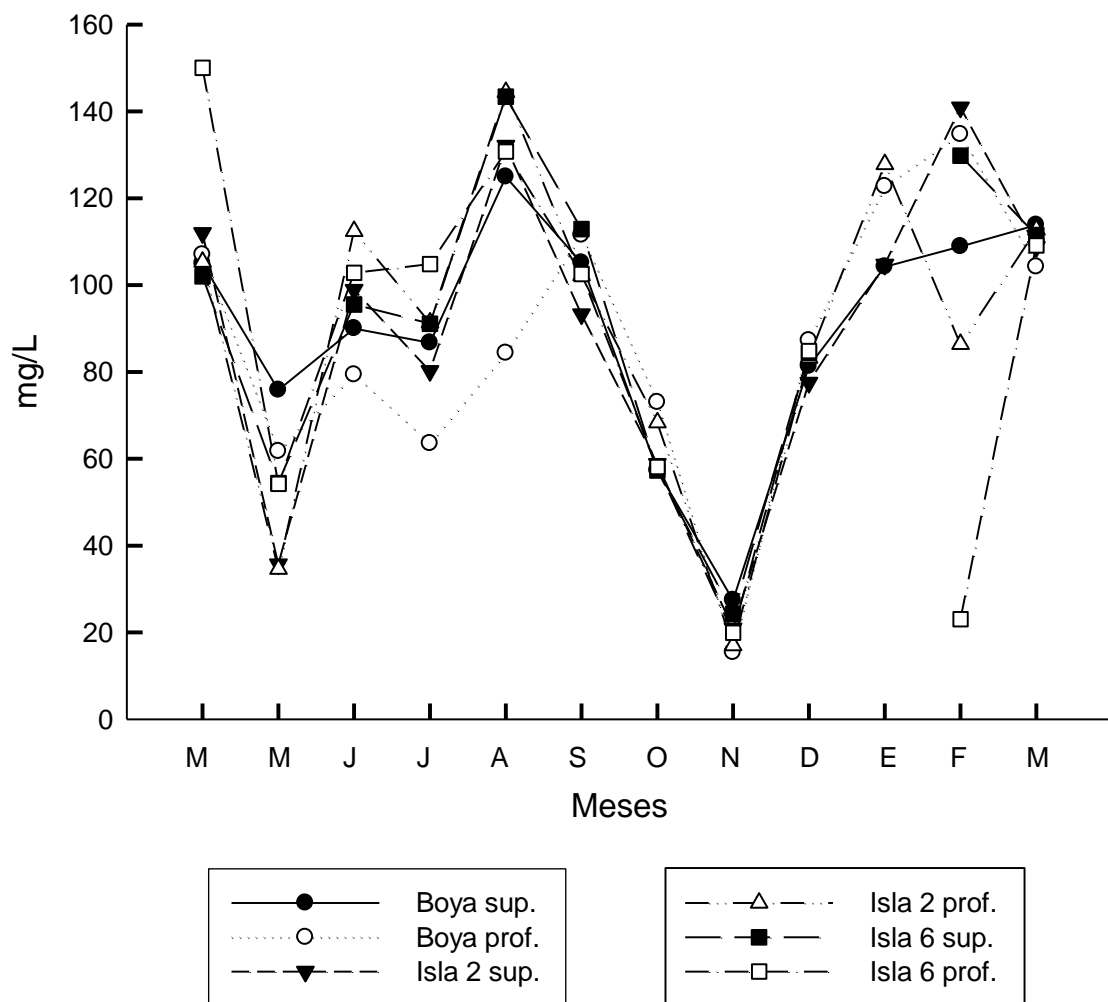
Gráfica 6. Oxígeno disuelto



Gráfica 6. Oxígeno disuelto (mg/L) de marzo 2016 a marzo 2017. Se puede observar que la mayor parte de los valores registrados se encuentran dentro de los límites permisibles establecidos por Chapman (1996) y los Criterios Ecológicos (1989).

El oxígeno disuelto se encontró en un rango de 4 - 10 mg/L generalmente. De acuerdo a los Criterios Ecológicos (1989), la mayoría de los valores registrados se encuentran por encima del mínimo requerido (4 mg/L). Sin embargo, en noviembre se registraron valores por debajo de este rango (2 mg/L en todos los sitios). Chapman (1989) menciona que en aguas no contaminadas los valores no deben exceder 10 mg/L. La mayoría de los meses el oxígeno disuelto se encontró debajo de este límite, excepto en agosto (2016) (10.92 mg/L en promedio en todos los sitios) y febrero (2017) (18.06 mg/L en la Isla 2 superficial y 17 mg/L en la Isla 6 superficial).

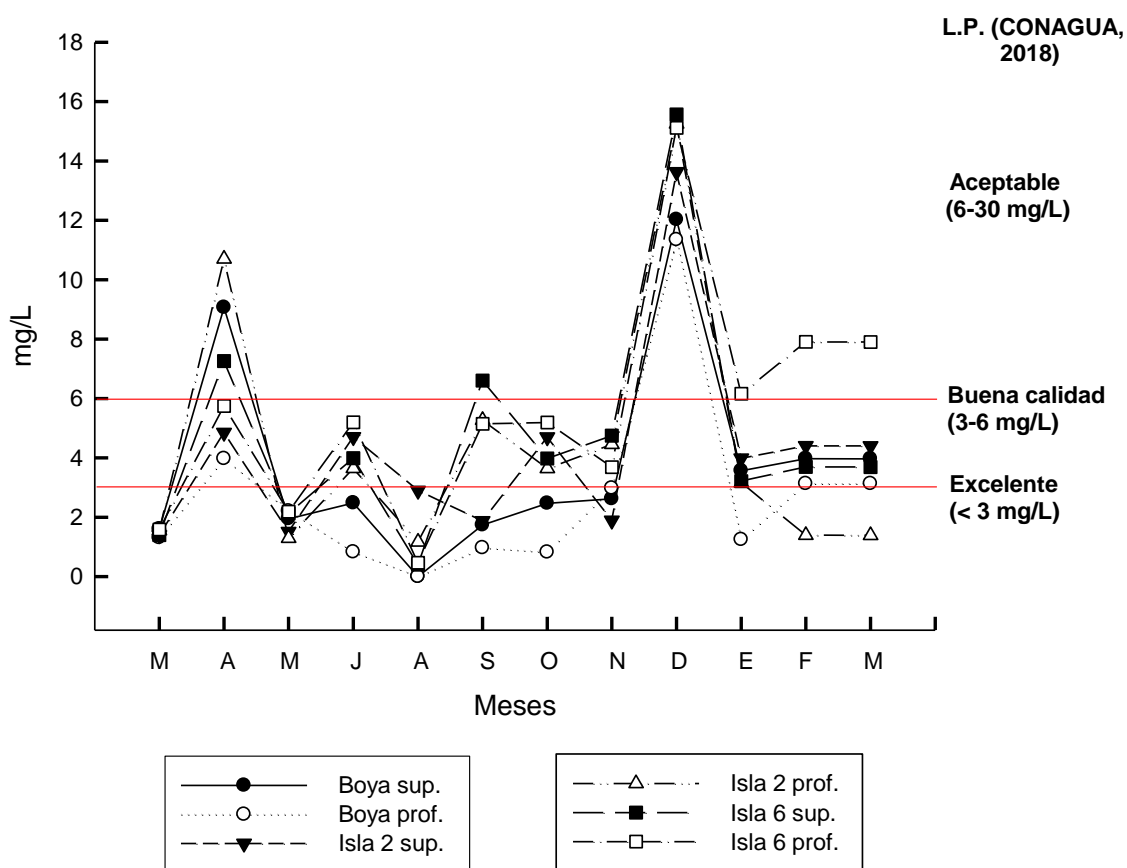
Gráfica 7. Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto



Gráfica 7. Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto de marzo 2016 a marzo 2017. Se observa que durante el verano e invierno se presentó una sobresaturación de oxígeno disuelto, mientras que en otoño se registró una disminución del porcentaje de saturación de OD.

El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto tuvo un comportamiento similar al del oxígeno disuelto, ya que los valores más bajos se presentaron en noviembre (20.8% en promedio), mientras que el valor más alto también se presentó en agosto (126.7% en promedio). Asimismo, se observa que en marzo, junio y agosto 2016 y febrero 2017 se presentó una sobresaturación de OD (113.5%, 96.5%, 126.7% y 103.9% en promedio, respectivamente).

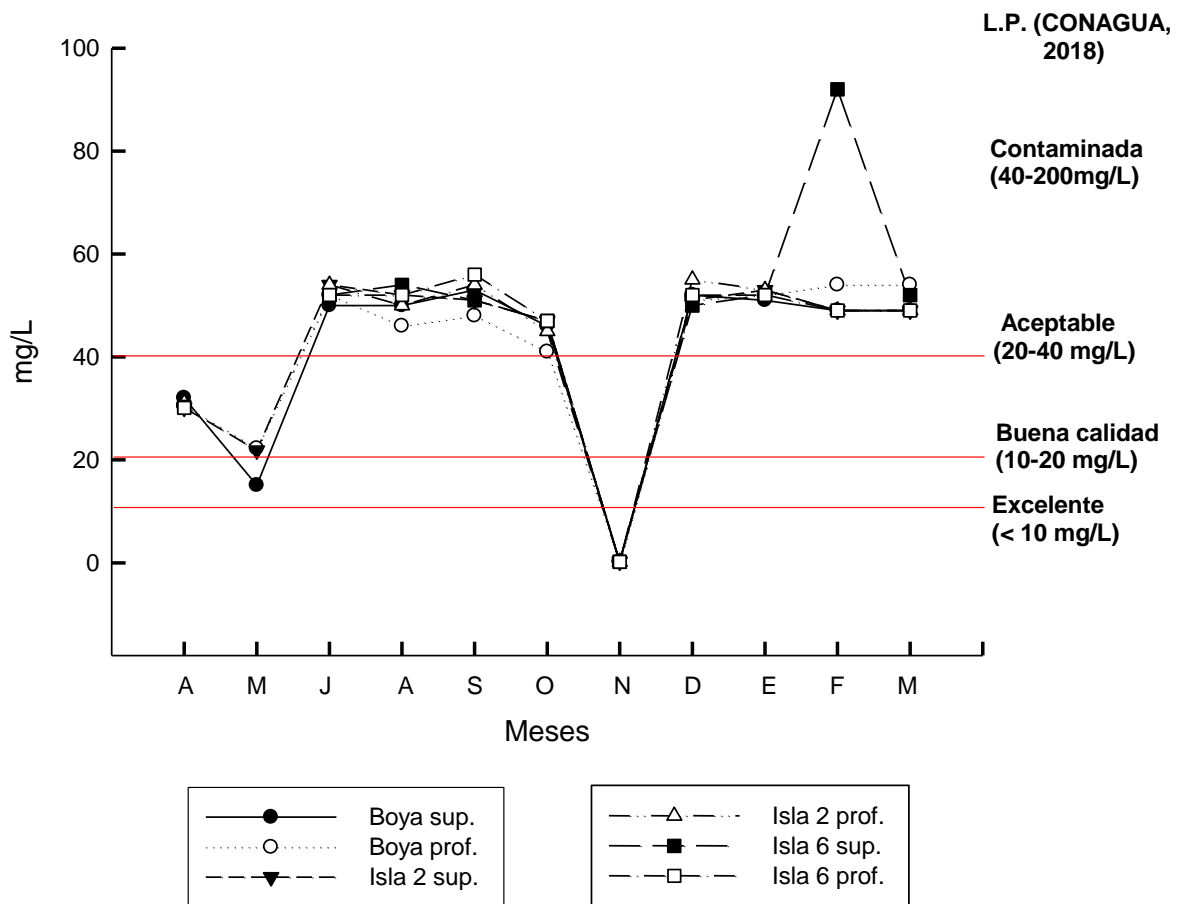
Gráfica 8. DBO<sub>5</sub>



Gráfica 8. DBO<sub>5</sub> (mg/L) de marzo 2016 a marzo 2017. Se observa que de acuerdo a los límites permisibles establecidos por CONAGUA (2018), los valores de DBO se clasifican como excelentes, de buena calidad y aceptables.

La DBO<sub>5</sub> generalmente presentó valores por debajo de los 6 mg/L, aunque en abril y diciembre se presentaron valores más altos (6.93 y 13.8 en promedio, respectivamente). Además, se observa que en varios meses las Islas presentaron valores de DBO más altos, que pudo ser debido al exceso de materia orgánica por las aves que anidan en las Islas. Sin embargo, de acuerdo a los criterios de CONAGUA (2018), todos los valores de DBO se clasifican como excelentes (< 3 mg/L), de buena calidad (entre 3-6 mg/L) y aceptables (6-30 mg/L).

Gráfica 9. DQO

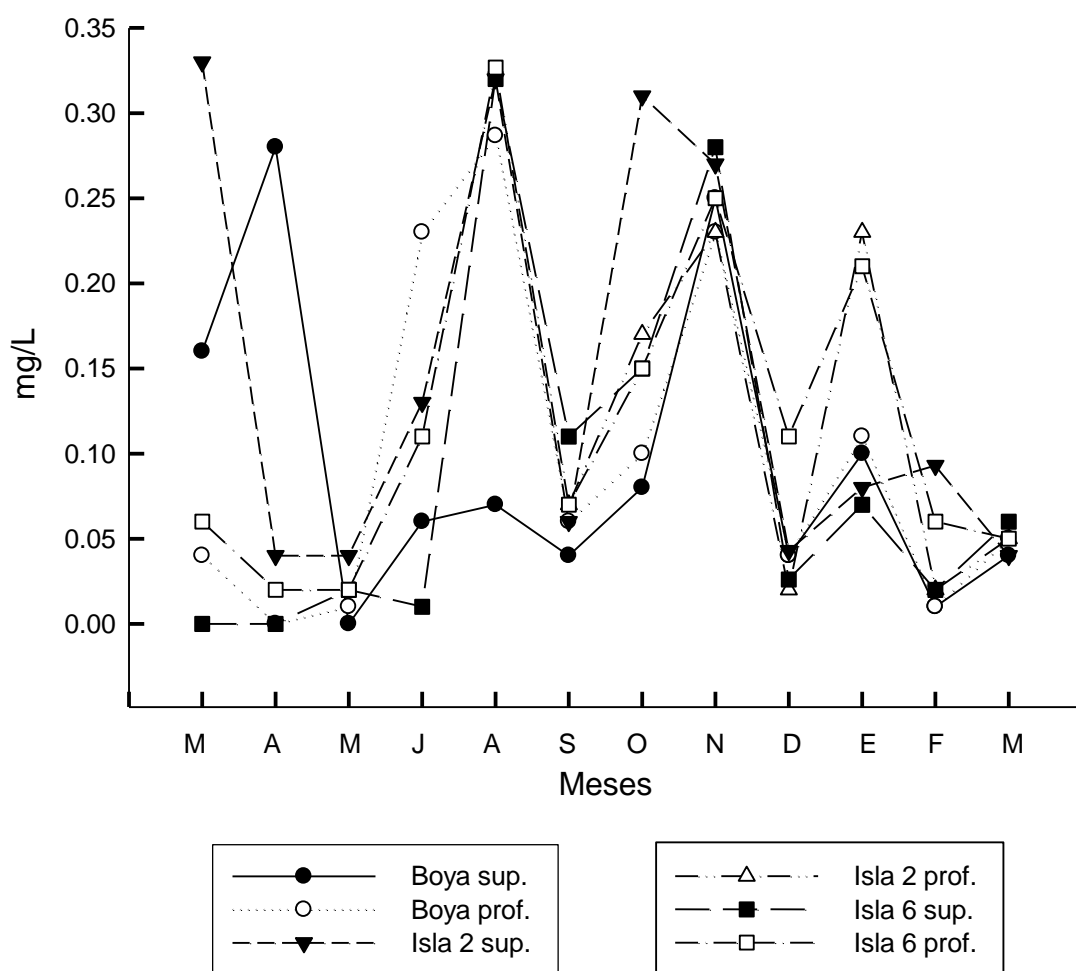


Gráfica 9. DQO (mg/L) de marzo 2016 a marzo 2017. De acuerdo a los límites permisibles establecidos por CONAGUA en 2018, la mayor parte de los valores registrados indican contaminación.

Los valores de DQO por lo general fueron de ~50 mg/L en todos los sitios. Sólo en abril, mayo y noviembre 2016 se presentaron valores más bajos (30.7, 19.7 y 0.19 mg/L en promedio), y el valor más alto se registró en febrero 2017 en la Isla 6 superficial (92 mg/L en promedio). De acuerdo a los criterios de CONAGUA (2018) en la mayoría de los meses el agua se clasifica como contaminada (40-200 mg/L), y en abril, marzo y noviembre como aceptable (20-40 mg/L).

Con relación a algunas formas de nitrógeno que se determinaron en el embalse (como amoniaco y amonio), se observó que estos nutrientes presentaron aumentos durante la estratificación y al inicio del periodo de mezcla, mientras que los nitritos y nitratos presentaron concentraciones más bajas durante la estratificación, y se incrementaron durante la mezcla. Sin embargo, la mayoría de los valores reportados no excede los límites permisibles establecidos por los Criterios Ecológicos (1989).

