

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA  
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA



ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y DOMINANCIA DE LAS CIANOBACTERIAS EN  
EL LAGO DE AMATITLÁN, GUATEMALA Y SU RELACIÓN CON LA PÉRDIDA DE  
DIVERSIDAD DE FITOPLANCTON

MOISÉS ESTUARDO LÓPEZ ESTRADA

BIÓLOGO

Guatemala, Agosto de 2015

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA  
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA



ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y DOMINANCIA DE LAS CIANOBACTERIAS EN  
EL LAGO DE AMATITLÁN, GUATEMALA Y SU RELACIÓN CON LA PÉRDIDA DE  
DIVERSIDAD DE FITOPLANCTON

Informe de Tesis

Presentado por

Moisés Estuardo López Estrada

Para optar al título de

Biólogo

Guatemala, Agosto de 2015

## JUNTA DIRECTIVA

Dr. Rubén Dariel Velásquez Miranda	Decano
Licda. Elsa Julieta Salazar Meléndes de Ariza, M. A.	Secretaria
Msc. Miriam Carolina Guzmán Quilo	Vocal I
Dr. Michael Francisco Pérez Sabino	Vocal II
Br. Michael Javier Mó Leal	Vocal IV
Br. Blanqui Eunice Flores De León	Vocal V

## Índice

Contenido	Página
Resumen	1
1. Introducción	2
2. Antecedentes	3
2.1 Plancton	3
2.2 Algas como bioindicadoras	4
2.3 Ecología de comunidades: características	4
2.3.1 Estructura	4
2.3.2 Composición	5
2.3.3 Dominancia	5
2.4 Cianobacterias	5
2.4.1 Características	5
2.4.2 Cianotoxinas	6
2.4.3 Florecimientos y efectos sobre otros organismos (plantas acuáticas, macroinvertebrados, peces, etc.)	6
2.4.4 Cianobacterias y su impacto en la diversidad de fitoplancton	7
2.5 Factores que intervienen en la estructura, composición y dominancia de cianobacterias	9
2.5.1 Temperatura	9
2.5.2 Nutrientes	9
2.5.3 Mezcla vertical, estratificación y tiempo de residencia	10
2.5.4 Otros factores	11
2.6 Lago de Amatitlán	11
2.6.1 Flora	11
2.6.2 Fauna	11
2.6.3 Estudios relacionados con fitoplancton en el Lago de Amatitlán	12
2.6.4 Eutrofización del Lago de Amatitlán	12
3. Justificación	13
4. Objetivos	15
5. Hipótesis	15
6. Materiales y métodos	16
6.1 Población	16
6.2 Muestra	16
6.3 Recursos y materiales	16
6.4 Metodología	17
6.5 Biovolumen	20
6.6 Análisis estadísticos	20
6.6.1 Análisis de similitud	20
6.6.2 Índice de diversidad	21
6.6.3 Índice de dominancia	21
7. Resultados	22
8. Discusión de resultados	33
9. Conclusiones	36

10. Recomendaciones	37
11. Referencias bibliográficas	39
12. Anexos	44
13. Glosario	56

## Resumen

La contaminación persistente en el Lago de Amatitlán ha provocado la eutrofización y el desequilibrio del ecosistema del lago, lo cual ha generado a su vez, constantes florecimientos de cianobacterias. Estos florecimientos pueden tener consecuencias a nivel ecológico y a nivel social. Por tales motivos es imperante conocer la estructura, composición y dominancia que ejercen las cianobacterias, en distintas épocas ambientales y en distintos estratos de la columna de agua y comprobar si la dominancia de cianobacterias afecta la diversidad de fitoplancton. Se estudió el lago desde noviembre del 2013 hasta junio del 2014 utilizando cinco puntos de colecta. En total, se realizaron 120 muestreos divididos en tres estratos: zona fótica, zona afótica e hipolimnion, realizados en época seca y lluviosa. Se identificaron 36 taxones de fitoplancton (diez de cianobacterias), siendo *Microcystis* spp. y *Dolichospermum* spp. los taxones con mayores densidades (61,000-208,000 cel/ml y 24,000-31,000 cel/ml, respectivamente), alcanzando en época seca sus valores máximos. En cuanto a las dominancias de los ensambles fitoplanctónicos se encontraron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ) por lo que se analizó el biovolumen (biomasa) para establecer cuál grupo ejercía dominancia. Los resultados indicaron que existe una dominancia de cianobacterias marcada en la zona fótica, para todas las épocas y puntos de colecta (>50% de biomasa), a diferencia de los demás estratos, donde en algunos puntos y épocas existe dominancia de diatomeas. La dominancia de cianobacterias está relacionada inversamente con la diversidad del fitoplancton, aunque la mayoría son débiles ( $r = 0.103$  hasta  $-0.776$ ). Se concluye que en el Lago de Amatitlán existe una clara dominancia de cianobacterias en la zona fótica, la cual disminuye conforme aumenta la profundidad. Además, las cantidades grandes de biomasa de cianobacterias no influyen en gran manera en la diversidad de fitoplancton.