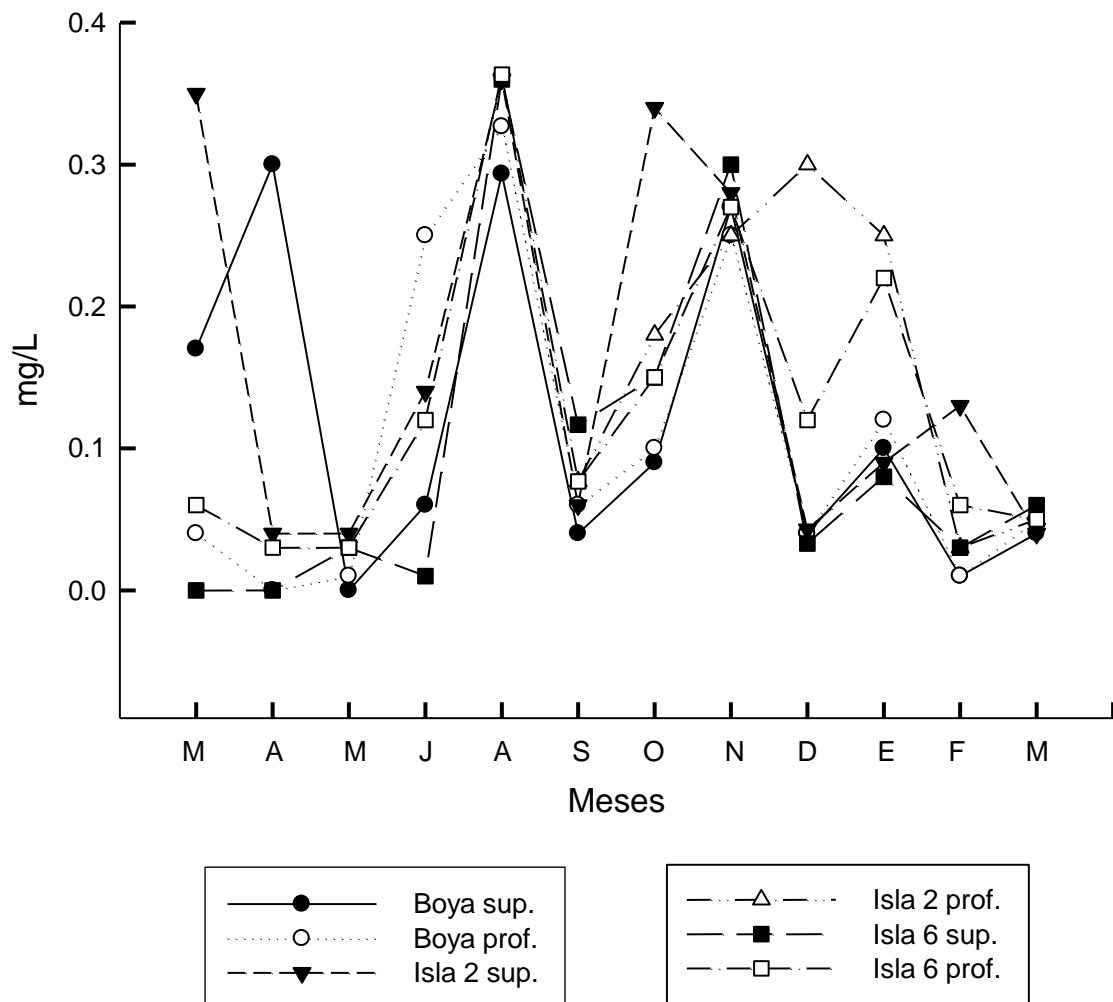
Gráfica 10. Amoniaco ( $\text{NH}_3$ )



Gráfica 10. Amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) de marzo 2016 a marzo 2017. Se observa que este nutriente presentó picos de abundancia en verano y otoño.

El amoniaco se encontró por debajo de 0.35 mg/L durante todo el periodo de muestreo. Los valores más bajos se registraron en mayo (2016) (0.02 mg/L en promedio), y los valores más altos se registraron en agosto y noviembre (2016) (0.275 y 0.251 mg/L en promedio, respectivamente).

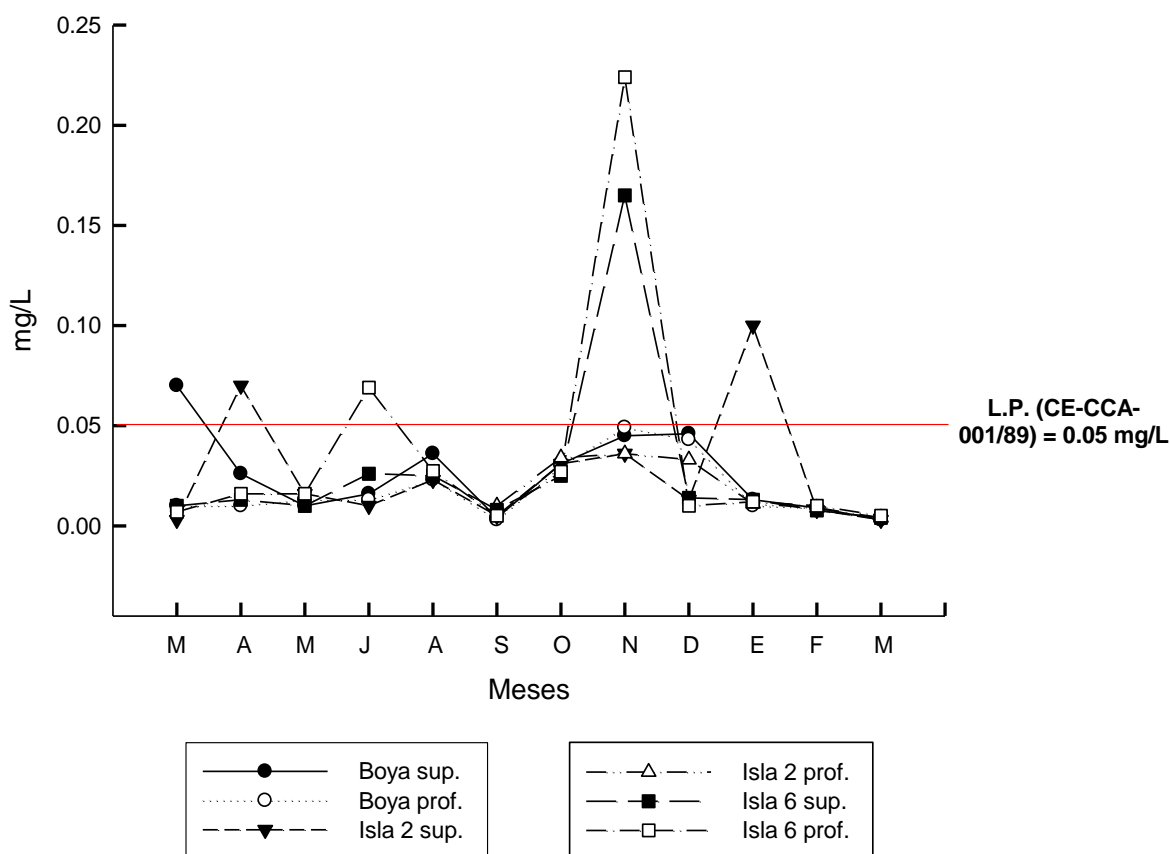
Gráfica 10. Amonio (NH<sub>4</sub>)



Gráfica 11. Amonio (NH<sub>4</sub>) de marzo 2016 a marzo 2017. Se registraron aumentos de la concentración de este nutriente durante el verano y otoño.

El amonio se encontró por debajo de 0.4 mg/L durante todo el muestreo y tuvo un comportamiento similar al amoniaco, ya que los valores más bajos también se registraron en mayo (0.025 mg/L en promedio), y los valores más altos en agosto y noviembre (0.344 y 0.27 mg/L en promedio), respectivamente.

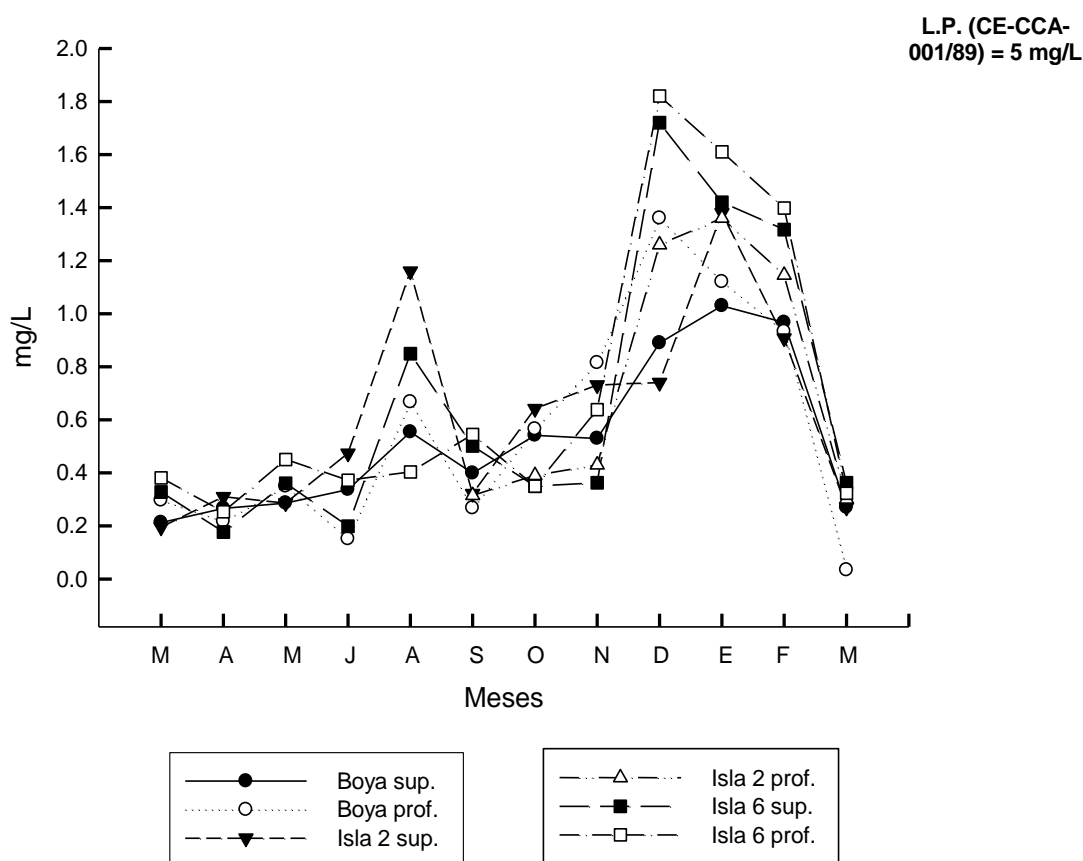
Gráfica 12. Nitritos ( $\text{NO}_2$ )



Gráfica 12. Nitritos ( $\text{NO}_2$ ) de marzo 2016 a marzo 2017. Se puede observar que la mayor parte de los meses, la concentración permaneció por debajo del límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos (1989).

Los valores de nitritos generalmente fueron inferiores a 0.10 mg/L. El límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos (1989) es 0.05 mg/L, por lo que la mayor parte de los meses los nitritos se encontraron dentro de un rango aceptable para fuentes de abastecimiento de agua potable, excepto en noviembre (0.165 mg/L en la Isla 6 superficial y 0.224 mg/L en la Isla 6 profundidad) y enero (0.1 mg/L en la Isla 2 superficial).

Gráfica 13. Nitratos (NO<sub>3</sub>)

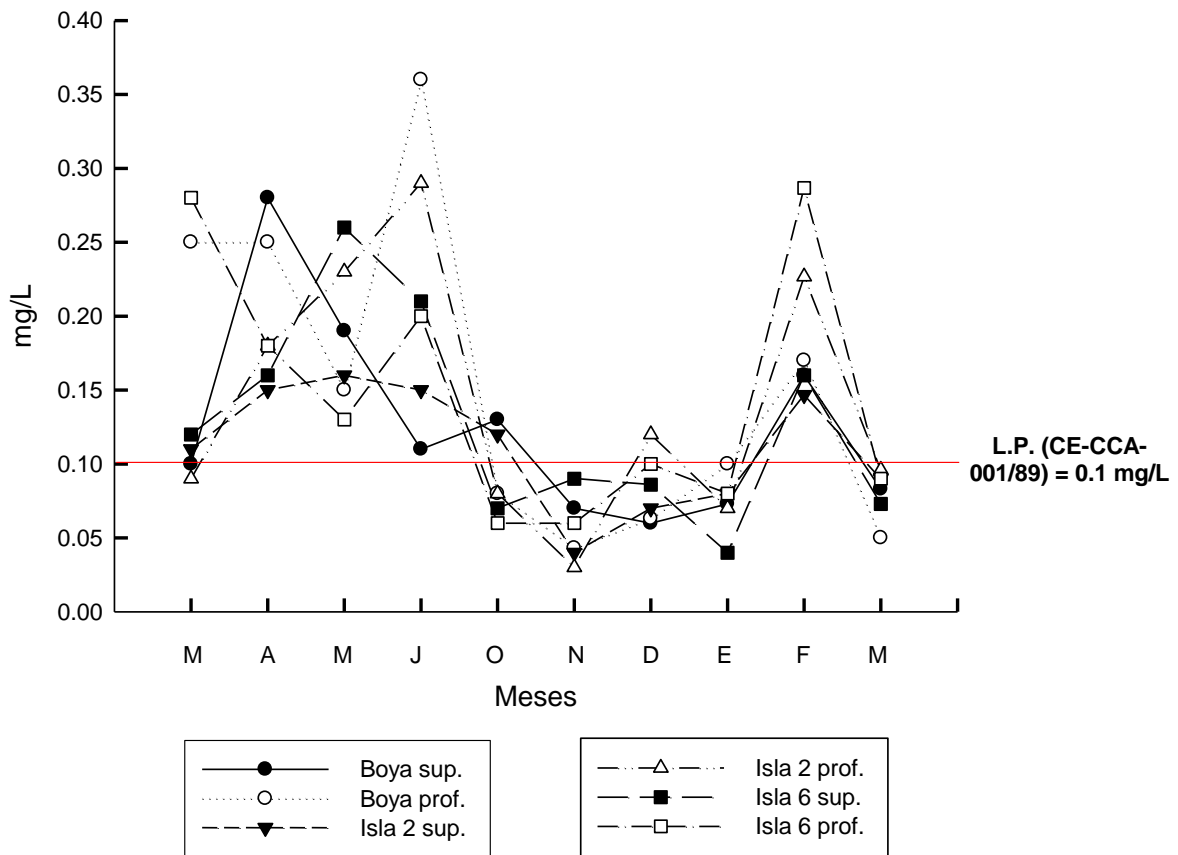


**Gráfica 13. Nitratos (NO<sub>3</sub>) de marzo 2016 a marzo 2017. Se observa que la concentración de este nutriente fue baja durante la estratificación y presentó un aumento posterior al periodo de mezcla. Todos los valores se encuentran por debajo del límite establecido por los Criterios Ecológicos (1989).**

Los nitratos generalmente se encontraron por debajo de 1 mg/L. Los valores más altos se registraron en agosto (1.16 mg/L en la Isla 2 superficial), diciembre (2016) (1.29 mg/L en promedio), enero (1.32 mg/L en promedio) y febrero (2017) (1.11 mg/L en promedio). Los nitratos registraron valores de concentración bajos durante la estratificación de la columna de agua, pero aumentaron a partir del inicio del periodo de mezcla en el mes de diciembre. Sin embargo, los Criterios Ecológicos (1989) establecen un límite permisible de 5 mg/L de este nutriente para fuentes de abastecimiento de agua potable, por lo que todos los valores se encuentran dentro del rango aceptable.



Gráfica 14. Fosfatos (PO<sub>4</sub>)

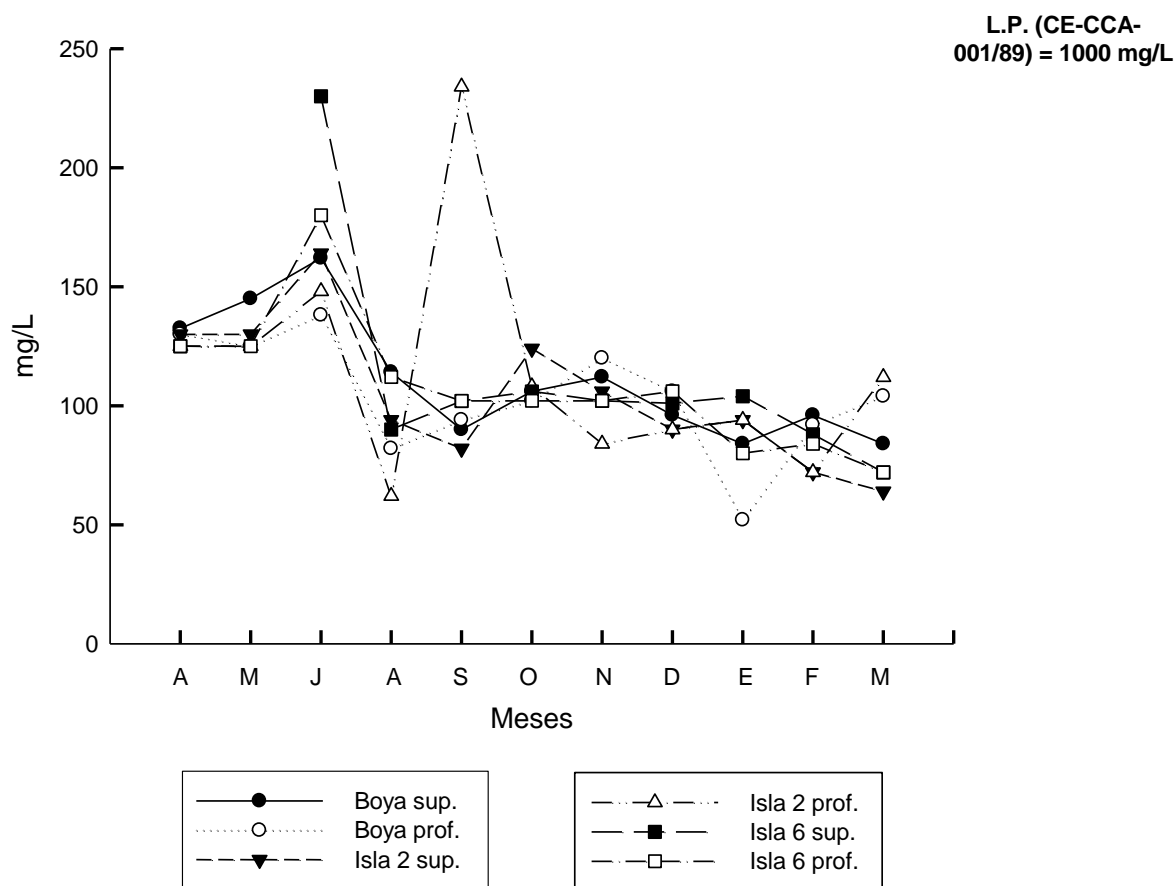


Gráfica 14. Fosfatos (PO<sub>4</sub>) de marzo 2016 a marzo 2017. La mayor parte del periodo de muestreo se rebasó el límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos (1989).

Los fosfatos por lo general se mantuvieron en un rango de 0.05 mg/L - 0.3 mg/L. Los Criterios Ecológicos (1989) establecen un límite permisible de 0.1 mg/L de fosfatos para fuentes de abastecimiento de agua potable. La Presa Valle de Bravo presenta un exceso de este nutriente, ya que este límite no se cumplió en la mayoría de los meses (a excepción de octubre y noviembre 2016, diciembre y enero 2017). Los valores que excedieron este límite permisible se registraron en el periodo de lluvias (que pudo deberse al escurrimiento de fertilizantes utilizados en zonas áreas aledañas), y posterior al periodo de mezcla.

En cuanto a los sólidos del agua (totales, suspendidos y disueltos), los valores más altos también se registraron en la época de lluvias, lo que se puede atribuir a la escorrentía. A pesar de esto, todos los valores registrados se encontraron por debajo de los límites permisibles que establecen los Criterios Ecológicos (1989).

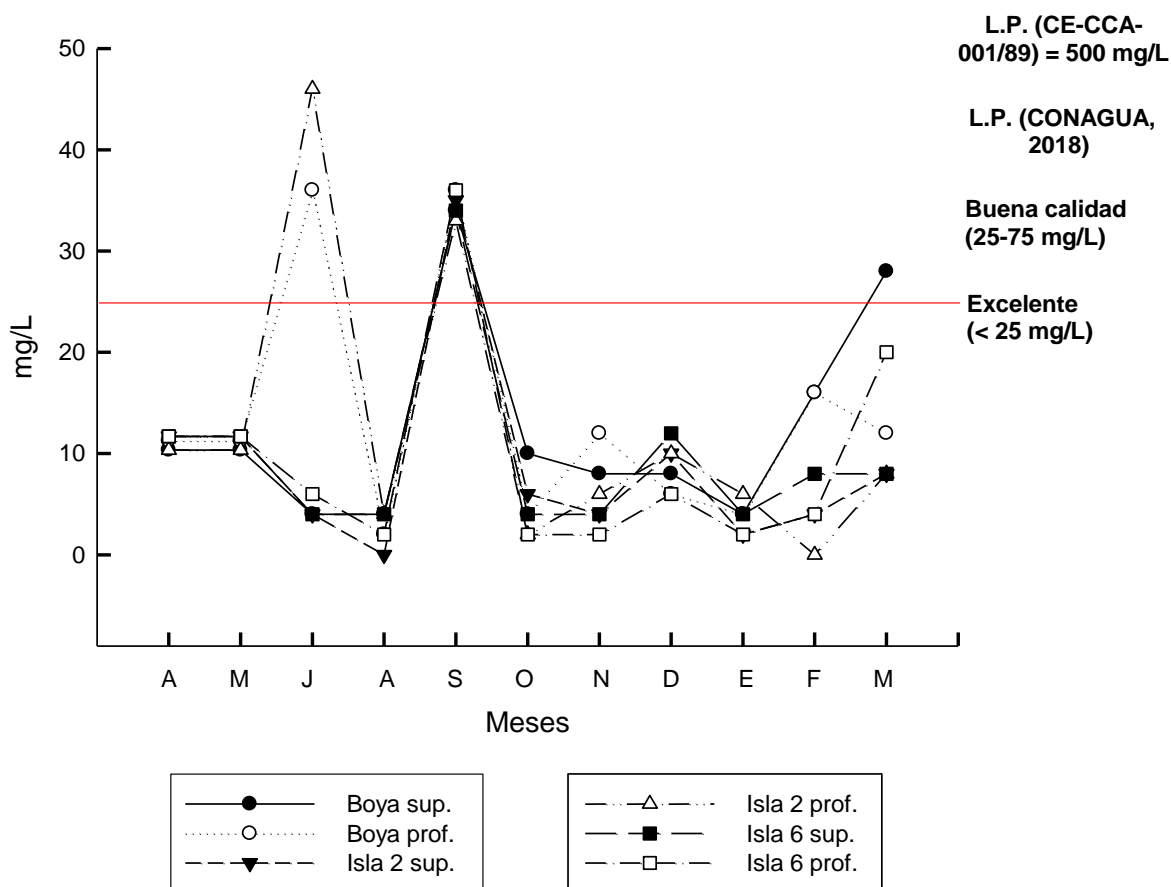
Gráfica 15. Sólidos totales



Gráfica 15. Sólidos totales de marzo 2016 a marzo 2017. Todos los valores registrados se encontraron por debajo del límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos (1989).

Los sólidos totales (ST) por lo general se encontraron entre 65-150 mg/L. Los valores más bajos se presentaron en enero, febrero y marzo (2017) (84.6, 84 y 84.6 mg/L en promedio, respectivamente), mientras que los valores más altos registrados se presentaron en julio (170 mg/L en promedio) y septiembre (2016) (234 mg/L en la Isla 2 profundidad). Todos los valores que se registraron se encuentran por debajo del límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos (1989), que establece un máximo de 1000 mg/L de ST.

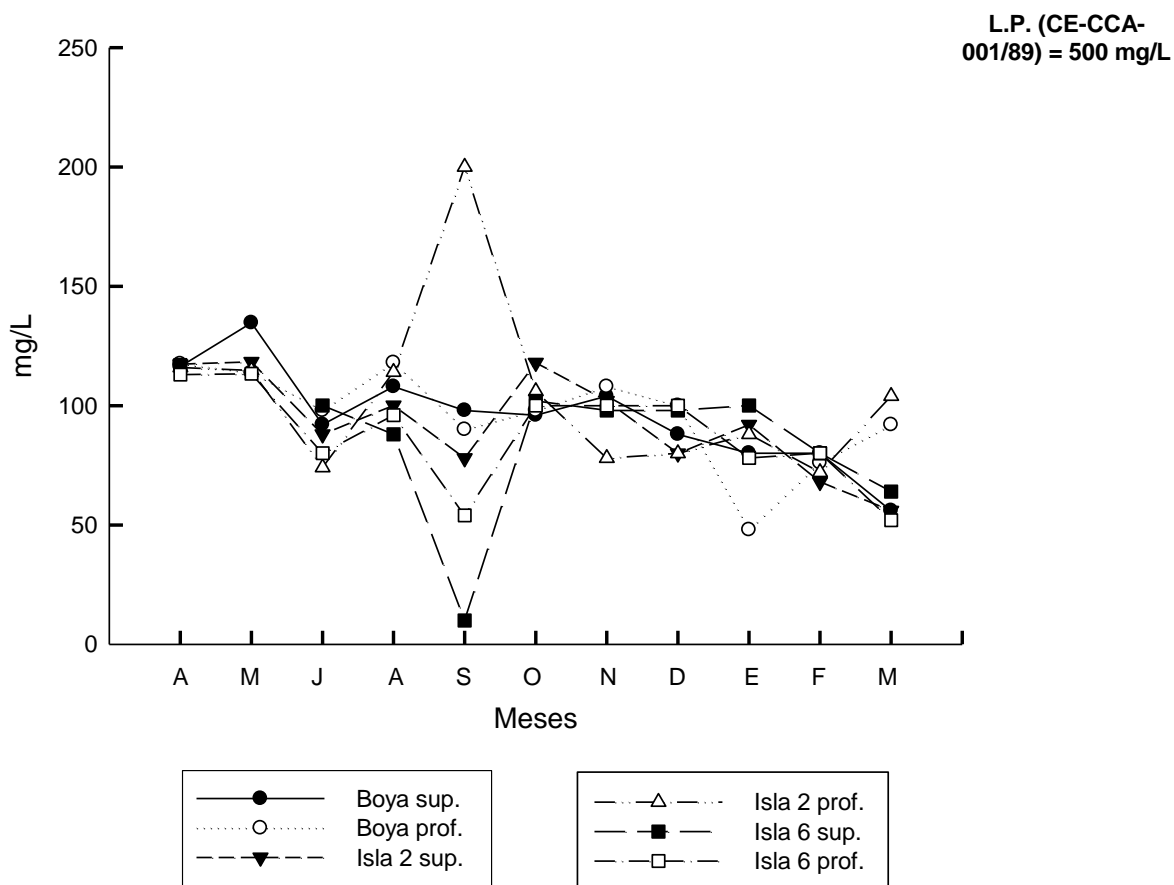
Gráfica 16. Sólidos suspendidos



Gráfica 16. Sólidos suspendidos de marzo 2016 a marzo 2017. La mayor parte de los valores indican una excelente calidad del agua de acuerdo a los criterios establecidos por CONAGUA (2018).

Los sólidos suspendidos (SS) se mantuvieron por debajo de 30 mg/L a lo largo del muestreo, excepto en julio (36 mg/L en la Boya superficial y 46 mg/L en la Isla 2 profundidad) y septiembre (34.6 mg/L en promedio). De acuerdo a la CONAGUA (2018), la mayoría de los valores que se registraron se clasifican como excelentes (SS <25 mg/L), y los valores de julio y septiembre (2016) indican buena calidad (25-75 mg/L). De igual manera, los valores registrados se encuentran por debajo del límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos en 1989 (500 mg/L de SS).

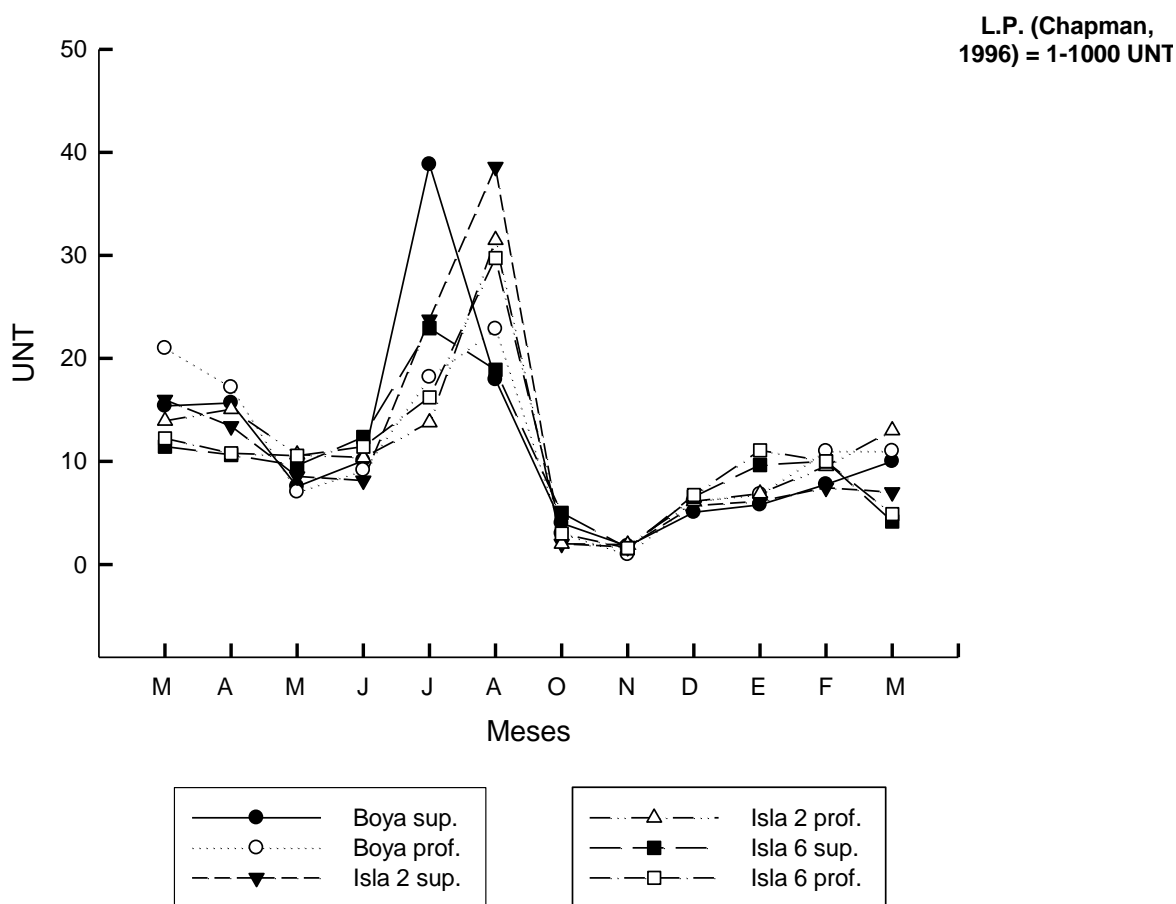
Gráfica 17. Sólidos disueltos



Gráfica 17. Sólidos disueltos de marzo 2016 a marzo 2017. Los valores que se registraron se encuentran por debajo del límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos (1989).

Los sólidos disueltos (SD) se encontraron en un rango de 50-150 mg/L durante todo el muestreo, a excepción de septiembre, mes donde se registró el valor de SD más bajo (10 mg/L en la Isla 6 superficial) y más alto (200 mg/L en la Isla 2 profundidad). Durante todo el muestreo los sólidos disueltos se encontraron por debajo del límite permisible establecido por los Criterios Ecológicos en 1989 (500 mg/L de SD).

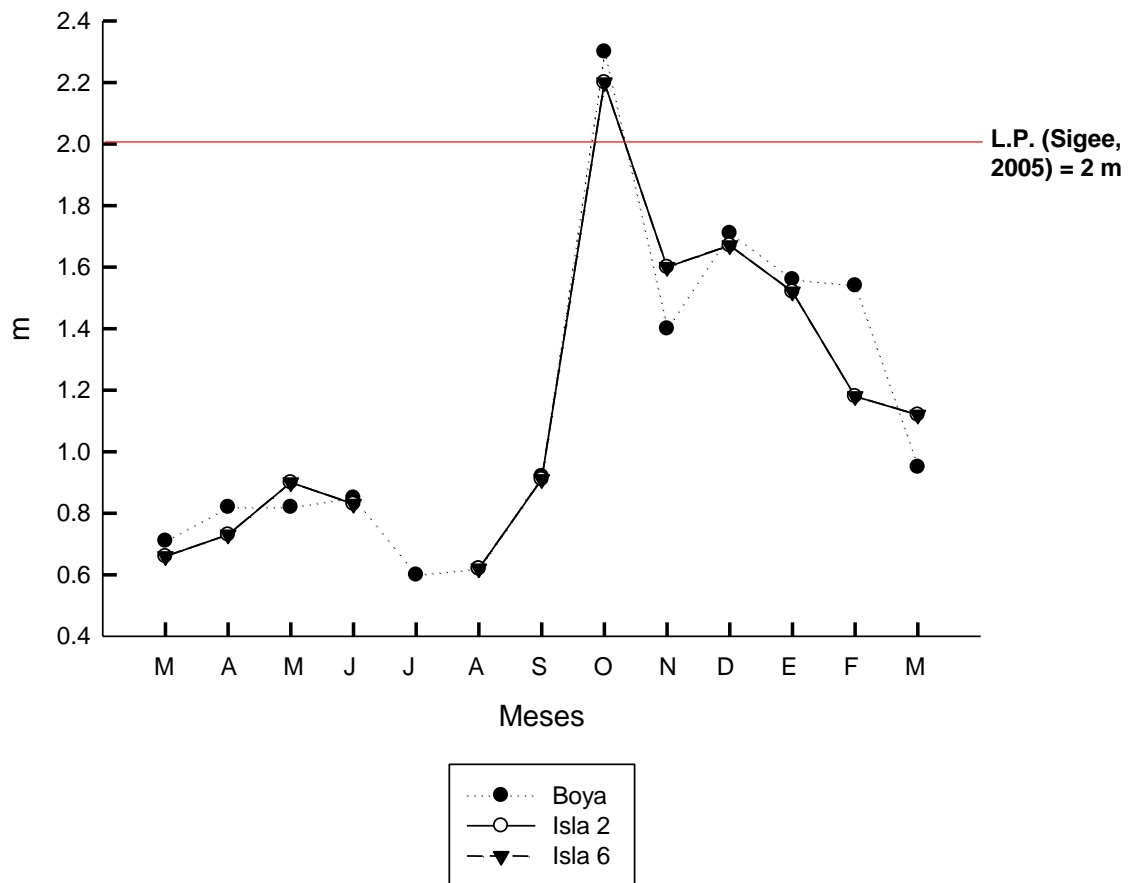
Gráfica 18. Turbiedad total



**Gráfica 18. Turbiedad total de marzo 2016 a marzo 2017. Se observó un aumento en verano, aunque todos los valores registrados se encontraron dentro del rango idóneo establecido por Chapman (1996).**

La turbiedad en todos los meses de muestreo generalmente se encontró por debajo de 30 UNT (Unidades Nefelométricas de Turbidez). Los valores más bajos se observaron en octubre y noviembre (3.16 y 1.585 UNT, respectivamente), mientras que los más altos se presentaron en junio, julio y agosto (10.25, 22.28 y 26.58 UNT, respectivamente), lo cual pudo deberse a un aumento de fitoplancton en estos meses. De acuerdo a Chapman (1996), los valores de turbiedad que se presentaron en este estudio se encuentran dentro de un rango aceptable (1-1000 UNT).

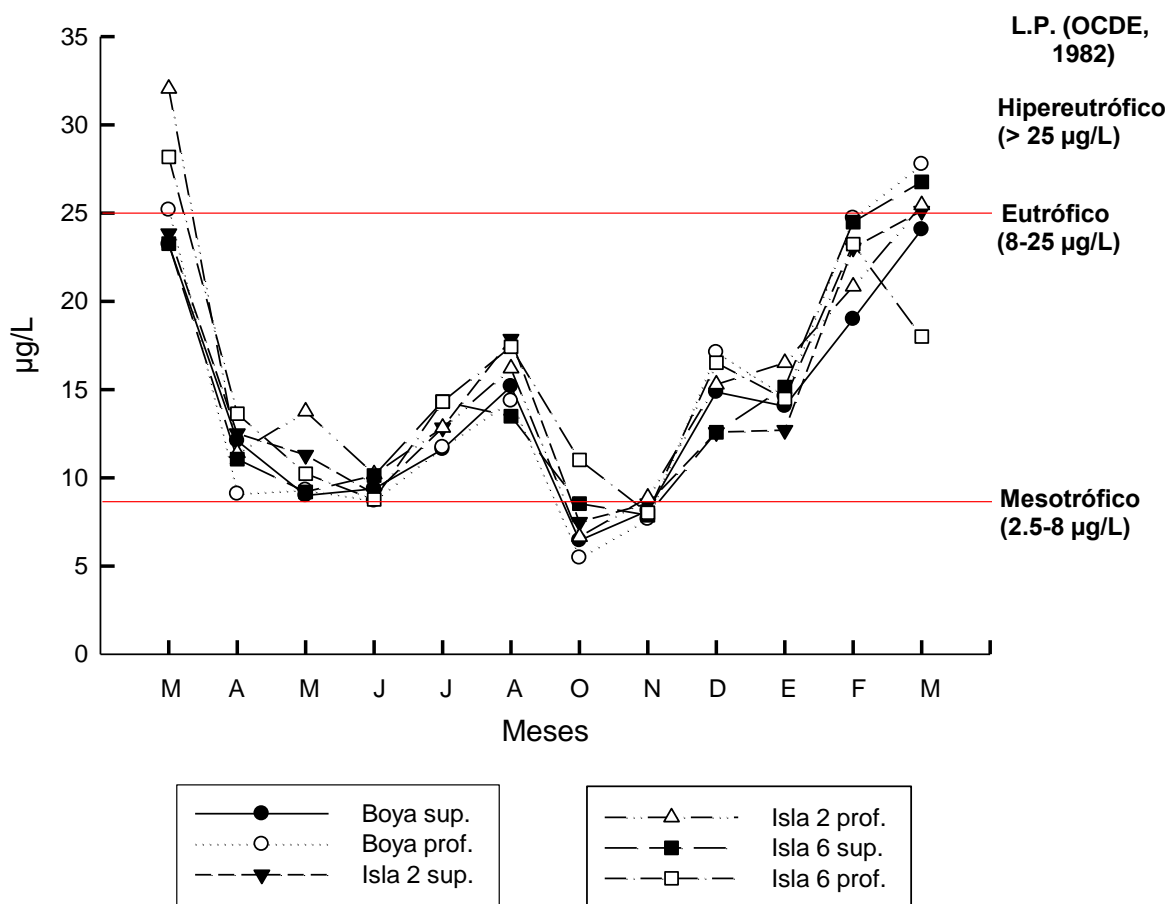
Gráfica 19. Transparencia con Disco de Secchi



Gráfica 19. Transparencia con Disco de Secchi de marzo 2016 a marzo 2017. Los valores más bajos se registraron en época de lluvias y los más altos en secas. La mayor parte de los valores, de acuerdo a Sigeo (2005), indican condiciones eutróficas.