## 1. Introducción

La ecología de los ensamblajes fitoplanctónicos ha sido objeto de estudio desde hace varias décadas por parte de varios ecólogos (Hutchinson, 1961; Tilman *et al.*, 1982) con el fin de analizar la dinámica que poseen estos grupos. La dominancia de una o varias especies puede hacer cambios en la dinámica poblacional de otros grupos, haciendo que un ensamblaje sea menos diverso (Magurran, 2004). La dominancia de cianobacterias en cuerpos de agua ha sido estudiada en los últimos años debido a las consecuencias, tanto ecológicas como sociales, que puede llegar a tener en lagos eutróficos (Downing *et al.*, 2001; Wagner & Adrian, 2009; Paerl & Huisman, 2008).

Las cianobacterias poseen características que las diferencian de algas pardo-doradas, algas verdes, diatomeas y otros tipos de algas. Entre dichas características podemos mencionar que son procariontas, fijan nitrógeno (Paerl *et al.*, 2001), presentan vesículas de gas (Reynolds, 1987; Huisman, *et al.*, 2004), producen cianotoxinas (Lee, 2008) y producen sustancias fotoprotectoras (tipo micosporinas) (Sommaruga *et al.*, 2008). Estas características proveen ciertas ventajas a las cianobacterias sobre los otros organismos fitoplanctónicos (algas verdes, dinoflagelados, diatomeas, etc.), por lo que, bajo ciertas condiciones ambientales, geológicas y antropogénicas, pueden llegar a ser especies dominantes. En un cuerpo de agua, las temperaturas altas (Havens, 2008; Paerl & Otten, 2013), estratificación, alta carga de nutrientes y un tiempo largo de residencia (Sandgren, 1988; Winder & Hunter, 2008; Paerl *et al.*, 2001), son algunos de los factores que favorecen los florecimientos de cianobacterias y su posterior dominancia.

El Lago de Amatitlán es un cuerpo de agua ubicado en el departamento de Guatemala. Posee una profundidad promedio de 15 metros. Es una cuenca no endorreica ya que el Río Michatoya se convierte en su salida de agua. Su principal entrada de agua es el Río Villalobos, por el cual entra, además, la mayor carga contaminante originada por intensas actividades industriales y urbanas que se realizan en toda la cuenca del lago (AMSA, 2013). Esto ha provocado el detrimento de las condiciones ambientales del lago y el desequilibrio en su ecosistema, así como constantes florecimientos de cianobacterias. Según el Índice de Estado Trófico propuesto por Carlson (1977), el estado trófico del Lago de Amatitlán en los últimos años es eutrófico, debido a la poca transparencia de sus aguas y a la gran cantidad de clorofila *a* ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ). El Lago de Amatitlán también posee altas temperaturas anuales y alta carga de nutrientes. Bajo las anteriores condiciones, la dominancia de cianobacterias puede ser viable en dicho cuerpo de agua. Y aunque se presume que existe dominancia por parte de las cianobacterias en el Lago de Amatitlán, no se conoce con certeza si la dominancia es en todo el lago o si más bien se encuentra concentrada en algunos puntos o épocas del año. El desconocimiento de la dinámica y dominancia de cianobacterias en un lago eutrófico puede conducir a consecuencias dañinas, tanto ecológicas como sociales. Por otra parte, la presencia de *Microcystis aeruginosa* y otras cianobacterias (*Oscillatoria* spp., *Aphanizomenon* spp., etc.) y su posterior dominancia, provoca que el consumo y utilización del agua del lago se convierta en un problema de salud pública, debido a la producción de cianotoxinas.

En el presente estudio, se analizó la estructura, composición y dominancia por parte de cianobacterias. Además se determinó en qué época del año, punto de colecta y estrato de la columna de agua era frecuente la dominancia. Asimismo, se trató de identificar si la dominancia de cianobacterias se relaciona con una pérdida en la diversidad de otros grupos fitoplanctónicos. Para esto se utilizaron los índices de Simpson (índice de dominancia) y de Shannon-Wiener (índice de

diversidad). Además, se realizaron análisis de similitud para determinar cambios en la composición de especies en los estratos de la columna de agua. También se realizaron mediciones de biovolumen para establecer la contribución de la biomasa de cada uno de los ensambles fitoplanctónicos y así determinar si existe dominancia de cianobacterias. Con esto se dieron los primeros pasos para empezar a comprender la dinámica del fitoplancton del Lago de Amatitlán. Con los análisis de dominancia y con el listado de géneros de cianobacterias identificadas, se pretendió establecer épocas y puntos del Lago de Amatitlán que puedan atender contra la salud de la población que utiliza el agua del lago por cualquier causa (recreación, pesca, entre otros.). Con esta información, la institución encargada de la cuenca y del Lago de Amatitlán (AMSA) podría instaurar advertencias y medidas de uso para el manejo del agua del lago en ciertos puntos y en ciertas épocas.