La transparencia con Disco de Secchi se mantuvo por debajo de 1 m durante los primeros seis meses de muestreo, pero se observó un aumento en octubre (mes donde alcanzó el valor más alto, por encima de los 2 m). Posteriormente se presentó una disminución gradual hasta el final del muestreo. Los valores más altos se registraron en época de secas y los más bajos se registraron en época de lluvias (periodo en el cual se presentó un aumento de cianobacterias, lo que pudo haber disminuido la transparencia). La mayor parte de los valores registrados se encuentran por debajo de los 2 m, lo cual de acuerdo a Sigeo (2005) indica condiciones eutróficas.

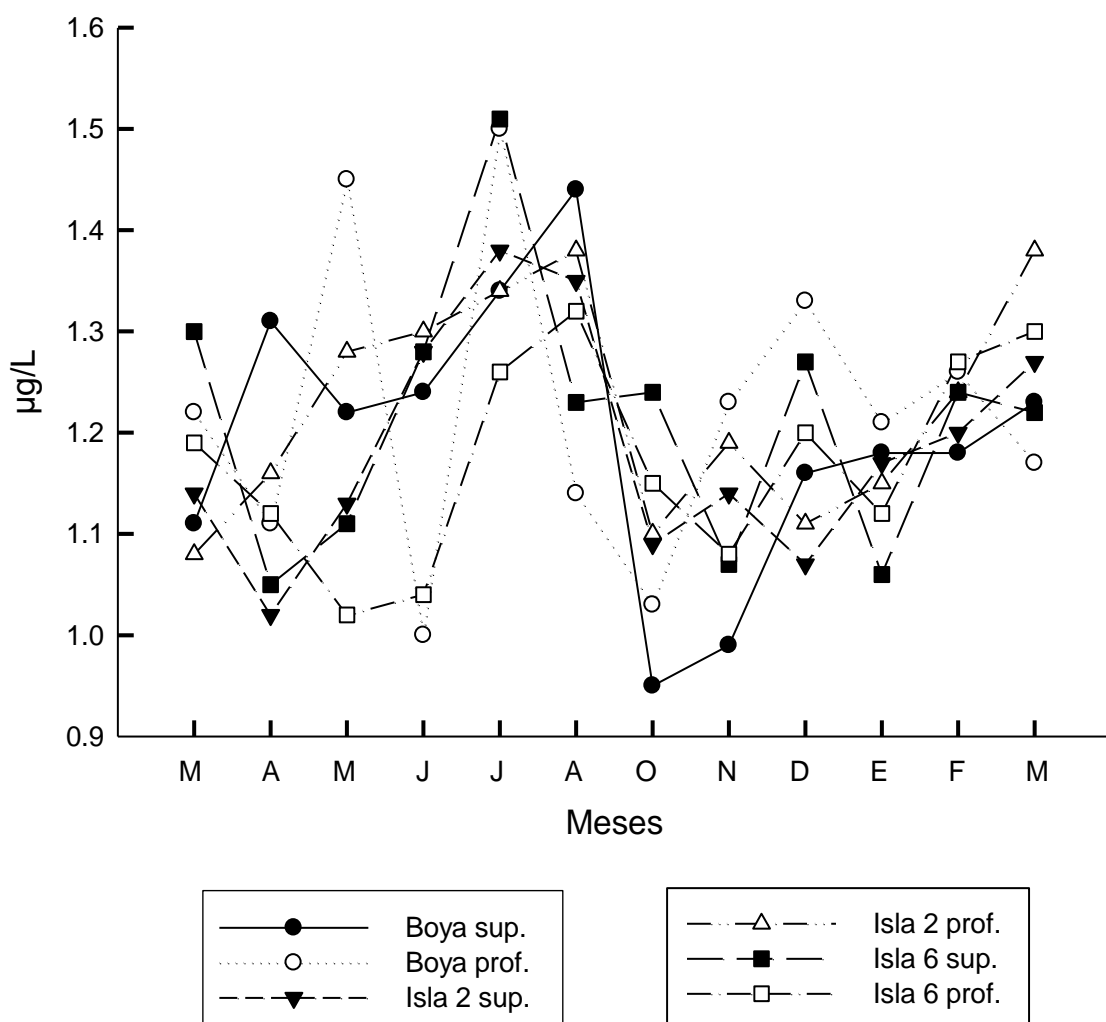
Gráfica 20. Clorofila *a-in vivo* total



Gráfica 20. Clorofila *a-in vivo* total de marzo 2016 a marzo 2017. De acuerdo a los criterios de la OCDE (1982), los valores de clorofila en su mayoría indican condiciones eutróficas.

La clorofila *a-in vivo* generalmente se encontró en un rango de 8 a 25 µg/L durante todo el periodo de estudio. Se observaron tres picos de abundancia, dos en la época de secas (en marzo 2016 y 2017) y uno en la época de lluvias (en agosto 2016), debido a blooms de fitoplancton que se presentaron en estos meses. De acuerdo a la OCDE (1982), la mayor parte de los valores registrados de clorofila indican que la Presa Valle de Bravo se encuentra en estado eutrófico (8-25 µg/L). Sin embargo, en octubre la presa se clasifica como mesotrófica (2.5-8 µg/L), mientras que los valores registrados en algunos sitios durante marzo 2016 y 2017 indican condiciones hipereutróficas.

Gráfica 21. Ficocianina total

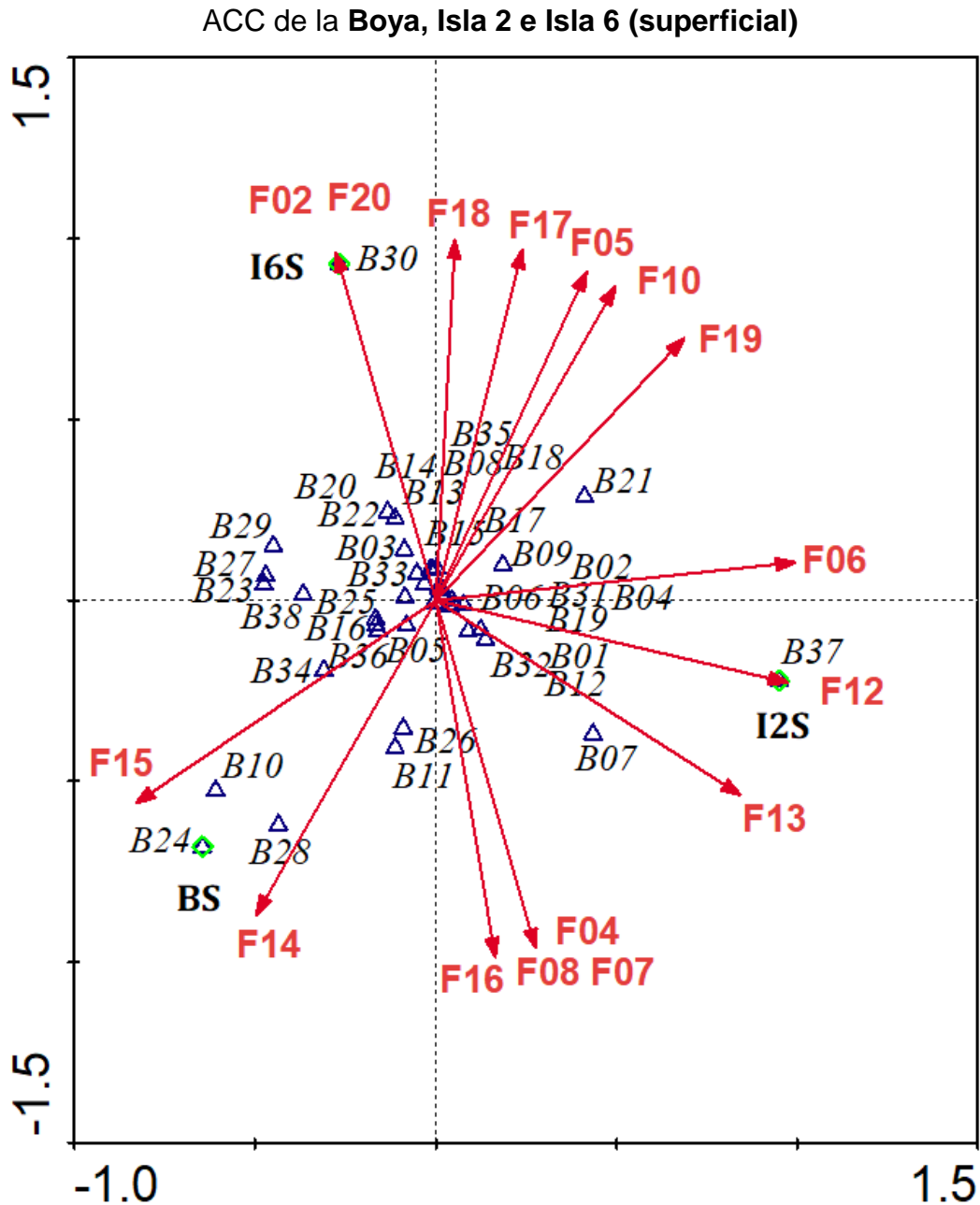


Gráfica 21. Ficocianina total de marzo 2016 a marzo 2017. Se observa que los valores más altos se registraron en la época de lluvias.

Los valores de ficocianina oscilaron en un rango de 5-30 µg/L a lo largo del año. Los valores más altos se presentaron en julio y agosto (2016), febrero y marzo (2017) (1.39, 1.31, 2.23 y 1.26 µg/L en promedio, respectivamente). Aunque los valores de ficocianina no fueron muy homogéneos, los picos de concentración de ficocianina que se presentaron corresponden a un aumento de cianobacterias, principalmente en los meses de lluvias.



Finalmente, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los sitios de muestreo superficiales y a profundidad, con el fin de determinar la relación entre los parámetros fisicoquímicos y la composición y abundancia del fitoplancton en los distintos sitios.

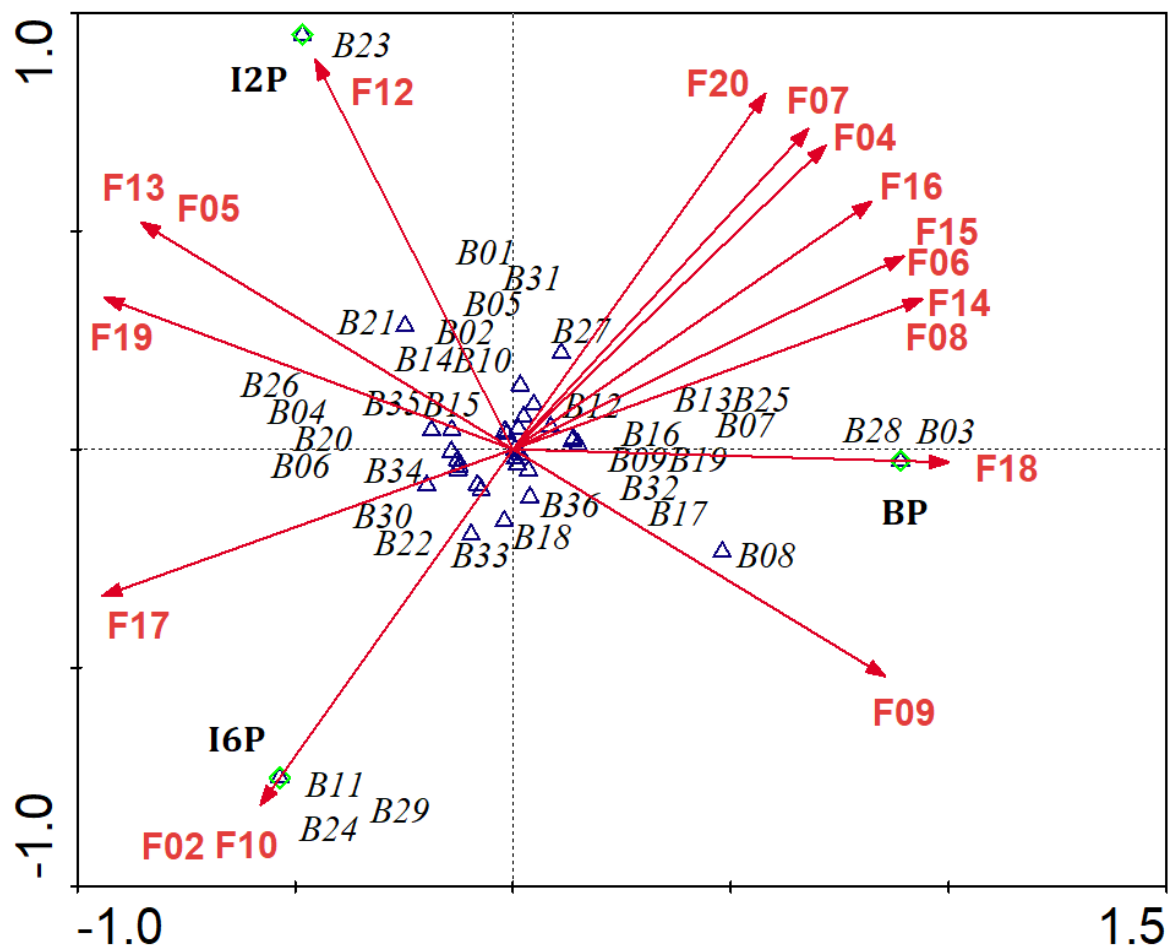


**Figura 6. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los sitios Boya, Isla 2 e Isla 6 superficiales. Especies:** B01= *Anabaena* sp. 1, B02= *Anabaena* sp. 2, B03= *Aphanizomenon* sp., B04= *Asterionella* sp., B05= *A. granulata*, B06= *Ceratium* sp., B07= *Ceratium* sp. 2, B08= *Chroococcus* sp., B09= *Cryptomonas* sp., B10= *Cymbella* sp., B11= *Euglena* sp., B12= *F. crotonensis*, B13= *L. birgei*, B14= *Merismopedia* sp., B15= *Microcystis* sp. 1, B16= *Microcystis* sp. 2, B17= *M. aeruginosa*, B18= *M. wesenbergii*, B19= *M. arcuatum*, B20= *M. contortum*, B21= *M. griffi*, B22= *Monoraphidium* sp. 1, B23= *Monoraphidium* sp. 2, B24= *Nitzschia* sp., B25= *Oocystis*

sp., B26= *Oscillatoria* sp., B27= *Pediastrum* sp., B28= *P. simplex*, B29= *Peridinium* sp. 1, B30= *Peridinium* sp. 2, B31= *P. mucicola*, B32= *S. longiradiatum*, B33= *Synechococcus* sp., B34= *Trachelomonas* sp. 1, B35= *Trachelomonas* sp. 2, B36= *Trachelomonas* sp. 3, B37= *T. klebsii*, B38= *Woronichinia* sp.

**Parámetros fisicoquímicos:** F01= Profundidad (m), F02= Transparencia con Disco de Secchi (m), F03= Temperatura del agua (°C), F04= Conductividad (µS), F05= pH (unidades), F06= Oxígeno Disuelto (mg/L), F07= Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (%), F08= Turbiedad total (UNT), F09= Fosfatos (mg/L), F10= Nitratos (mg/L), F11= Nitritos (mg/L), F12= Amonio (mg/L), F13= Amoniaco (mg/L), F14= Sólidos Totales (mg/L), F15= Sólidos Suspendidos (mg/L), F16= Sólidos Disueltos (mg/L), F17= DBO<sub>5</sub> (mg/L), F18= DQO (mg/L), F19= Clorofila-a in vivo Total (µg/L), F20= Ficocianina Total (µg/L).

### ACC de la **Boya**, Isla 2 e Isla 6 (profundidad)



**Figura 7. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los sitios Boya, Isla 2 e Isla 6 a profundidad. Especies:** B01= *Anabaena* sp. 1, B02= *Anabaena* sp. 2, B03= *Anabaena* sp. 3, B04= *Aphanizomenon* sp., B05= *Asterionella* sp., B06= *A. granulata*, B07= *Ceratium* sp., B08= *Ceratium* sp. 2, B09= *Chroococcus* sp., B10= *Cryptomonas* sp., B11= *Cymbella* sp., B12= *Euglena* sp., B13= *F. crotonensis*, B14= *L. birgei*, B15= *Merismopedia* sp., B16= *Microcystis* sp. 1, B17= *Microcystis* sp. 2, B18= *M. aeruginosa*, B19= *M. wesenbergii*, B20= *M. arcuatum*, B21= *M. contortum*, B22= *Monoraphidium* sp. 1, B23= *Monoraphidium* sp. 2, B24= *Nitzschia* sp., B25= *Oocystis* sp., B26= *Oscillatoria* sp., B27= *Pediastrum* sp., B28= *P. simplex*, B29= *Peridinium* sp. 1, B30= *P. mucicola*, B31= *S. longiradiatum*, B32= *Synechococcus* sp., B33= *Trachelomonas* sp. 1, B34= *Trachelomonas* sp. 2, B35= *Trachelomonas* sp. 3, B36= *Woronichinia* sp.