## 2. Antecedentes

### 2.1 Plancton

Reynolds (2006) define al plancton como seston viviente (ver glosario, pág. 58) adaptado para vivir íntegramente o en parte, en cuasi-suspensión en aguas abiertas, y cuyo poder de motilidad o movimiento no supera el arrastre de la turbulencia por parte de las aguas. El fitoplancton está compuesto por organismos planctónicos fotoautótrofos que conforman la mayoría de los organismos pelágicos. La biomasa fitoplanctónica se produce por medio de la fotosíntesis, para lo cual los organismos que conforman el fitoplancton utilizan luz y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Emplean además un rango de nutrientes inorgánicos y orgánicos. Esta biomasa provee de energía y se convierte en la base de las redes tróficas de cualquier ecosistema acuático (Paerl *et al.*, 2001, p. 77).

Los organismos que conforman el fitoplancton se dividen, desde el punto de vista taxonómico, en dos dominios: Bacteria y Eukarya. A continuación se muestran los grupos que componen el fitoplancton según el dominio al cual pertenecen:

Tabla 1: Principales grupos que conforman el fitoplancton (Evert & Eichhorn, 2013, p. 318-319; Van de Hoek, Mann & Jahns, 1995, p. 10).

Dominio	Nombre común	Clasificación taxonómica
Eukarya	Euglenoides	
	Criptofitas	Cryptophyta
	Haptofitas	Haptophyta
	Dinoflagelados	
	Diatomeas	Bacillariophyceae
	Algas doradas	Chrysophyceae
	Algas verde-amarillas	Xanthophyceae
	Algas pardas	Phaeophyceae
	Algas rojas	Rhodophyta
	Algas verdes	
Bacteria	Cianobacterias	Cyanobacteria Prochlorophyta

## 2.2 Algas como bioindicadoras

En la actualidad existe una gran cantidad de bioindicadores, los cuales son utilizados para analizar y determinar cómo se encuentra un determinado ecosistema. Entre los indicadores biológicos utilizados se encuentran las algas. Muchos de estos organismos son indicadores del estado trófico en el que se encuentra un ecosistema acuático. Las comunidades de algas responden por lo general a los impactos antropogénicos como el exceso de nutrientes y la presencia de sustancias tóxicas (Wang & Lewis, 1997). Las características que hacen de las algas óptimos bioindicadores son las siguientes: sus ciclos de vida son cortos, por lo que son indicadores adecuados para los impactos ambientales a corto plazo; los hábitos de fijación de la mayoría de especies hacen que sean afectadas por cualquier cambio físico y químico que ocurra en la columna de agua; además son fácilmente colectadas (Peña *et al.*, 2005). Las cianobacterias son indicadoras de aguas eutróficas. Esto se puede percibir por medio de los constantes florecimientos de *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp., *Lyngbya* spp., *Oscillatoria* spp. y *Gloeotrichia* spp. en lagos con exceso de nutrientes (Round, 1981).

## 2.3 Ecología de comunidades: Características

Una comunidad es definida como un espacio ocupado por una determinada cantidad de individuos de diferentes especies, las cuales forman distintas poblaciones cumpliendo diferentes roles y es donde se reflejan aspectos autoecológicos de preferencia y abundancia. En una comunidad se muestran muchas características sincológicas de interacciones específicas e interdependencias entre especies (Reynolds, 2006, p. 302). Todas las comunidades poseen características o propiedades tales como riqueza de especies, diversidad, abundancia, composición, estructura, etc. (Morin, 2011, p. 14), las cuales son utilizadas para analizar las comunidades y compararlas con otras y así, poder comprender la dinámica de sus poblaciones. Las comunidades de fitoplancton consisten básicamente de un diverso número de especies, las cuales poseen diferentes características eco-fisiológicas y morfológicas, así como diferentes requerimientos de recursos, tasas de crecimiento y velocidades de hundimiento (Winder & Hunter, 2008, p. 179).

### 2.3.1 Estructura

Tilman (1982) menciona que las comunidades tienen muchas características que pueden ser consideradas aspectos de su estructura, incluyendo composición y diversidad de especies, la abundancia relativa de especies, los patrones espacio-temporales de las especies abundantes y las características morfológicas de las especies dominantes.