**Parámetros fisicoquímicos:** F01= Profundidad (m), F02= Transparencia con Disco de Secchi (m), F03= Temperatura del agua (°C), F04= Conductividad ( $\mu$ S), F05= pH (unidades), F06= Oxígeno Disuelto (mg/L), F07= Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (%), F08= Turbiedad total (UNT), F09= Fosfatos (mg/L), F10= Nitratos (mg/L), F11= Nitritos (mg/L), F12= Amonio (mg/L), F13= Amoniac (mg/L), F14= Sólidos Totales (mg/L), F15= Sólidos Suspendidos (mg/L), F16= Sólidos Disueltos (mg/L), F17= DBO<sub>5</sub> (mg/L), F18= DQO (mg/L), F19= Clorofila-a in vivo Total ( $\mu$ g/L), F20= Ficocianina Total ( $\mu$ g/L).

## 7. DISCUSIÓN

### Riqueza y abundancia del fitoplancton

En este estudio se encontraron 7 divisiones, 9 clases, 16 órdenes, 22 familias, 24 géneros y 39 especies. En las tablas 2, 3 y 4 se observa la riqueza y abundancia del fitoplancton de la Boya superficial y profundidad (Tabla 2), Isla 2 sup. y prof. (Tabla 3) e Isla 6 sup. y prof. (Tabla 4) a lo largo del periodo de muestreo (marzo 2016 – marzo 2017). Los organismos que alcanzaron valores de abundancia más alta durante este estudio en todos los sitios fueron *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Synechococcus* sp., *Chroococcus* sp. y *Fragilaria crotonensis*. Gaytán *et al.* en el 2011 realizaron un estudio en la Presa Valle de Bravo y reportaron que *Microcystis* spp., *Anabaena* spp. y *F. crotonensis* también fueron algunas de las especies que alcanzaron densidades más altas. Además, otras especies de fitoplancton encontradas también han sido reportadas previamente en Valle de Bravo, como *Lyngbya birgei*, *Aphanizomenon* sp., *Staurastrum* sp., *Aulacoseira granulata*, *Merismopedia* sp. y *Woronichinia* sp. (Nandini *et al.*, 2008; Valeriano-Riveros *et al.*, 2014).

La variación estacional de la estructura de la comunidad de fitoplancton se ve influenciada por la dinámica de la circulación del agua, que varía en función de la temporada de secas y lluvias en aguas tropicales (Marinho *et al.*, 2002). En la Presa Valle de Bravo, las especies que alcanzaron valores de abundancia más altos durante la época de lluvias (que comprende los meses de abril a septiembre) en todos los sitios fueron *Anabaena* spp., *Microcystis* spp. y *M. wesenbergii*. Las especies que dominaron en esta época son cianobacterias.

Merino-Ibarra *et al.* en el 2008 mencionan que la limitación de nitrógeno en el epilimnion que ocurre durante la estratificación puede ser una condición adversa para muchas especies de fitoplancton, pero puede favorecer el crecimiento de cianobacterias fijadoras de nitrógeno, debido a su capacidad para fijar N<sub>2</sub> gracias a los heterocistos (en el caso de *Anabaena* spp.). Esto puede explicar el aumento de cianobacterias en esta época en la Presa Valle de Bravo, ya que Gaytán-Herrera *et al.* en el 2011 establecieron que, durante la estratificación, el epilimnion mostró proporciones de N:P más bajas, lo que indica que el nutriente limitante es

el nitrógeno, y concuerda con las concentraciones más bajas de nitratos y nitritos que se registraron en este periodo. Otra característica que pudo favorecer el éxito de las cianobacterias en esta época son las vesículas de gas que permiten colocarse en la zona más favorable de la columna de agua para captar más luz como en el caso de *Anabaena* spp. y *Microcystis* spp. (Dokulil, 2000), y así desplazar al resto del fitoplancton (ya que durante esta época se presentaron los valores altos de turbiedad y bajos de transparencia con Disco de Secchi, que pudieron ser desfavorables para las demás especies).

En esta época también se presentaron en el embalse temperaturas y valores de pH más altos. Mur *et al.* (1999) y Komárek (2003) mencionan que valores elevados de estos parámetros son un factor ambiental importante para el desarrollo de las cianobacterias. Esto puede deberse a que la mayoría de estas contienen la enzima anhidrasa carbónica, por lo que cuando se presentan valores de pH altos (donde la forma más abundante de carbono inorgánico es bicarbonato;  $\text{HCO}_3$ ), estas pueden recurrir al  $\text{HCO}_3$  como fuente alternativa de carbono inorgánico. Además, cuando se desarrollan especies de cianobacterias de gran tamaño (p. ej. las colonias de *Microcystis*), la capacidad de controlarlas por depredación es baja debido a que generalmente superan el rango máximo de partícula que el zooplancton puede manipular, o bien pueden llegar a atascar su aparato filtrador y reducir la eficiencia de filtración (UNESCO, 2009).

*Anabaena* es un género común en el plancton, y la mayoría de las especies son planctónicas, pueden formar densos blooms y generalmente se encuentra en aguas meso a eutróficas, mientras que el género *Microcystis* es uno de los más ampliamente reportados, y típicamente genera florecimientos en primavera que pueden persistir a lo largo del verano en cuerpos de agua eutróficos (Wehr y Sheath, 2003), como se observó en Valle de Bravo. Ambos géneros presentan vesículas de gas que les permiten posicionarse en la columna de agua. Las cianobacterias que presentan estas vesículas son comunes en lagos desde moderadamente productivos hasta hipertróficos (Wehr y Sheath, 2003).

Por otro lado, durante la época de secas (que comprende de octubre a marzo) las especies que alcanzaron valores de abundancia más altos en todos los sitios

fueron *Fragilaria crotonensis*, *Chroococcus* sp. y *Synechococcus* sp. *Pseudanabaena mucicola* se registró tanto en época de secas como época de lluvias. Además, durante esta época también hubo especies que presentaron abundancia alta, solos durante algunos meses, pero después su abundancia se redujo a muy baja o nula, como en los casos de *Asterionella* sp., *Merismopedia* sp., *Woronichinia* sp., *Monoraphidium arcuatum* y *M. contortum*.

*F. crotonensis* es una diatomea cosmopolita, con tendencia alcalófila, y que puede ser indicadora de condiciones eutróficas (Oliva-Martínez *et al.*, 2005). En la Presa Valle de Bravo se observó que esta diatomea tendió a ser más abundante conforme se presentaba un aumento de pH (de diciembre a marzo), lo que coincide con lo mencionado por otros autores. Esta especie fue más abundante a partir de diciembre, y pudo deberse a que en este mes se mezcla completamente la columna de agua. Hartig en 1987 menciona que las diatomeas son más susceptibles al hundimiento debido a que poseen grandes cantidades de sílice (sustancia muy pesada), provocando su hundimiento en aguas que permanecen estáticas (excluyéndolas de la zona fótica), por lo que se ven favorecidas en el periodo de mezcla, o bien, por la resuspensión de esporas de resistencia durante los eventos de mezcla y que pueden germinar al haber condiciones favorables. Además, menciona que la abundancia de *F. crotonensis* aumenta al haber valores de turbiedad bajos, debido a que permite mayor captación de luz. Esto concuerda con lo observado en Valle de Bravo, ya que en estos meses se registraron valores de turbiedad muy bajos (6-11 UNT). *Asterionella* es una diatomea que también se encuentra en aguas eutróficas (Bellinger y Sigee, 2010). Algunos autores han mencionado que el aumento dramático de *F. crotonensis* y *Asterionella formosa* en lagos puede ser respuesta al desarrollo urbano, la agricultura y la industria (Wehr y Sheath, 2003; Saros *et al.*, 2005).

Se ha reportado que cianobacterias como *Synechococcus* sp., *P. mucicola*, *Merismopedia* sp., *Woronichinia* sp., así como la clorofita *Monoraphidium* sp., son organismos comunes en el fitoplancton, y tienden a desarrollarse en ambientes mesotróficos y eutróficos (Bellinger y Sigee, 2010; Partensky *et al.*, 1999; UNESCO, 2009; MAPA, 2012, Guamán y González, 2016), lo que concuerda con el estado trófico de la presa Valle de Bravo.

*Chroococcus* es un género que se encuentra ampliamente distribuido en cuerpos de agua dulce y que, a diferencia de otras cianobacterias, se puede encontrar en aguas con valores de pH bajos (Wehr y Sheath, 2003). En Valle de Bravo se registraron valores de pH más bajos durante la época de secas, por lo que este género, al ser más tolerante a estas condiciones, pudo presentar un aumento de abundancia en esta época.

En la época de secas se observó que las cianobacterias no fueron el grupo de fitoplancton dominante, ya que especies de otros grupos, como diatomeas (*F. crotonensis* y *Asterionella* sp.) o clorofíceas (*M. arcuatum* y *M. contortum*) también presentaron abundancias altas, lo que no ocurrió en la época de lluvias. Esto probablemente fue debido a que en esta época no se presentan condiciones favorables para la reproducción de cianobacterias (pH y temperaturas altas), por lo que otras especies se pudieron desarrollar con mayor facilidad. Otro factor puede ser el aumento de compuestos nitrogenados que ocurrió a partir de la mezcla total de Valle de Bravo (en diciembre), por lo que las diatomeas y clorofíceas se pudieron ver favorecidas por esta disponibilidad de nutrientes y alcanzar densidades celulares mayores. Valeriano-Riveros *et al.* (2014) mencionan que en Valle de Bravo, formas nitrogenadas como nitratos y nitritos usualmente presentan concentraciones bajas durante la estratificación, las cuales aumentan durante la mezcla (que coincide con la época de secas).

En la Gráfica 1 se muestra la composición del fitoplancton en los seis sitios de muestreo en el periodo de marzo 2016 a marzo 2017 en la Presa Valle de Bravo. Se encontraron siete divisiones algales: Bacillariophyta, Charophyta, Chlorophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria, Euglenozoa y Miozoa. Se puede observar que la división más abundante fue Cyanobacteria, seguido de Bacillariophyta y Chlorophyta. Esto concuerda con lo reportado por Valeriano-Riveros *et al.* en el 2014, quienes mencionan que en Valle de Bravo las cianobacterias alcanzaron las densidades celulares más altas, seguido de diatomeas y clorofitas, y que los flagelados (como criptofíceas, euglenofíceas y dinoflagelados) fueron menos abundantes.

La Isla 2 fue el sitio que registró los valores de abundancia anual de fitoplancton más bajos, ya que al comparar los datos con los de la Boya se observa que esta Isla logró reducir la abundancia total de fitoplancton de ~281,000 cél/mL en la Boya sup. a ~260,000 cél/mL en la Isla 2 sup., y de ~231,000 cél/mL en la Boya prof. a ~130,000 cél/mL en la Isla 2 prof. La disminución de la abundancia del fitoplancton en la Isla 6 fue menor que en la Isla 2, pero también se observaron valores por debajo de los registrados en la Boya (263,000 cél/mL en la Isla 6 sup., y 206 cél/mL en la Isla 6 prof.). Esta disminución pudo haber ocurrido debido a que las macrófitas pueden cubrir parcial o totalmente la superficie del cuerpo de agua, provocando el sombreamiento sobre cianobacterias y otras microalgas, lo que afecta su crecimiento y expansión. Además, la presencia de macrófitas es beneficiosa debido a su resistencia al desarrollo dominante de algas o cianobacterias (Ministerio de Salud, 2017).

En la Gráfica 2 se muestra la composición y abundancia promedio anual de cianobacterias en los seis sitios de muestreo. Las cianobacterias que alcanzaron mayor densidad celular durante el muestreo en todos los sitios fueron *Synechococcus* sp., *Anabaena* spp., *Chroococcus* sp., *P. mucicola* y *Microcystis* spp.

Bellinger y Sigee en el 2010 mencionan que la presencia de algas verde-azules es más típica de aguas eutróficas, por lo que se requiere mejorar la calidad del agua para reducir su presencia. Al hacer una comparación de la Boya (superficial y profundidad) con las Islas, se observa que la Isla 2 logró reducir la abundancia total de cianobacterias (de ~250,000 cél/mL en la Boya sup. a ~208,000 cél/mL en la Isla 2 sup., y de ~184,000 cél/mL en la Boya prof. a ~111,000 cél/mL en la Isla 2 prof.), mientras que la abundancia en la Isla 6 se mantuvo muy similar a la Boya.

Además de la disminución de abundancia general de cianobacterias en las Islas, también se observó que se presentaron diferencias en cuanto a la abundancia individual de algunas especies. En la Isla 2 superficial se observó una disminución de *Merismopedia* sp., en la Isla 2 profundidad de *Anabaena* spp., *P. mucicola*, *M. aeruginosa* y *M. wesenbergii*, y en ambas hubo una disminución de *Chroococcus*



sp., *Microcystis* spp. y *Synechococcus* sp. Esto pudo ser debido a que en la Isla 2 fue sembrada *Phragmites* sp., género cuya actividad alelopática fue estudiada por Chen *et al.* en el 2012, quienes observaron la disminución de *M. aeruginosa*, por lo que los compuestos alelopáticos de este género pueden tener una acción inhibitoria del crecimiento algal. En la Isla 6 profundidad se observó una ligera disminución de *Chroococcus* sp. y *M. wesenbergii*, y tanto en la Isla 6 sup. como prof. se observó disminución de *Anabaena* spp., y ligeramente de *Microcystis* spp. y *Synechococcus* sp.

En cuanto a la distribución, se pudo observar que aunque la mayoría de las especies que se identificaron en este estudio se encontraron en todos los sitios, se presentaron especies que sólo se encontraron en algunos de los sitios, como *Cymbella* sp. (en la Boya superficial, Isla 6 sup. y prof.), *Nitzschia* sp. (en la Boya sup. e Isla 6 prof.), *Monoraphidium griffi* (en la Isla 2 e Isla 6 sup.), *Pediastrum simplex* (en la Boya sup. y prof., e Isla 2 sup.), *Anabaena* sp. 3 (Boya prof.), *Trachelomonas klebsii* (Isla 2 sup.), *Peridinium* sp. 1 (Boya sup., Isla 6 sup. y prof.), y *Peridinium* sp. 2 (Isla 6 sup.) (Tabla 5). La Boya superficial y la Isla 6 superficial fueron los sitios donde se observó un mayor número de especies. Asimismo, se observó que los sitios de muestreo a profundidad registraron un menor número de especies que los sitios superficiales, lo que se puede atribuir a una disminución de la temperatura y la luz conforme aumenta la profundidad, limitando el desarrollo del fitoplancton.

### **Índice de diversidad**

Utilizando los datos de abundancia que se muestran en las tablas 5 y 6 se obtuvo el Índice de Shannon-Wiener (S-W) de cada sitio de muestreo superficial (Tabla 6) y a profundidad (Tabla 7). Este índice es uno de los más utilizados para cuantificar la biodiversidad específica, y refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Conceptualmente es una medida del grado de incertidumbre asociado a la selección de un individuo en la comunidad (Pla, 2006). Se puede observar que al comparar el Índice S-W en los sitios superficiales, el valor más bajo se obtuvo en la Boya (2.59), mientras que el más alto se obtuvo en la Isla 2 (2.82). En los sitios a profundidad se observó el mismo resultado, ya que el valor

más bajo también se obtuvo en la Boya (2.76) y el más alto en la Isla 2 (2.99). El Índice de S-W de la Isla 6 superficial (2.62) y profundidad (2.78) fue muy similar al obtenido en la Boya superficial y profundidad.

Pla (2006) menciona que en comunidades muy homogéneas donde existe una especie claramente dominante, el grado de incertidumbre (y, por lo tanto, el índice de S-W) será más bajo que si las especies fueran igualmente abundantes. Esto coincide con los índices obtenidos para los diferentes sitios de muestreo, ya que en la Boya sup. y prof. (donde se obtuvo un menor índice de S-W) también se observó una mayor abundancia de cianobacterias, mientras que en la Isla 2 (donde se obtuvo mayor índice de S-W) las cianobacterias fueron menos abundantes y se registró mayor presencia de otros grupos fitoplanctónicos (como diatomeas y clorofitas) (Gráficas 20 y 21), lo que explica por qué en la Isla 2 superficial y profundidad, a pesar de contar con el menor número de especies, se obtuvieron los mayores Índices de S-W. Además, Gaytán-Herrera *et al.* en el 2011 realizaron un estudio de la variación temporal del fitoplancton en la Presa Valle de Bravo y mencionan que los valores más bajos del índice de Shannon se obtuvieron cuando un taxón era dominante (como, por ejemplo, *Microcystis* spp.). En este estudio se observó que este género (así como otros géneros y especies de cianobacterias) se presentaron en mayor medida en la Boya (Gráfica 2), donde se obtuvieron los índices de S-W más bajos.

Ptacnik *et al.* en el 2008 estudiaron el efecto que tiene la diversidad sobre la eficiencia del uso de recursos y la composición de comunidades de fitoplancton. Establecieron que ambos son estabilizados por la diversidad, y que, cuando la diversidad de una comunidad disminuye, el uso de recursos puede fluctuar provocando ventanas temporales donde los recursos no son utilizados eficientemente. Estos periodos proporcionan un nicho disponible para que nuevas especies se establezcan en el sistema, aumentando el riesgo de invasión de especies o monopolización de recursos (como cuando se presentan florecimientos algales), lo cual se observó en la Boya (superficial y profundidad), donde las cianobacterias tendieron a ser más dominantes, desplazando a los demás grupos fitoplanctónicos.

La eutrofización provoca una alteración y deterioro general de la calidad del agua, lo que conlleva a la disminución de la biodiversidad (Ministerio de Salud, 2017). Sin embargo, se observó que las Islas (en especial la Isla 2, sembrada con *P. australis*) tuvieron un efecto positivo en cuanto a la diversidad, ya que lograron disminuir la abundancia y dominancia de las cianobacterias, así como permitir el desarrollo de otras especies de fitoplancton, por lo que se obtuvieron índices de S-W más altos.

### **Parámetros fisicoquímicos**

La temperatura es un parámetro muy importante para el estudio de la calidad de un cuerpo de agua, ya que afecta los procesos físicos (volatilización, solubilidad de sales y gases como el oxígeno, estratificación de estanques), los procesos químicos (pH, equilibrio de ionización o concentración de amoníaco, velocidades de reacción) y los procesos biológicos (tasa metabólica, descomposición de materia orgánica) (Pérez-Castillo *et al.*, 2006). En este estudio la temperatura ambiental se encontró entre 15°C (en febrero) y 29°C (en abril) (Gráfica 3). La temperatura del agua se mantuvo más estable, entre aproximadamente 20-24°C. Los valores de temperatura más bajos se presentaron en la época de secas, mientras que los más altos se presentaron en la época de lluvias. Monroy (2004) menciona que, por su posición y altitud, la presa Valle de Bravo se comporta como un cuerpo de agua tropical monomítico cálido, donde la temperatura promedio es de 20°C, con una mínima de 17.7°C y máxima de 23.4°C

Así mismo, el pH registró los valores más altos en la época de lluvias (Gráfica 4). Los valores de pH se encontraron en un rango de 6-10, pero en general fueron alcalinos a lo largo del periodo de muestreo. Este es un rango de pH similar al reportado por Gaytán-Herrera *et al.* en el 2011, quienes mencionan que en la Presa Valle de Bravo este parámetro osciló entre valores neutrales (7 - 7.2) a alcalinos (9.4). De acuerdo con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (Centro de Calidad Ambiental, 1989) el límite permisible (LP) de pH para cuerpos de agua utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable es 5-9. En la gráfica se puede observar que ningún valor está debajo del LP, sin embargo, en abril, mayo, junio, julio 2016 y marzo 2017 hay valores que ligeramente rebasan el límite permisible. Esto podría deberse a que estos meses presentaron

temperaturas más altas que los demás, lo que puede favorecer el crecimiento de fitoplancton y, por lo tanto, aumentar la actividad fotosintética. Lampert *et al.* en el 2007 mencionan que altas tasas de fotosíntesis pueden elevar el pH hasta valores de 9 debido a la remoción de dióxido de carbono. Gaytán-Herrera *et al.* (2011) también reportaron que en Valle de Bravo, valores altos y bajos de pH se asociaron con aumentos y decrementos de abundancia de fitoplancton.

La conductividad eléctrica es la medida de la capacidad del agua para conducir la electricidad, y es transportada por los iones en solución (Delgadillo *et al.*, 2010). En la Gráfica 5 se observa que, en este estudio, la mayoría de los meses presentaron valores entre 130 y 170  $\mu\text{S}$ . Los valores normales de conductividad en los cuerpos de agua están entre 30 y 60  $\mu\text{S}$ , y valores por encima de este rango (como los registrados en este estudio) indican eutrofia o alta producción (Roldán *et al.*, 2008). Sin embargo, la conductividad promedio del agua potable en Estados Unidos varía entre 50 y 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y la de México de 300 a 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Juárez, 2001), por lo que los valores de conductividad que se obtuvieron en este estudio se encuentran dentro de un rango aceptable para agua potable. En julio 2016 se presentaron valores muy bajos en la Boya superior y profundidad (97.9 y 88.7  $\mu\text{S}$ ), mientras que en febrero 2017 en todos los sitios se presentaron valores muy bajos de conductividad (98  $\mu\text{S}$ ). Esto podría deberse a que en estos meses hubo una disminución de temperatura: 22.78° C en julio (2016) y 15.74° C en febrero (2017). Los valores más altos de conductividad se presentaron en marzo 2016 y marzo 2017 (153.8 y 181.6  $\mu\text{S}$  en promedio), meses donde aumentó la temperatura (27.66° C y 22.2° C respectivamente). La temperatura implica menor viscosidad del agua, aumentando así la facilidad de transporte iónico (López *et al.*, 2015), lo que explicaría el aumento de la conductividad en los meses cálidos y la disminución en los meses más fríos.

El oxígeno disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelta en el agua, y puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua con materia orgánica y en qué medida puede dar soporte a la vida vegetal y animal (Peña, 2007). Los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua establecen un mínimo de 4 mg/L de OD para cuerpos de agua utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable. En la Gráfica 6 se puede observar que la mayoría de los meses superan este

valor, a excepción de mayo (2016) (en la Isla 2 superficial y profundidad) y noviembre (2016) (en todos los sitios). Sin embargo, Chapman en 1996 menciona que la concentración de OD en aguas no contaminadas es usualmente cercana pero menor a 10 mg/L. Dicho valor sólo se superó en algunos sitios durante los meses de marzo y agosto (2016) y febrero (2017). En noviembre se presentó una disminución marcada del OD y porcentaje de saturación de oxígeno. Esto podría atribuirse al aumento de amoníaco y amonio en este mes, ya que Settle en 1990 menciona que los compuestos nitrogenados exigen cierta demanda de oxígeno, ya que el nitrógeno amoniacal se oxida a nitrito y finalmente a nitrato, consumiendo el oxígeno disuelto presente en el agua. Este parámetro presentó una relación directamente proporcional con el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua.

El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto se refiere al porcentaje máximo de oxígeno que puede disolverse en el agua a una presión y temperatura determinadas (Roldán *et al.*, 2008). En la Gráfica 7 se muestra el porcentaje de saturación de OD a lo largo del muestreo. Se puede observar que a partir de agosto (mes cuando se presentaron los valores más altos, 126.7% en promedio) el porcentaje de saturación de OD disminuyó a su valor más bajo registrado (20.8% en promedio, en noviembre), y posteriormente fue aumentando hasta marzo 2017. Olvera-Viascán *et al.* en 1998 establecen que la Presa Valle de Bravo es monomíctica cálida, con una estratificación en primavera-verano-otoño (marzo a noviembre). Durante este periodo, el hipolimnion presenta bajas cantidades de OD debido a la demanda que produce la materia orgánica presente en el sedimento de esta zona, y hay un aumento de P como resultado de la anoxia. Además, debido al periodo de mezcla que comienza en noviembre, el oxígeno es redistribuido en un volumen de agua más grande, lo que provoca un déficit de oxígeno, permaneciendo insaturada en el periodo de mezcla (Merino *et al.*, 2008), como se observó en la presa Valle de Bravo. En diciembre (mes cuando la columna de agua se mezcla completamente), los nutrientes liberados de la materia orgánica aumentan en el epilimnion, favoreciendo el desarrollo de grandes cantidades de fitoplancton (lo que concuerda con el aumento de clorofila a y ficocianina observados en este mes), provocando también el aumento de OD

y porcentaje de saturación de oxígeno gracias a una mayor actividad fotosintética (Olvera-Viascán *et al.*, 1998).

Por otro lado, la DBO y la DQO son parámetros muy importantes para la caracterización de la calidad del agua, así como de su grado de contaminación, ya que son indicadores de la cantidad de materia orgánica (e inorgánica, en el caso de la DQO) presente en los cuerpos de agua.

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para degradar biológicamente la materia orgánica del agua, y es un parámetro muy importante en el control de la contaminación del agua (Glynn *et al.*, 1999). En la Gráfica 8 se puede observar que, por lo general, los valores de DBO<sub>5</sub> a lo largo del estudio se mantuvieron por debajo de 6 mg/L. CONAGUA en el 2018 establece que valores de DBO entre 3-6 mg/L (como la mayoría de los reportados en este estudio) se clasifican como de buena calidad, y entre 6-30 mg/L como aceptables. Por otro lado, al comparar los valores de la Isla 2 y 6 con la Boya, se observa que los valores de las IFM tendieron a ser más altos a lo largo del muestreo, probablemente debido al exceso de materia orgánica provocado por las aves que anidan en éstas y que tiene que ser degradado, consumiendo cantidades de oxígeno más altas. A pesar de esto, se observa que ninguno de los valores de DBO<sub>5</sub> se encontró por encima del rango aceptable.

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es la cantidad de oxígeno necesario para oxidar químicamente las sustancias orgánicas y no orgánicas presentes (Glynn *et al.*, 1999). Durante la determinación de la DQO, la materia orgánica se convierte en dióxido de carbono y agua, sin importar qué tan asimilable biológicamente sea la sustancia. Como resultado, los valores de la DQO son mayores que los de la DBO<sub>5</sub> (Roldán *et al.*, 2008). En la Gráfica 9 se observa que la mayoría de los meses tuvieron una DQO de aproximadamente 50 mg/L. CONAGUA en el 2018 establece que valores por debajo de 10 mg/L (como en noviembre 2016) se clasifican como excelentes, entre 10-20 mg/L (como en marzo 2016) como de buena calidad, aunque la mayoría de los valores reportados en este estudio indican que el agua se encuentra contaminada (al presentarse en un rango entre 40-200 mg/L), y se establece que valores más

altos de DQO indican la presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales.

Un factor limitante para el desarrollo del fitoplancton (además de la luz) son los nutrientes (en especial nitrógeno y fósforo). En las aguas naturales el nitrógeno inorgánico se puede presentar en diversos estados de oxidación, como puede ser amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (Monroy, 2004). El amoníaco es una forma del nitrógeno resultante de la descomposición de materia nitrogenada orgánica e inorgánica en el suelo y agua, reducción del gas nitrógeno en el agua por los microorganismos e intercambio gaseoso con la atmósfera. (Chapman, 1996). En la Gráfica 10 se observa que los valores de amoníaco se encontraron por debajo de 0.35 mg/L durante todo el año, y los valores más altos se registraron en agosto y noviembre.

El amonio es la forma iónica del amoníaco, y en cuerpos de agua como pozos, ríos y lagos, esta forma es la más común (ATSDR, 2004). La Gráfica 11 muestra los valores de amonio a lo largo del muestreo, y se observa que este parámetro se comportó de una manera similar al amoníaco, ya que los valores más altos también se presentaron en agosto y noviembre. Dado que la presencia de amonio favorece la multiplicación microbiana, su detección en cantidad significativa en el agua se considera como indicio de probable contaminación reciente (De Miguel-Fernández, 2006).

Los nitritos representan una forma intermedia en el ciclo del nitrógeno, y pueden estar presentes en el agua como resultado de la degradación biológica de las proteínas, de la oxidación del  $\text{NH}_3$  o como resultado de la reducción microbiana o no de los nitratos (Marin *et al.*, 2003; De Miguel-Fernández, 2006). El límite permisible de acuerdo con los Criterios Ecológicos es 0.05 mg/L, y en la Gráfica 12 se puede observar que la mayoría de los valores se encuentran por debajo del límite establecido (a excepción de algunos sitios en los meses de marzo, abril, julio, noviembre y enero). De Miguel-Fernández también menciona que la presencia de nitritos debe considerarse como un indicio fundado de una posible contaminación reciente, debido a su inestabilidad.

Los nitratos son unas de las especies iónicas naturales que forman parte del ciclo del nitrógeno tanto en el suelo como en el agua, y generalmente son estables en el ambiente (ATSDR, 2015). De acuerdo con los Criterios Ecológicos, el límite permisible de nitratos para cuerpos de agua utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable es 5 mg/L. En la Gráfica 13 se puede observar que todos los valores registrados se encontraron por debajo del límite establecido. No obstante, se ha mencionado que valores superiores a 0.2 mg/L tienden a estimular el crecimiento de algas e indicar posible condición eutrófica (Chapman, 1996). Esto ocurrió en la mayor parte del periodo estudiado, y concuerda con la gran abundancia de fitoplancton que se encuentra en la Presa Valle de Bravo. Tanto los nitratos como los nitritos registraron concentraciones menores durante la estratificación de la columna de agua, y esto coincide con Gaytán-Herrera *et al.* (2011), quienes también detectaron concentraciones más bajas de estos nutrientes durante este periodo, y más altas en los meses posteriores a la mezcla.

Se observó que los valores más altos de DBO<sub>5</sub>, DQO, amoníaco, amonio, nitritos y nitratos se encontraron en la Isla 2 e Isla 6 (superficial y profundidad), lo que pudo ocurrir debido a los desechos producidos por las aves que suelen anidar en las Islas, ya que los desechos de animales son fuentes importantes de amoníaco (ATSDR, 2015). Además, las aves excretan nitrógeno en forma de ácido úrico, pero cuando sus excretas llegan al agua, este es convertido, en último término, en nitritos y nitratos, con un consumo de oxígeno (Roldán *et al.*, 2008). Sin embargo, una razón importante a la cual se puede atribuir este aumento de nutrientes y DBO es a los procesos biológicos de degradación de los compuestos nitrogenados orgánicos que ocurren en las raíces de las macrófitas, ya que se llevan a cabo procesos de amonificación y nitrificación, los cuales utilizan oxígeno y aumentan la concentración de amonio, nitritos y nitratos (Fernández *et al.*, 2000; Serrano *et al.*, 2004),

Además de las diferentes formas de nitrógeno, un nutriente de suma importancia en los cuerpos de agua es el fósforo. El ion fosfato (PO<sub>4</sub>) se forma a partir del fósforo inorgánico que existe como mineral, y puede servir como nutriente para el desarrollo de algas (Bolaños-Alfaro *et al.*, 2017). Puede provenir de fuentes naturales (depósitos y rocas fosfóricas que desprenden fósforo), puntuales (aguas



servidas domésticas e industriales) o no puntuales (asociadas con la escorrentía de áreas agrícolas y domésticas) (Severiche-Sierra y González-García, 2012). Los Criterios Ecológicos establecen un límite máximo permisible de 0.1 mg/L de fosfatos para fuentes de abastecimiento de agua potable, en la Gráfica 14 se observa que los valores registrados en varios meses se encontraron por encima de ese valor, a excepción de noviembre y diciembre (2016), y enero y marzo (2017). La concentración de fosfatos puede variar dependiendo de varios factores, pero sin duda el que más influye es la utilización de las tierras aledañas, siendo mayor la concentración de fosfatos cuando los terrenos se destinan a cultivos debido al uso de fertilizantes (Illana, 2014). Esto podría explicar los valores elevados de fosfato en la presa, ya que la SEDAGRO en el 2013 menciona que el 85% de la vocación productiva de Valle de Bravo es de tipo agrícola. En varios de los meses en los cuales hay un aumento de fosfatos, también se observó un aumento de la ficocianina, por lo que se puede inferir que las cianobacterias (las cuales poseen este pigmento) aprovechan la presencia de este nutriente en el medio.

Un parámetro muy importante para evaluar la calidad del agua es la cantidad de sólidos presentes (ya sean totales, suspendidos o disueltos), debido a que estos pueden afectar negativamente a la calidad del agua o su suministro. Las aguas con abundantes sólidos suelen ser de menor potabilidad y pueden inducir una reacción fisiológica desfavorable en el consumidor ocasional (Pérez *et al.*, 2013). Los sólidos totales son el material residual resultante en un recipiente luego de la evaporación de una muestra y su subsecuente secamiento en un horno a temperatura definida y constante; es decir, representan la suma de los sólidos disueltos y los no disueltos (Marin *et al.*, 2003). En la Gráfica 15 se observa que en julio hubo un aumento de ST en todos los sitios (170.33 mg/L en promedio), pero en los meses posteriores los sólidos generalmente se mantuvieron por debajo de los 120 mg/L, a excepción de septiembre en la Isla 2 profundidad, donde se registraron 234 mg/L. En todos los sitios de muestreo los valores de ST se encontraron dentro del rango aceptable para cuerpos de agua usados como fuente de abastecimiento de agua potable (1000 mg/L) de acuerdo con los Criterios ecológicos de calidad del agua, ya que todos los valores se encontraron debajo de los 250 mg/L.

Los sólidos suspendidos (SS) son el material que es retenido por un filtro estándar después de la filtración de una muestra de agua, mientras que los sólidos disueltos (SD) son el material que pasa a través de un filtro (de fibra de vidrio o millipore) y que quedan después de la evaporación y secado a peso constante a  $180 \pm 2^\circ\text{C}$  (Marin *et al.*, 2003). En la Gráfica 16 se observa que los SS en su mayoría se encontraron por debajo de los 30 mg/L (a excepción de julio, en la Boya profundidad y la Isla 2 profundidad, y septiembre en todos los sitios). Por otro lado, en la Gráfica 17 se observa que todos los valores de SD se mantuvieron por debajo de los 150 mg/L a lo largo del periodo de estudio (a excepción de septiembre en la Isla 2 profundidad). Los Criterios Ecológicos establecen para ambos parámetros un límite permisible de 500 mg/L, por lo que todos los valores registrados de SS y SD se consideran aceptables para cuerpos de agua utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable.

Los sólidos totales, suspendidos, disueltos, así como la cantidad de fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) presentaron valores más altos en la época de lluvias. Esto concuerda con Villanueva (2011), quien menciona que las mayores cargas de contaminantes por fuentes difusas, que son las que aportan más cantidad de fósforo y sólidos suspendidos a la Presa Valle de Bravo, se presentan en los meses de junio a septiembre, lo cual se le atribuye a que es el periodo de mayor precipitación pluvial durante todo el año. Asimismo, una mayor presencia de sólidos presentes puede provocar un aumento de la turbiedad del agua.

La turbiedad en el agua es causada por material suspendido orgánico o inorgánico como arcilla, arena, limos, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros organismos microscópicos (Marin *et al.*, 2003). Este parámetro en la mayoría de los meses de muestreo se encontró por debajo de las 20 UNT (Gráfica 18). Chapman en 1996 menciona que los valores normales en los que se debe encontrar la turbidez son de 1 a 1000 UNT, por lo que la turbidez se encuentra dentro del rango aceptable. Sin embargo, en julio y agosto se encontraron los valores más altos del muestreo (22.28 y 26.58 UNT en promedio, respectivamente). En estos meses también se presentó una mayor cantidad de sólidos suspendidos, aunque este aumento de turbiedad pudo haber sido influenciado principalmente por la presencia de fitoplancton, ya que en estos

meses se registraron valores muy altos de Cl-a total *in vivo* (indicando una mayor abundancia de algas), lo que puede provocar un incremento en la turbiedad del agua (Chapman, 1996). Además, se observó que la turbiedad mantuvo una relación inversa con la transparencia del Disco de Secchi.

La transparencia con Disco de Secchi es un estimado de la penetración de la luz en el agua, que es afectado principalmente por las partículas presentes (Brönmark *et al.*, 2005). En la Gráfica 19 se observa que al principio del estudio la transparencia fue muy baja, pero tuvo un aumento a partir de agosto hasta llegar a su máximo en el mes de octubre (por encima de los 2 m), y posteriormente fue disminuyendo gradualmente hasta el final del estudio. Los valores de transparencia más altos se presentaron durante la mezcla (noviembre a febrero), mientras que los valores más bajos se presentaron durante la estratificación (marzo a octubre), y concuerda con Valeriano-Riveros *et al.* (2014), quienes reportaron que en Valle de Bravo la transparencia con Disco de Secchi varió de ~1 m durante la estratificación, hasta 4 m durante la época de mezcla.