La estructura de las comunidades del fitoplancton, tanto como el tamaño celular y la composición, están determinados por la combinación de varios factores ambientales (luz, ciclos de mezcla del agua, etc.) (Winder & Hunter, 2008, p. 179). Los cambios estructurales y funcionales en las asociaciones algales pueden ejercer impactos sustanciales en otros niveles ecológicos y ciclos biogeoquímicos (Paerl & Huismann, 2008; Litchman, 2007, p. 352).

### 2.3.2 Composición

La composición de especies es una característica usual de cualquier ensamble taxonómico. Cuando se identifica y se obtienen abundancias de las especies que conforman un ensamble, se está obteniendo la composición de dicho ensamble. La composición de especies ayuda a verificar otras características de un ensamble como la diversidad y riqueza de especies. Existen varios factores que pueden llegar a hacer cambios, sobre el tiempo, en la composición de los ensambles (Morin, 2011, p. 14; Kneitel, 2012, p. 41). La composición del fitoplancton varía estacionalmente. Las comunidades de verano son dominadas por cianobacterias filamentosas o *Microcystis* spp., con diferentes abundancias de otras algas. En temporadas frías, estas cianobacterias tienen una baja abundancia y dominan otros taxones (Grover & Chrzanowski, 2006).

### 2.3.3 Dominancia

Existe una gran diversidad de roles o funciones que cumplen las especies que conforman una determinada comunidad. En ocasiones se les asignan nombres como: especies clave, especies fundadoras, especies dominantes. Las especies dominantes son las más abundantes en una comunidad y así mismo, ejercen una fuerte influencia sobre la presencia y distribución de otras especies. Una comunidad que posea una alta diversidad de especies tendrá una baja dominancia (Smee, 2012; Magurran, 2004, p. 18).

Las especies de cianobacterias formadoras de florecimientos pueden llegar a ser dominantes en algunos lagos. Dichos organismos pueden llegar a sobrevivir en ambientes “extremos” (agotamiento de nutrientes, sobresaturación de luz, temperatura elevada, ausencia de mucha turbulencia) debido a las características fisiológicas que poseen. La combinación de factores como alta carga de nutrientes, altas temperaturas, aumento vertical de la estratificación, incremento en el tiempo de residencia y salinización, pueden favorecer la dominancia de cianobacterias y así, aumenta la proliferación de florecimientos de cianobacterias perjudiciales. Hay que mencionar que frecuentemente solo un pequeño pero rápido cambio en las condiciones físico-químicas puede negar la dominancia (Vincent, 1989, p. 490; Paerl & Otten, 2013).

## 2.4 Cianobacterias

### 2.4.1 Características

Las cianobacterias son unicelulares, coloniales o filamentosas. Sus células no poseen flagelos en ningún estado de su ciclo de vida. No poseen mitocondrias, núcleo celular, aparato de Golgi, retículo endoplasmático y tampoco plastidios. Las cianobacterias se distinguen de otras bacterias por poseer pigmentos fotosintéticos como clorofila *a*, localizados en tilacoides; la clorofila *b* y *d* puede estar presente en algunas ocasiones y la clorofila *c* está ausente. La reserva de polisacáridos es en forma de glucógeno. El ADN (ácido desoxirribonucleico) se encuentra empaquetado en el protoplasto. Esta parte, donde se encuentra el ADN, es llamada el nucleoplasma, aunque se enfatiza que esto no es el núcleo. Las paredes celulares consisten de mureína o peptidoglucano. Las células de cianobacterias algunas veces están envueltas por mucílago. Las cianobacterias solo pueden reproducirse asexualmente. El proceso bacterial parasexual de transformación y conjugación podría

brindar recombinación genética. Pueden ocupar hábitats marinos y terrestres, así como cuerpos de agua y ríos (Van de Hoek, Mann & Jahns, 1995, p. 18-19; Wetzel, 2001, p. 333; Lee, 2008, p. 33).

Las cianobacterias son el único grupo del fitoplancton capaz de utilizar el nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) como una vía disponible de nitrógeno a través de la fijación de nitrógeno ( $N_2 + 6H^+ \rightarrow 2NH_3$ ) y así, pueden evadir las condiciones limitantes de nitrógeno que se puedan producir en un ambiente acuático. Para dicho proceso, las cianobacterias poseen células diferenciadas llamadas heterocistos. No todas las cianobacterias pueden fijar  $N_2$ , como por ejemplo las especies de la familia Oscillatoriaceae. Por otro lado, pueden tomar más fósforo (P) del que requieren para su propio crecimiento celular y así usarlo cuando existen condiciones limitantes de fósforo (Paerl *et al.*, 2001, p. 83; Wetzel, 2001, p. 334).

#### 2.4.2 Cianotoxinas

Algunos géneros de cianobacterias, son conocidos por su potencial habilidad para producir sustancias tóxicas, entre los cuales podemos mencionar a *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp., *Cylindrospermopsis* spp., *Lyngbya* spp., *Microcystis* spp., *Nodularia* spp., *Nostoc* spp. y *Planktothrix* spp.. Las toxinas que pueden llegar a producir son clasificadas como hepatotoxinas, neurotoxinas, citotoxinas, dermatotoxinas y lipopolisacáridos irritantes (Kardinal & Visser, 2005, p. 41; Moss, 2010, p. 276; Paerl *et al.*, 2001, p. 84).

Las neurotoxinas son algunas veces anatoxinas (amino-alcaloides secundarios) o saxitoxinas (polipéptidos cíclicos). Las hepatotoxinas (polipéptidos cíclicos) producidas por cianobacterias pueden ser microcistinas, nodularinas y/o cilindrospermopsinas. Se conocen alrededor de 70 variantes de hepatotoxinas; las más comunes son las microcistinas. Las microcistinas pueden encontrarse en cualquier cuenca, en especial la variación de microcistina-LR, la cual está considerada como la más extendida alrededor del mundo, siendo también una de las microcistinas más tóxicas (Kardinal & Visser, 2005, p. 41; Moss, 2010, p. 276; Backer, 2002, p. 21).

#### 2.4.3 Florecimientos y efectos sobre otros organismos (plantas acuáticas, macroinvertebrados, peces, etc.)

Usualmente se define el término “floreCIMIENTO” como el incremento significativo de la biomasa del fitoplancton que supera el promedio regular de un lago. Regularmente los florecimientos son de una o dos especies identificadas como fitoplancton dominante. Una de las medidas de biomasa de algas y de cianobacterias más utilizadas en el mundo es la medición de clorofila *a*. Los valores más altos de clorofila *a* en un lago oligotrófico pueden oscilar entre 1-10  $\mu\text{g L}^{-1}$ , mientras que en un lago eutrófico pueden alcanzar 300  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Bartram *et al.*, 1999). En términos de concentración celular, un parámetro utilizado en agua recreacional y potable, un florecimiento perjudicial para los humanos ocurre cuando sobrepasa el límite inferior de concentración de clorofila ( $10 \text{ mg m}^{-3}$ ) y se obtienen conteos de 20,000 células  $\text{ml}^{-1}$  (Oliver & Ganf, 2002, p. 150).

Los factores que intervienen en la expansión de florecimientos de cianobacterias son: nitrógeno y fósforo, materia orgánica, hierro y elementos traza, conductividad y salinidad, turbulencia, tiempo

de residencia del agua, estratificación y estabilidad vertical de la columna de agua, interacciones con otros organismos (microbios, competidores y consumidores), cambio climático y actividades humanas (Paerl *et al.*, 2001, p. 85). En un contexto ambiental, los florecimientos de cianobacterias comienzan con una pérdida de claridad en el agua, por lo que las plantas acuáticas son las primeras en desaparecer del ecosistema. Esto afecta a invertebrados y a peces, ya que dichas plantas actúan como hábitat para éstos. Por otro lado, la descomposición bacteriana de los florecimientos de cianobacterias cuando se encuentran “muriendo”, pueden conducir a un agotamiento en las cantidades de oxígeno (hipoxia y anoxia) y así producir la subsecuente muerte de peces (Paerl & Otten, 2013; Oliver & Ganf, 2002, p. 150).

Palfkova y colaboradores (2003) demostraron que la exposición corta a grandes cantidades de microcistinas ( $130 \mu\text{g L}^{-1}$ ) provocaba la muerte de embriones de pescado, y la exposición a medianas ( $13 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y pequeñas cantidades de microcistinas ( $1.3 \mu\text{g L}^{-1}$ ) provocaban un mal desarrollo en los embriones y la muerte de éstos, si la exposición a las microcistinas era prolongada. Por otro lado, cuando existe un florecimiento, las cianobacterias son capaces de formar “espumas” bénticas, debido a las vacuolas de gas que poseen y que les permiten subir a la superficie. En muchas ocasiones las concentraciones de biomasa de cianobacterias se filtran y se concentran en áreas aledañas a un cuerpo de agua. De esta forma es que muchos vertebrados juveniles e invertebrados pueden llegar a tener contacto con anatoxinas, microcistinas, etc. La ingesta de estas toxinas pueden llegar a provocar desde discapacidad funcional en el desarrollo hasta lesiones o muerte en dichos organismos (Codd *et al.*, 2005, p. 9). Las natas o espumas que se forman en la superficie, también están ligadas a la reducción de niveles de oxígeno disuelto ( $< 0.5 \text{ ppm}$ ). Bajo estas condiciones muchas especies de peces e invertebrados pueden morir (Backer, 2002, p. 20).