También se observó que este parámetro estuvo relacionado inversamente con la turbiedad total, clorofila-a y ficocianina total, ya que cuando la transparencia era mayor (como en octubre) se presentaron los valores más bajos de turbiedad total, clorofila-a y ficocianina total, mientras que en los meses en los cuales la transparencia fue menor (como julio y agosto) se registraron los valores más altos de dichos parámetros. Sigee en el 2005 menciona que valores del Disco de Secchi entre 0.1 y 2 m son indicativos de cuerpos de agua eutróficos. Debido a que en la mayoría de los meses los valores se encontraron dentro de este rango, el estado trófico de la Presa Valle de Bravo coincide con el reportado por Merino-Ibarra *et al.* (2008), quienes la clasificaron en un estado eutrófico. Asimismo, se observó que la transparencia con Disco de Secchi presentó una relación inversamente proporcional con parámetros como la clorofila-a y la ficocianina.

La clorofila-a es un pigmento presente en los organismos fotosintéticos y provee una medida indirecta de la biomasa algal y da un indicio del estado trófico del cuerpo de agua (Chapman, 1996). En la mayoría de los meses se presentaron valores de clorofila a por debajo de 20 µg/L (Gráfica 20). No obstante, en marzo y

agosto (2016), febrero y marzo (2017) hubo un aumento notable, ya que se presentaron valores de 25.96, 15.75, 22.55 y 24.53  $\mu\text{g/L}$  respectivamente, lo que nos indica que en dichos meses se presentó un aumento del fitoplancton. Asimismo, se observó una relación positiva entre la clorofila-a y la turbiedad total, lo que indica que el aumento de fitoplancton suspendido (estimado a partir de la clorofila-a) aumenta la turbiedad del agua, y viceversa. Lampert *et al.* en el 2007 mencionan que las algas eucariotas dependen de las formas nitrogenadas como los nitratos o el amonio. En agosto se observó un aumento de ambos compuestos, mientras que en diciembre (2016), enero y febrero (2017) aumentaron los nitratos. En estos meses también se registró un aumento del fitoplancton presente (y, por lo tanto, de clorofila-a), probablemente debido a una mayor disponibilidad de compuestos nitrogenados, lo que concuerda con Merino *et al.* (2008), quienes mencionan que la producción de fitoplancton en Valle de Bravo tiende a estar limitada por el nitrógeno la mayor parte del ciclo anual.

La ficocianina es un pigmento accesorio y una ficobiliproteína presente en las cianobacterias (Centeno-Ramos *et al.*, 2006). Este parámetro se encontró en un rango de 0.9-1.5  $\mu\text{g/L}$  durante el periodo de muestreo (Gráfica 21). Los valores más altos se presentaron en julio y agosto (2016), febrero y marzo (2017) (1.39, 1.31, 1.23 y 1.26  $\mu\text{g/L}$  en promedio, respectivamente), lo cual pudo deberse a que estos fueron los meses en los cuales se presentaron temperaturas más altas. Mur *et al.* en 1999 mencionan que la temperatura óptima de crecimiento de las cianobacterias es mayor que la de algas verdes y diatomeas, por lo que las cianobacterias pudieron verse favorecidas en estos meses y, por lo tanto, se encontraron valores más altos de ficocianina. En la gráfica también se observa que la ficocianina tuvo un comportamiento distinto en todos los sitios de muestreo.

### **Análisis estadístico de los datos (ANOVA y CANOCO)**

Con base en la prueba de ANOVA que se realizó se determinó que la diferencia que se observa en los sitios de muestreo en cuanto a las especies presentes no es significativa. Por otro lado, al calcular los porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados (Anexo 2), se logró observar que se presentaron diferencias entre los sitios, ya que en la Isla 2 superficial se observó la reducción de los fosfatos (11.09%), Turbiedad total (1.10%), Ficocianina Total (0.83%), ST (5.85%), SS (29.48%) y SD (3.36%); en cuanto a la Isla 2 profundidad, se redujeron los fosfatos (6.81%) y SS (9.83%). La Isla 6 superficial presentó un aumento en la transparencia del Disco de Secchi (6.64%) y una disminución de la Turbiedad total (12.19%), SS (22.9%) y SD (10.48%); mientras que en la Isla 6 profundidad, se presentó una reducción de fosfatos (3.25%), Turbiedad total (4.56%), Ficocianina Total (3.92%), SS (31.3%) y SD (8.78%). Aun cuando estos porcentajes de remoción son menores a los reportados por diversos autores (Rojas *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2012), se observa una tendencia en ese sentido.

Estos porcentajes de remoción no pudieron medirse de manera exacta, ya que, al ser sistemas abiertos, no se pueden controlar adecuadamente todos los factores que influyen en estos sistemas de humedales flotantes. Además, la variación de eficiencias de remoción reportada en los estudios puede estar influenciada por diferencias en el tipo y densidad de la vegetación, los tiempos de retención y de carga, temperatura, diseño y tamaño de cada sistema (Zhang *et al.*, 2008). El anidamiento de las aves en las Islas también fue un factor que afectó la disminución de varios de los parámetros evaluados, como es el caso de la DBO<sub>5</sub>, DQO y nutrientes, ya que sus desechos fecales son fuentes de N y P a los cuerpos de agua, provocando que se registren concentraciones más altas. Sin embargo, estos aportes son pequeños en relación con las concentraciones que se pueden tener anualmente debido a otras causas (Jeppsen *et al.*, 1998), como el aumento de la urbanización, las descargas de aguas residuales y prácticas agrícolas extensivas que aumentan la carga de nutrientes de los lagos (Jeppsen *et al.*, 2011).

En Valle de Bravo las causas de eutrofización son de diferentes tipos, y se deben a una diversidad de actividades poco reguladas en distintos ámbitos de la cuenca, entre los que se incluyen: 1) el vertimiento de aguas no tratadas o insuficientemente tratadas hacia los ríos de la cuenca o directamente al lago, 2) las descargas directas de las zonas habitacionales, 3) el arrastre de los excesos de fertilizantes, pesticidas y herbicidas empleados en las zonas dedicadas a la agricultura, que llegan a los arroyos por escurrimiento y finalmente son transportados a la presa y 4) el empleo de agua de manera poco controlada por las granjas piscícolas, que vierten a los ríos y arroyos los contaminantes generados (PROVALLE, 2013).

A pesar de que las Islas no lograron disminuir algunos parámetros como las diferentes formas de nitrógeno, DBO y DQO, se observó que las Islas sí mejoraron varios aspectos de la calidad del agua. En lagos donde existe vegetación acuática el agua tiende a ser menos turbia (Scheffer, 2001), lo cual puede deberse a la presencia de las macrófitas, las cuales moderan las corrientes, produciendo un efecto positivo en la calidad del agua al reducir la resuspensión del sedimento, la turbidez y las concentraciones de materiales particulados en suspensión (Jeppsen *et al.*, 1998). Este fenómeno se pudo observar en este estudio, ya que en las Islas en general se redujo la turbiedad, los fosfatos, la concentración de Sólidos Totales (ST), Suspendidos (SS) y Disueltos (SD), así como la ficocianina, aunque en porcentajes menores a los reportados por otros autores.

Como ya se mencionó, está reportado que tanto el género *Phragmites* sp. como *Schoenoplectus* sp. son macrófitas que tienen la capacidad de remover grandes cantidades de N, DBO<sub>5</sub>, DQO y sólidos en suspensión (Jeppsen *et al.*, 1998; Zhang *et al.*, 2007; Rojas *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2012). Con base en lo anterior, se recomienda regular la carga de materia orgánica y de contaminantes que ingresan a la Presa Valle de Bravo, controlar el anidamiento de las aves en las Islas, así como la calidad de los afluentes que descargan en la presa, con el fin de aumentar los porcentajes de remoción acorde a los reportados por otros autores en cuanto a la concentración de fosfatos y sólidos, y también para permitir que se disminuya la DBO, DQO, y nitrógeno en sus diferentes formas.

En el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los sitios superficiales (Figura 6) se muestran las diferencias entre los sitios de muestreo en cuanto a los parámetros fisicoquímicos y a la distribución de las especies de fitoplancton. Se observa que, en la Boya superficial, los sólidos totales (F14) y suspendidos (F15) fueron más altos, lo cual se puede atribuir a la ausencia de macrófitas, cuyas raíces en la columna de agua podrían servir como un medio de filtración y adsorción de sólidos (Llagas *et al.*, 2006). Es por esto que especies asociadas positivamente a estos parámetros, principalmente las especies *Nitzschia* sp. (B24), *Cymbella* sp. (B10) y *P. simplex* (B28), no se presentaron o registraron valores de abundancia muy bajos en las IFM.

Por otro lado, en la Isla 2 superficial se observa que los parámetros principalmente asociados son los nutrientes en forma de amonio (F12) y amoníaco (F13), así como oxígeno disuelto (F06). Esto se debe a que las bacterias que se encuentran en las raíces de las macrófitas desempeñan una función esencial en el ciclo del nitrógeno, al hidrolizar el nitrógeno orgánico y transformarlo hacia formas asimilables para las plantas (ion amonio y nitrato) por medio de procesos de amonificación y nitrificación. Además, se presenta un intercambio gaseoso desde las hojas de las plantas hacia la zona radicular en contacto con el agua, favoreciendo la degradación de la materia orgánica del entorno de las raíces (Fernández *et al.*, 2000). Todo lo anterior pudo favorecer que en este sitio proliferaran grupos de fitoplancton que no fueron tan abundantes en la Boya, como Charophyta (*S. longiradiatum*; B32) y Miozoa (*Ceratium* sp. 2; B07), además de especies de Bacillariophyta como *F. crotonensis* (B12) y *Asterionella* sp. (B04) o de Euglenozoa (*T. klebsii*; B37). En la Isla 6 superficial se observó una mayor transparencia, así como una mayor cantidad de ficocianina. Esto se debe a que en este sitio se encontraron asociadas una gran parte de las cianobacterias que se registraron en este estudio, como *Aphanizomenon* sp. (B03), *Chroococcus* sp. (B08) y varias especies de *Microcystis* (B15, B17, B18), aunque en este sitio también se asociaron especies de Chlorophyta como *Monoraphidium* sp. 1 (B22) y *M. contortum* (B20), y de Miozoa (*Peridinium* sp. 1 y 2; B29 y B30).

Tanto en la Isla 2 como en la Isla 6, la cantidad de nitratos (F10) fue más alta, debido a que en los humedales artificiales ocurren procesos de nitrificación (conversión biológica del amonio a nitrato por parte de microorganismos aerobios nitrificantes, suspendidos en el agua o situados en las biopelículas de las raíces sumergidas). El nitrato permanece en el agua, y de allí puede ser absorbido por plantas o microorganismos (Fernández *et al.*, 2000), lo que también pudo favorecer el desarrollo de diferentes especies de fitoplancton. Además de los nitratos, la DBO (F17) fue otro parámetro que registró valores más elevados en las IFM. Esto se debe a que en los humedales artificiales se dan procesos de degradación aeróbica de materia orgánica, ya sea por microorganismos aeróbicos quimioheterótrofos (que oxidan compuestos orgánicos y liberan amonio) y quimioautótrofos (los cuales oxidan el nitrógeno amoniacal a nitrito y nitrato) (Delgadillo *et al.*, 2010), por lo que al haber un mayor requerimiento de oxígeno debido a estos procesos, los valores de DBO presentan un aumento en las IFM. Además, en las IFM la concentración de sólidos totales (F14) y suspendidos (F15) fue más baja que en la Boya, debido a que las macrófitas promueven la sedimentación de los sólidos al reducir la velocidad de flujo (Llagas *et al.*, 2006)

Con respecto al Análisis de Correspondencia Canónica de los sitios de muestreo a profundidad (Figura 7), se observa que en la Boya, a este nivel, los parámetros que tienen mayor influencia son la DQO (F18), fosfatos (F09), así como turbiedad (F08), sólidos totales (F14), suspendidos (F15) y disueltos (F16). Esto nos indica que las Islas sí cumplen una función de biofiltros, ya que al no haber presencia de macrófitas que mejoren la calidad del agua, hay mayor cantidad de fosfatos y sólidos en el agua. Al igual que en los sitios superficiales, las distintas formas de nitrógeno se encontraron asociadas a la Isla 2 (con amonio y amoniaco; F12 y F13), así como a la Isla 6 (con nitratos; F10), mientras que la mayor cantidad de fosfatos se presentó en la Boya profundidad, lo cual podría explicar que en este sitio se asociaron la mayor parte de las cianobacterias, como *Microcystis* spp. (B16, B17, B19, *Anabaena* spp. (B01, B02, B03), *Chroococcus* sp. (B09), *Synechococcus* sp. (B32) y *Woronichinia* sp. (B36). Las Islas lograron disminuir la concentración de fosfatos, restringiendo la disponibilidad de este nutriente para las cianobacterias.



A pesar de que las Islas no lograron remover el amonio, amoniaco, nitratos y nitritos presentes en el agua como lo han reportado diversos autores, se observó una disminución de la abundancia de fitoplancton y un aumento de la diversidad en las Islas. En el 2002, van Donk *et al.* mencionan que la inhibición del fitoplancton producida por la restricción de nutrientes debido a la absorción por las macrófitas es más significativa cuando no hay alta disponibilidad de nutrientes, mientras que cuando se presenta una alta concentración de nutrientes, la disminución de la densidad algal puede ser atribuida a la actividad alelopática de estas plantas. Algunos aleloquímicos, como los polifenoles, pueden inhibir la fotosíntesis y el transporte de electrones de las cianobacterias, aunque el daño oxidativo también ha sido considerado como uno de los mecanismos alelopáticos y toxicológicos más importantes de las sustancias producidas por las macrófitas que actúan en contra del fitoplancton y las cianobacterias (Mohamed, 2017).

Se observó que a pesar de que las dos islas fueron sembradas con macrófitas con capacidad depuradora, la Isla 2 (con *P. australis*) registró una menor abundancia de fitoplancton y cianobacterias que la Isla 6 (con *S. californicus*), lo cual puede ser debido a una diferencia en cuanto a la absorción de nutrientes y a los aleloquímicos producidos por cada especie.

En este estudio se logró identificar un cambio en la composición del fitoplancton en la Presa Valle de Bravo, ya que durante la época de lluvias dominaron las cianobacterias, mientras que en la época de secas hubo una disminución de estos organismos, presentándose un aumento de otros grupos de fitoplancton como diatomeas y clorofitas. En todos los sitios la abundancia del fitoplancton fue menor a los 2 m, lo que se puede atribuir a una disminución de la luz disponible conforme aumenta la profundidad.

Asimismo, se logró corroborar la función depuradora que poseen las macrófitas, ya que se pudo observar que estos sitios pueden propiciar diferentes procesos físicos y biológicos que mejoran la calidad del agua. Aunque no se obtuvieron los porcentajes de remoción reportados por otros autores, las IFM sí mejoraron varios parámetros como la turbidez, fosfatos ( $PO_4$ ), sólidos totales (ST), suspendidos (SS), disueltos (SD), así como la cantidad de ficocianina.

De igual manera, se pudo inferir el efecto alelopático que pueden ejercer estas plantas, especialmente *P. australis*, ya que se obtuvieron buenos resultados en cuanto al aumento de la diversidad de fitoplancton y la disminución de la abundancia de cianobacterias a pesar de que en estos sitios se registraran concentraciones altas de nutrientes. Las cianobacterias son un grupo de fitoplancton muy importante, ya que varias especies pueden conferirle sabor y olor al agua potable, producir toxinas que afectan en menor o mayor medida la salud de los consumidores, o en el caso de especies que no son tóxicas (como *M. wesenbergii*), pueden afectar el proceso de potabilización al tapar los filtros y sistemas de las plantas de tratamiento, por lo que su disminución es muy importante para mejorar la calidad del agua en la Presa Valle de Bravo.

Con base en lo observado en este estudio, es posible afirmar que las Islas sí tienen un efecto positivo sobre la calidad del agua, funcionando como un tratamiento previo del agua de la Presa Valle de Bravo a la planta potabilizadora Los Berros, permitiendo una mayor eficiencia en cuanto a su proceso de potabilización y una mejor calidad del agua para la población abastecida por este embalse.

## 8. CONCLUSIONES

- Se determinaron 9 clases, 16 órdenes, 22 familias, 24 géneros y 39 especies de fitoplancton en la Presa Valle de Bravo, Edo. de México.
- La mayor parte de los parámetros fisicoquímicos que se determinaron en este estudio se encuentran dentro de los límites permisibles para fuentes de abastecimiento de agua potable, a excepción de la transparencia con Disco de Secchi, PO<sub>4</sub>, DQO, así como el pH, OD y NO<sub>2</sub> (los cuales excedieron los límites permisibles sólo en algunos meses).
- Los organismos que alcanzaron valores de abundancia más alta durante este estudio en todos los sitios fueron *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Synechococcus* sp., *Chroococcus* sp. y *Fragilaria crotonensis*.
- En la Presa Valle de Bravo, las especies dominantes durante la época de lluvias fueron las cianobacterias, mientras que en la época de secas fueron las diatomeas y clorofitas.
- Las IFM lograron disminuir la abundancia y dominancia de cianobacterias, en especial la Isla 2 (*P. australis*), ya que en este sitio se presentó la menor abundancia anual de fitoplancton y de cianobacterias, así como una mayor diversidad de especies obtenida mediante el índice de Shannon-Wiener.
- Con base en el ANOVA se determinó que en cuanto a las especies, no existe una diferencia significativa entre los sitios de muestreo.
- Al calcular los porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos con respecto a la Boya, se observó que en las IFM se presentó una reducción de parámetros como fosfatos, ST, SD, SS y ficocianina.
- Las IFM sí tienen un efecto positivo sobre la calidad del agua y la composición del fitoplancton, lo que se puede atribuir a los procesos físicos y biológicos que ocurren en estos sitios, así como a la actividad alelopática que podría atribuirse a las macrófitas.

## **9. RECOMENDACIONES**

Se deben establecer medidas de prevención en la Presa Valle de Bravo, tales como el monitoreo de la calidad de agua de los afluentes del embalse, así como propiciar el uso de las IFM en la ribera del embalse con el objeto de mejorar la calidad del agua en sus áreas de influencia, o bien, para recibir o contener las descargas puntuales y difusas que llegan al embalse.

Adicionalmente, además de evaluar los parámetros fisicoquímicos y la composición del fitoplancton, se debe realizar un análisis bacteriológico y de la comunidad del zooplancton para poder establecer de manera más completa la influencia que tienen las macrófitas sobre la calidad del agua.

Además, se tiene que concientizar a la población de la importancia que tiene el embalse, y promover que no se descarguen desechos tanto en los ríos y arroyos que desembocan en la presa, como alrededor de ella, con el objeto de disminuir y controlar el aporte de nutrientes y materia orgánica, para así lograr disminuir la presencia de florecimientos de cianobacterias y mejorar el funcionamiento de estos humedales artificiales.