#### 2.4.4 *Cianobacterias y su impacto en la diversidad de fitoplancton*

Es muy discutido el impacto que las cianobacterias pueden llegar a tener sobre la diversidad de los demás grupos que conforman el fitoplancton (diatomeas, algas verdes, crisofitas, etc.). El principio de exclusión competitiva, propuesto por Georgyi Gause, indica explícitamente que: “competidores no pueden coexistir”. Lo anterior se refería básicamente a que dos poblaciones que compiten por los mismos recursos, que comparten el mismo nicho ecológico y el mismo territorio geográfico, no pueden coexistir. Esto se debe a que alguna población puede tener una leve ventaja evolutiva sobre la otra población competidora. Ello conllevaría a que la población que no posee ninguna ventaja sea desplazada y extinta (Hardin, 1960, p. 1292).

En un ecosistema acuático ocurre lo contrario a lo mencionado por el principio de Gause. Hutchinson (1961) fue el primero en debatir sobre este principio y cita el ejemplo del fitoplancton, donde muchas especies coexisten y requieren de un mismo tipo de nutrientes. Él afirma que las condiciones existentes en un cuerpo de agua (cambios ambientales, predación, etc.) producen un no-equilibrio en el ambiente, por lo que permite la coexistencia y diversificación de especies. Wetzel (2001) indica que no es imposible que ocurra un proceso de exclusión competitiva en los lagos, pero que esto requiere que las condiciones físicas sean uniformes por un periodo de tiempo suficiente.

Las cianobacterias son los organismos fototróficos productores de oxígeno más antiguos que han habitado la Tierra (2.5 mil millones de años) (Paerl *et al.*, 2001, p. 83). Tales motivos han obligado a las cianobacterias a evolucionar en respuesta a los cambios ambientales y geológicos que ha habido, por lo que estos organismos poseen varias características que les proveen ventajas adaptativas sobre las demás especies fitoplanctónicas. Entre esas características podemos mencionar:

- Las cianobacterias pueden tener vesículas de gas, lo cual disminuye su densidad. Esta característica les confiere una ventaja sobre las demás especies fitoplanctónicas, debido a que reduce el efecto de la mezcla vertical (Winder & Sommer, 2012, p. 11). Las vesículas de gas les confieren a las cianobacterias ventajas cuando un cuerpo de agua se encuentra estratificado (baja mezcla vertical), debido a que pueden regular su flotabilidad y estabilizar su posición en la columna de agua (Reynolds, 1987; Huisman *et al.*, 2004). Regularmente se posicionan en la zona fótica, cerca de la superficie. Esto produce que la irradiación solar se reduzca en la columna de agua y así, disminuye el crecimiento de otras poblaciones fitoplanctónicas las cuales no pueden mantenerse cerca de la superficie del agua, como el epifiton y algas bénticas. Además, durante intensos florecimientos, la actividad fotosintética agota el CO<sub>2</sub> del lago, por lo que el pH sube. Los bajos niveles de CO<sub>2</sub> favorecen la dominancia de cianobacterias debido a que estimulan la formación de natas superficiales y con ello logran captar CO<sub>2</sub> de la interfase aire-agua donde este compuesto se encuentra más disponible (Havens, 2008, p. 737-738).
- Muchas cianobacterias se benefician al congregarse en largos filamentos o en colonias de células por lo que pueden alcanzar grandes tamaños. De este modo se reduce la predación por parte del zooplancton (Paerl & Otten, 2013). Por tal motivo, la predación o herbivoría del zooplancton puede llegar a enfocarse en otros grupos de fitoplancton. Kirk & Gilbert (1992) realizaron varios experimentos utilizando *Anabaena affinis*, la cual posee defensas químicas y morfológicas en contra de la herbivoría de algunas especies de cladóceros, rotíferos y copépodos. El objetivo de este estudio era comprobar la respuesta en la herbivoría sobre esta cianobacteria. Sus resultados comprobaron que los cladóceros en algunas ocasiones rechazaban a *A. affinis*, pero no rechazaban las células de *Cryptomonas* spp. Además, comprobaron que pequeñas especies de cladóceros, rotíferos y copépodos, seleccionaban más su alimentación en comparación con cladóceros de mayor tamaño, cuando se ofrecían *A. affinis* y *Cryptomonas* spp.
- Las cianobacterias tienen múltiples estrategias para tolerar altas tasas de radiación solar ( $I_k > 200 \mu\text{mol foton m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), entre las cuales se pueden mencionar: la producción de sustancias fotoprotectoras como los aminoácidos del tipo micosporina (MAA), carotenoides glicosídicos, producción del pigmento scytonemina, etc. Esto les permite mantenerse en la superficie y ampliar el rango de hábitat que pueden llegar a colonizar (Aubriot, Kruck y Bonilla, 2009, p. 6; Castenholz & Garcia-Pichel, 2000, p. 600; Sommaruga *et al.*, 2008).
- También, las cianotoxinas pueden llegar a inhibir el crecimiento de otras algas produciendo un tipo de alelopatía. Sukenik *et al.*, (2002) demostraron que las cianotoxinas producidas por *Microcystis* inhiben la actividad de la anhidrasa carbónica en los dinoflagelados e inhiben su crecimiento. Las microcistinas están clasificadas como un aleloquímico y como un algicida (Lee, 2008, p. 66).

## 2.5 Factores que intervienen en la estructura, composición y dominancia de cianobacterias

### 2.5.1 *Temperatura*

La temperatura es un factor que interviene en la composición del fitoplancton que habita un cuerpo de agua. En climas tropicales, la temperatura del agua varía algunas veces solo unos pocos grados anualmente y, aparentemente, tiene poca influencia en la composición del fitoplancton. Las altas temperaturas favorecen los florecimientos de cianobacterias debido a que su máxima tasa de crecimiento ocurre en altas temperaturas (mayor o igual a los 25°C). Esto les provee una ventaja sobre los demás organismos (diatomeas, dinoflagelados, etc.) ya que las tasas de crecimiento de los otros grupos declina en altas temperaturas (alrededor de los 18-25°C), mientras que para las cianobacterias estas temperaturas son las óptimas para su crecimiento (Havens, 2008, p. 734; Paerl & Otten, 2013).

### 2.5.2 *Nutrientes*

Los nutrientes son una de las variables más importantes en la ecología del fitoplancton, ya que afectan la estructura y biomasa de los ensambles fitoplanctónicos (Tilman *et al.*, 1982, p. 250). Existen macro y micro nutrientes esenciales para el crecimiento y mantenimiento del fitoplancton. Estos recursos son: nitrógeno, fósforo, hierro, molibdeno y zinc; diatomeas y silicoflagelados también necesitan de silica para su sobrevivencia (Litchmann & Klausmeier, 2008, p. 620; Aubriot, Kruck y Bonilla, 2009, p. 8). La competencia que se produce por estos recursos determina y controla la composición, diversidad y sucesión de los ensambles fitoplanctónicos (Litchman, 2007, p. 352).

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes muy importantes ya que en muchas ocasiones se convierten en nutrientes limitantes del crecimiento del fitoplancton. La relación de Redfield (1958) indica la relación atómica entre P:N:C la cual es de 1 átomo de fósforo, 16 de nitrógeno y 106 de carbono. Un desequilibrio en la relación de N:P (16:1) produce limitaciones en cuanto al crecimiento celular de los organismos que requieren el nutriente faltante. Una relación N:P 10 indica que el nutriente limitante puede ser el nitrógeno y una relación N:P 20, indica que el fósforo puede ser el potencial nutriente limitante (Aubriot, Kruck y Bonilla, 2009, p. 8). En cuanto a la dominancia de cianobacterias, Smith (1983) analizó 17 lagos de todo el mundo y concluyó que la relación NT (nitrógeno total):PT (fósforo total) ideal para el crecimiento y dominancia de cianobacterias debería ser menor que 29:1, porque cuando es mayor, el crecimiento de cianobacterias es más difícil.

El nitrógeno puede ser adquirido en las siguientes formas:  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  o  $\text{NH}_4^+$  y por medio de la fijación de nitrógeno realizada por cianobacterias, puede ser adquirido en forma de  $\text{N}_2$ . El  $\text{NH}_4^+$  es la forma preferida para poder adquirir nitrógeno; si no se encuentra esta molécula disponible, se comienzan a asimilar los recursos alternativos: nitratos y después nitritos (orden de preferencia). La limitación por nitrógeno puede ser particularmente perjudicial para las cianobacterias no fijadoras de nitrógeno y podría ser un factor crítico para su reemplazo por otras especies de fitoplancton (Oliver & Ganf, 2002, p. 176).

El fósforo es otro elemento importante en el crecimiento del fitoplancton. Todas las formas biológicamente disponibles de este elemento forman enlaces con el oxígeno y forman iones de ácido fosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ). Este elemento es un ácido tribásico y es altamente soluble en agua. Las

proporciones de los aniones ( $\text{PO}_3^{4-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$  y  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) que puede llegar a formar el fósforo, varían con el pH (Reynolds, 2006, p. 153). Este elemento actúa como liberador y acumulador de energía (en sus enlaces) para las reacciones enzimáticas (adenosin trifosfato) y también es necesario para la estructura del ADN y membranas celulares. Existen algunos problemas en la incorporación de este elemento a los sistemas celulares del fitoplancton, ya que el fósforo es resistente a la simple lixiviación por el agua, cuando se encuentra retenido en partículas erosionadas del suelo. Además, la carga iónica de la relación de radios tiende a reducir la solubilidad (Aubriot, Kruck y Bonilla, 2009, p. 9; Moss, 2010, p. 43). El fitoplancton no puede adquirir el fósforo por mecanismos externos como en el caso del nitrógeno y carbono, ya que no posee en su ciclo un estado gaseoso. Por estas razones el fósforo es comúnmente el elemento limitante para el crecimiento del fitoplancton, por lo que un incremento en la cantidad de fósforo aumenta la biomasa algal (Schindler, 1977, p. 262; Tilman, 1982, p. 350).