Este tipo de estudios deben ser continuos, ya que la calidad del agua está constantemente expuesta, ya sea al incremento de la población, la diversidad de contaminantes emergentes, y las distintas actividades que se realizan alrededor de los cuerpos de agua.

## 10.LITERATURA CITADA

- Abarca, M. S. y Mora, B. B. 2007. Contaminación del agua. Biocenosis. Vol. 20: (1). 1p.
- Alillo-Sánchez, J. L.; Gaytán-Herrera, M. L.; Martínez-Almeida, V. M.; Ramírez-García, P. 2014. Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* spp. in the main reservoir of a hydraulic system of Central Mexico. México. International Society of Limnology. 327-336 pp.
- Algaebase. <http://www.algaebase.org/> Consultado el 25 de febrero del 2019.
- ATSDR. 2004. Amoniac. [https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs126.pdf](https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs126.pdf) Consultado el 25 de octubre de 2018. 2 p.
- ATSDR. 2015. Nitrato y nitrito. [https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs204.pdf](https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs204.pdf) Consultado el 27 de agosto de 2018. 2 p.
- Backer, C. L. 2002. Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (CyanoHABs): Developing a Public Health Response. Lake and Reserv. Manage. Vol. 18: (1). 20-31 pp.
- Bellinger, E. G. y Sigeo, D. C. 2010. Freshwater algae: Identification and Use as Bioindicators. Wiley-Blackwell. 12-16, 99, 164, 109, 172 pp.
- Bolaños-Alfaro, D. J.; Cordero-Castro, G. y Segura-Araya, G. 2017. Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela. Costa Rica. Tecnología en Marcha. Vol. 30: (4). 18 p.
- Centeno-Ramos, C. y Olvera-Ramírez, R. 2006. Extracción de ficobiliproteínas de cianobacterias. <http://www.informatica.sip.ipn.mx/colmex/congresos/morelia/MEMORIAS%202006/TRABAJOS%20LIBRES/BIOQUIMICA/408.pdf> Consultado el 9 de octubre del 2018.
- Centro de Calidad Ambiental. 1989. Criterios ecológicos de calidad del agua. <http://legismex.mty.itesm.mx/acu/acca001.pdf> Consultado el 26 de agosto del 2018. 1-18 pp.
- CEPIS. 2001. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Perú.

<http://www.bvsde.paho.org/bvsaca/e/fulltext/eutrof/eutrof.pdf> Consultado el 15 de mayo del 2018.

- Chapman, D. 1996. Water Quality Assessments - A Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. 2ª Ed. Cambridge. 79-80 pp.
- Chen, J.; Zhang, H.; Han, Z.; Ye, J. y Liu, Z. 2012. The influence of aquatic macrophytes on *Microcystis aeruginosa* growth. China. Ecological Engineering. Vol. 42.132 p.
- CONAGUA. 2011. Capítulo 8: Agua en el mundo, en “Estadísticas del agua en México”. México. 115 p.
- CONAGUA. 2015. Establecimiento de Islas Flotantes de Macrófitas en el área de la obra de toma en el embalse de Valle de Bravo como medida de control de florecimientos de fitoplancton dañino. México. 30–34 pp.
- CONAGUA. 2018. Estadísticas del Agua en México. México. 32, 60-63, 77 pp.
- de la Federación, D. O. (1989). Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA01/89. Tomo 435 (9), 7-22 pp.
- Delgadillo, O.; Camacho, A.; Pérez, L. F. y Andrade, M. 2010. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Colombia. Centro AGUA. 8, 15, 56 p.
- De Miguel-Fernández, C. y Vázquez-Taset, Y. M. 2006. Origen de los nitratos (NO<sub>3</sub>) y nitritos (NO<sub>2</sub>) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. Cuba. Minería y Geología. Vol. 22: (3). 3 p.
- Dokulil, M. T. y Teubner, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. Austria. Hydrobiologia. Vol. 438. 1-12 pp.
- EPA. 2017. Control and Treatment. Consultado en <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/control-and-treatment> Consultado el 4 de junio de 2018.
- Falconer, I. R. y Humpage, A. R. 2005. Health Risk Assessment of Cyanobacterial (Blue-green Algal) Toxins in Drinking Water. Int. J. Environ. Res. Public Health. MDPI. Vol. 2: (1). 43-50 pp.
- Fernández, González; Beascochea, F. M.; Muñoz, J. M. y Fernández, M. M. D. C. 2000. Manual de fitodepuración: Filtros de macrófitas en flotación.

- Gaytán-Herrera, M. L.; Martínez-Almeida, V.; Oliva-Martínez, M. G.; Duran-Díaz, A. y Ramírez-García, P. 2011. Temporal variation of phytoplankton from the tropical reservoir Valle de Bravo, Mexico. *Journal of Environmental Biology*. Vol. 32: (1). 117-126 p.
- Glynn, H. J. y Heinke, W. G. 1999. *Ingeniería ambiental*. 2ª Ed. Pearson Education. México. 425 p.
- Guamán, B. M. C. y González, R. N. P. 2016. Catálogo de microalgas y cianobacterias de agua dulce del Ecuador: Biodiversidad de los principales géneros de microalgas y cianobacterias encontradas en sistemas lacustres de áreas protegidas de Los Andes y Amazonía del Ecuador. Quito, Ecuador. Corporación para la Investigación Energética. 112, 115, 116, 118 pp.
- Hartig, H. J. 1987. Factors contributing to development of *Fragilaria crotonensis* Kitton pulses in Pigeon Bay Waters of Western Lake Erie. *EU. J. Great Lakes Res.* Vol. 13: (1). 74-75 pp.
- Hilt, S. y Lombardo, P. 2010. Effects of macrophytes on phytoplankton: nutrient uptake *versus* allelopathy. Alemania. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* Vol. 30: (9). 1317–1320 pp.
- Hong, Y.; Hu, H. Y. y Li, F.M. 2008. Physiological and biochemical effects of allelochemical ethyl 2-methyl acetoacetate (EMA) on cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Vol. 71. 527–534 pp.
- Illana, G. M. 2014. Estudio de la adsorción de fosfatos en aguas de depuradora mediante intercambiadores iónicos. España. ETSEIB. 9 p.
- ITIS (Integrated Taxonomic Information System). <http://www.itis.gov>. Consultado el 25 de febrero del 2019.
- Jeppsen, E.; Søndergaard, M.; Søndergaard, M. y Christoffersen, K. 1998. *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer. 185, 186, 187, 210 pp.
- Jeppsen, E.; Søndergaard, M.; Mazzeo, N.; Meerhoff, M.; Branco, C. C.; Huszar, V. y Scasso, F. 2011. *Lake restoration and Biomanipulation in Temperate Lakes: Relevance for Subtropical and Tropical Lakes*. Dinamarca. 342 p.
- Jiménez, C. B. E. 2005. *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. México. Limusa. 129 p.

- John, M. D.; Whitton, A. B. y Brook, J. A. 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. Cambridge University Press. 366 p.
- Komárek, J. 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. In: *Freshwater algae of North America. Ecology and classification*. 59-116 pp.
- Lampert, W. y Sommer, U. 2007. *Limnoecology-The Ecology of Lakes and Streams*. 2ª Ed. Londres. Oxford University Press. 18, 66 pp.
- Llagas, C. W. A. y Guadalupe, G. E. 2006. Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*. Perú. Vol. 15: (17). 87-90 pp.
- López, P. S. J.; Martín, C. S. y López, H. M. M. 2015. *Análisis de agua potable y residual (UF1668)*. España. 5ª Ed. Elearning. 216 p.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2012. *Catálogo y claves de identificación de organismos fitoplanctónicos utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico*. Madrid, España. MAPA. 482 p.
- Marin, S. B.; Cadavid, B.; Panizzo, D. L.; Lesmes, L.; Sánchez, S. J. E.; Lozano, H. y Franco, A. 2003. *Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (aguas, sedimentos y organismos)*. Colombia. INVEMAR. 26 p.
- Marinho, M. M. y Huszar, V. L. M. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (southeastern Brazil). *Arch. Hydrobiol.* Vol. 153: (3). 443-468 pp.
- Mazzeo, N.; Clemente, J.; García-Rodríguez, F.; Gorga, J.; Kruk, C.; Larrea, D.; Meerhoff, M.; Quintans, F.; Rodríguez-Gallego, L. & Scasso, F. 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. *Perfil Ambiental*, Nordan-Comunidad, Montevideo. 39-55 p.
- Mena, P., C. Josse y G. Medina (Eds.). 2000. *El Páramo como fuente de recursos hídricos*. Serie Páramo 3. GTP/Abya Yala. Quito. 16 p.
- Merino-Ibarra, M.; Monroy-Ríos, E. y Villaclara, G. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *México. Aquat. Ecol.* Vol. 42. 335–345 pp.



- Ministerio de Salud. 2017. Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Argentina. Cobertura Universal de Salud. 30, 83, 130, 131 pp.
- Monroy, R. E. 2004. Hidrología del Embalse de Valle de Bravo, México (Tesis de Maestría). UNAM. México. 1-90 pp.
- Mohamed, Z. A. 2017. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management - A review. Egipto. *Limnologica*. Vol. 63. 123 p.
- Mora, H. R. 2015. Composición del fitoplancton y relaciones especies-área de cinco sistemas lacustres en Los Tuxtlas, Ver., México (Tesis de doctorado). Universidad Veracruzana. 67, 76 pp.
- Mur, L. R.; Skulberg, M. O.; Utkilen, H. 1999. Cyanobacteria in the environment. En: Toxic cyanobacteria in water (Chorus I, Bartram J, eds). London and New York: E y FN Spon. 17 p.
- Nandini, S.; Merino-Ibarra, M. y Sarma, S. S. S. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances on the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and Reservoir Management*. Vol. 24: (4). 321-320 pp.
- OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Cooperative Programmers on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate. Paris, Francia.
- Oliva-Martínez, M.G.; Ramírez-Martínez, J. G.; Garduño-Solórzano, G.; Cañetas-Ortega, J. y Ortega, M. M. 2005. Caracterización diatomológica en tres cuerpos de agua de los humedales de Jilotepec-Ixtlahuaca, Estado de México. México. *Hidrobiológica*. Vol. 15: (1). 1-26 pp.
- Olvera, V. V. 1992. Estudio de eutroficación de la Presa Valle de Bravo, México. *Ingeniería Hidráulica en México*. 148 p.
- Olvera-Viascán, V.; Bravo-Inclán, L. y Sánchez-Chávez, J. 1998. Aquatic ecology and management assessment in Valle de Bravo reservoir and its watershed. México. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. Vol. 1. 283- 289 pp.
- OMS. 2002. Eutrophication and Health. Francia. 25 p.
- Ongley, E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Burlington, Canadá. FAO. 41 p.

- Partensky, F.; Blanchot, J. y Vaulot, D. 1999. Differential distribution and ecology of *Prochlorococcus* and *Synechococcus* in oceanic waters: a review. Bulletin de L'Institut Océanographique. Vol. 19. 457-470 pp.
- Peña, P. E. 2007. Oxígeno disuelto. ESPOL. Ecuador. 1 p.
- Pérez, G. C.; León, R. F. M. y Delgadillo, G. G. R. 2013. Tratamiento de aguas: Manual de laboratorio. México. UNAM. 23 p.
- Pérez-Castillo, A. G. y Rodríguez, A. 2006. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. Costa Rica. Rev. Biol. Trop. Vol. 56: (4). 1913 p.
- Pizzolon, L. 1996. Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. Argentina. Interciencia. Vol. 21:(6). 239-245 pp.
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el Índice de Shannon y la riqueza. Interciencia. Vol. 31: (8). 583-590 pp.
- PROVALLE. 2013. Nuestro lago Valle de Bravo. México. Vol. 16. 3 p.
- Ptacnik, R.; Solimini, G. A.; Andersen, T.; Tamminen, T.; Brettum, P.; Lepisto, L.; Willén, R. y Rekolainen, S. 2008. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. PNAS. Vol. 105: (13). 5134-5138 pp.
- Quispe, B. L.; Arias, C. J. B.; Martínez, S. C. F. y Cruz, H. M. 2017. Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. Perú. Rev. Investig. Ciencia, Tec. Y Desarrollo. Vol. 1: (1). 8-14 pp.
- Rojas, K.; Vera, I. y Vidal, G. 2013. Influencia de la estación y de las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas durante la operación de puesta en marcha de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial. Chile. Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia. Vol. 69. 289-299 pp.
- Roldán, P. G. y Jairo, R. R. J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. 2ª Ed. Colombia. Universidad de Antioquia. 33, 185, 194 pp.

- Sánchez, B. A. 2002. Agua: Un recurso escaso. España. ArCiBel Editores. 182 p.
- Saros, E. J.; Michel, J. T.; Interlandi, J. S. y Wolfe, P. A. 2005. Resource requirements of *Asterionella formosa* and *Fragilaria crotonensis* in oligotrophic alpine lakes: Implications for recent phytoplankton community reorganizations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 62. 1687 p.
- Scheffer, M. 2001. Alternative attractors of shallow lakes. The Scientific World. Vol. 1. 256 p.
- SEDAGRO. 2013. Vocación productiva de Valle de Bravo. <http://sedagro.edomex.gob.mx/sites/sedagro.edomex.gob.mx/files/files/Productores%20y%20Comercializadores/113%20Valle%20de%20Bravo.pdf>
- Serrano, J. M.; Jordá, L. J.; Rovira, G. S.; Freixó, R. A. y Polo, C. P. 2004. Inhibición del proceso de nitrificación por metales pesados en la EDAR de Granollers. Tecnología del agua. Vol. 248. 60-61 pp.
- Settle, R. R. 1990. Introduction to Wastewater Treatment Processes. 2a Ed. Londres. Academic Press Inc. 646 p.
- Severiche-Sierra, C. y González-García, H. 2012. Determinación de Fosfatos en Aguas por Método Colorimétrico. Validación del Método. Química Hoy. Chemistry Sciences. Vol. 2: (3). 1 p.
- Sigee, C. D. 2005. Freshwater Microbiology: Biodiversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment. John Wiley & Sons. 59 p.
- Torres, P.; Hernán, C. C. y Patiño, P. J. 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. Rev. Ing. Univ. Medellín. Vol.: 8 (15). 79-94 pp.
- UNESCO. 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. UNESCO. 10, 51, 62 pp.
- Valeriano-Riveros, M. E.; Vilaclara, G.; Castillo-Sandoval, F. S. y Merino-Ibarra, M. 2014. Phytoplankton composition changes during water level fluctuations in a high-altitude, tropical reservoir. Inland Waters. Vol.:(4). 337-348 pp.
- van Donk, E. y van de Bund, W. J. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton

- communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*. Vol. 72 261-274 pp.
- Vera, A.; Andrade, C.; Flores, E.; Núñez, M.; Cárdenas, C. y Morales, E. 2010. Removal of nutrients and organic matter in a constructed wetland, in function of the development of the macrophyte *Typha dominguensis* Pers. Maracaibo. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia* Vol: 33(2).
  - Villanueva, B. J. T. 2011. Evaluación de la carga externa de fósforo y nitrógeno en la Presa Valle de Bravo y propuesta de solución (Tesis de maestría). México. UNAM. 1-82 pp.
  - Vidyasagaran, R.; Ranjan, M. V.; Maneeshkumar. M y Praseeda, T. P. 2011. Phytosociological analysis of Mangroves at Kannur District, Kerala. India. *International Journal of Environmental Sciences*. Vol. 2: (2). 673 p.
  - Wehr, D. J. y Sheath, G. R. 2003. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Academic Press. 20, 40, 64, 605 pp.
  - Welker, M.; Brunke, M.; Preussel, K.; Lippert, I. y von Dohren, M. 2004. Diversity and distribution of *Microcystis* (Cyanobacteria) oligopeptide chemotypes from natural communities studied by single-colony mass spectrometry. *Microbiology*. Vol: 150. 1785–1796 pp.
  - Wetzel, R. G. 1975. *Limnology*. Ed. W. B. Saunders Co., 2<sup>a</sup> Ed. Philadelphia. 500-679 pp.
  - Zhang, S.; Guo, L.; Cao, J. y Chang, J. 2015. Allelopathic activities of three emergent macrophytes on several monospecific cyanobacterial species and natural phytoplankton assemblages. China. *Pol. J. Environ. Stud*. Vol: 24 (1). 397-402 pp.
  - Zhang, Z.; Rengel, Z. y Meney, K. 2007. Nutrient Removal from Simulated Wastewater Using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in Mono- and Mixed-Culture in Wetland Microcosms. Australia. *Water Air Soil Pollut*. Vol. 183. 95–105 pp.
  - Zhao, Y.; Yang, Z.; Xia, X. y Wang, F. 2012. A shallow lake remediation regime with *Phragmites australis*: Incorporating nutrient removal and water evapotranspiration. China. *Water Research*. Vol. 46: (17). 5635-5644 pp.

## 11. ANEXOS

### I. Método de Utermöhl

Primero se lleva a cabo la sedimentación vertiendo la muestra (previamente fijada con lugol) en un cilindro de 100 mL colocado sobre una placa base (que contiene la cámara de sedimentación) y se deja reposar sobre una superficie libre de vibraciones durante un período de 24h para permitir que todas las algas se sedimenten. Después de que hayan pasado este tiempo las células que se han acumulado en el fondo de la cámara de sedimentación se visualizan inmediatamente y se cuentan utilizando un microscopio de luz invertida.

### II. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en las IFM a dos profundidades

Parámetros	Isla 2		Isla 6	
	Superficial	Profundidad	Superficial	Profundidad
pH	-4.58	-4.76	-6.22	-3.17
Conductividad	-0.92	-4.01	-3.69	-4.57
OD	-9.59	2.35	-12.41	3.06
% OD	1.53	-3.93	-1.63	1.83
DBO <sub>5</sub>	-1.34	-51.83	-14.32	-90.21
DQO	-2.45	-7.39	-18.18	-7.17
Amoniac (NH <sub>3</sub> )	-55.40	-45.88	-13.20	-12.88
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	-35.35	-66.31	0.69	-13.06
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	-2.91	-36.11	-3.79	-98.30
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	-18.05	-5.26	-26.51	-26.06
Fosfatos (PO <sub>4</sub> )	11.09	6.81	-1.04	3.25
ST	5.85	-9.52	-0.86	-3.93
SS	29.48	9.83	22.90	31.30
SD	3.36	-8.25	10.48	8.78
Turbiedad Total	1.10	-0.33	12.19	4.56

<b>Clorofila-a <i>in vivo</i> Total</b>	-5.88	-8.17	-5.85	-4.60
<b>Ficocianina Total</b>	0.83	-0.47	-1.69	3.92