### 2.5.3 Mezcla vertical, estratificación y tiempo de residencia

La periodicidad de las poblaciones de cianobacterias y de diatomeas está bien establecida, debido a la fuerte dependencia de estos grupos a los ciclos físicos de mezcla y estratificación que pueden ocurrir en un cuerpo de agua. Un ecosistema lacustre está compuesto en su eje vertical (columna de agua) por varias zonas, como por ejemplo la zona fótica (zona iluminada por la luz solar en la columna de agua). La zona de mezcla es la capa de agua que se encuentra arriba de la termoclina. En lagos que no se encuentran estratificados, dicha zona abarca toda la columna de agua. En lagos profundos pueden existir dos zonas de mezcla: una arriba de la termoclina y una abajo (Aubriot, Kruck y Bonilla, 2009, p. 6). Los procesos de cambio de temperatura y la acción del viento provocan dos tendencias opuestas: 1) la tendencia a que un cuerpo de agua se estratifique y la supresión de una mezcla vertical y 2) la tendencia a turbulencia para promover la mezcla y la finalización de la estratificación (Winder & Sommer, 2012, p. 7).

Los procesos de mezcla y tiempos de residencia ejercen un control y determinan el crecimiento de las especies de fitoplancton, debido a que dichos procesos usualmente están acompañados por cambios en la disponibilidad de recursos (luz y nutrientes) en la columna de agua. La excesiva carga de nutrientes en un cuerpo de agua, acompañada de un tiempo largo de residencia, son factores que provocan una alta tasa de crecimiento fitoplanctónico y baja tasa en la herbivoría por parte del zooplancton (Winder & Hunter, 2008, p. 179; Paerl *et al.*, 2001, p. 77). Generalmente durante primavera o invierno ocurren periodos de mezcla. En estos periodos se establecen extensas formaciones de diatomeas y algas verdes; mientras que los florecimientos de cianobacterias permanecen durante periodos de alta estabilidad termal y que generalmente ocurren en verano. La periodicidad de patrones estacionales de algas flageladas en general, y algas pardodoradas flageladas en particular, son pobremente entendidos debido a los múltiples factores que regulan su crecimiento (Sandgren, 1988; Moss, 2010, p. 275).

La estratificación termal y la mezcla vertical tienen además una influencia inmediata en las velocidades de hundimiento del fitoplancton. Las especies que poseen células pequeñas, tienen una ventaja en un ambiente donde no hay turbulencia (lo cual re suspendería a todas las especies en el medio). Las especies flotantes y los flagelados también poseen ventaja en este tipo de ambientes, ya que poseen bajas velocidades de hundimiento (Winder & Sommer, 2012, p. 11).

#### 2.5.4 Otros factores

Existen otros factores que afectan la estructura, composición y dominancia de cianobacterias como la variación de la luz, la cual puede llegar a influenciar en los patrones complejos y la variabilidad espacio-temporal de los ensamblajes taxonómicos de fitoplancton (Litchmann, 1998, p. 247)

El zooplancton es otro factor que tiene cierto control sobre las comunidades de fitoplancton. Se conoce que el zooplancton ejerce un gran impacto en lagos oligotróficos al consumir fitoplancton. En lagos eutróficos, el impacto que el zooplancton tiene es reducido debido a que la productividad del fitoplancton se incrementa y por lo tanto, las células fitoplanctónicas superan y ejercen efectos negativos en los consumidores (zooplancton) (Paerl & Otten, 2013).

### 2.6 Lago de Amatitlán

La cuenca del Lago de Amatitlán se encuentra ubicada en el Valle de las Vacas, departamento de Guatemala. Posee una extensión de 381.31 Km<sup>2</sup> ubicada en la zona fisiográfica de la Sierra Madre. Es una subcuenca del Río María Linda. Sus coordenadas son 14° 42' a 14° 22' 75'' latitudes Norte y 90° 42' a 90° 16' 86'' longitud Oeste del Meridiano Greenwich. El lago está a una altura de 1,186 msnm y posee una longitud máxima de 11 Km y un ancho máximo de 3.4 Km. Se calcula que el volumen de agua es de 238 millones de m<sup>3</sup> y su profundidad promedio es de 15 metros. La cuenca se encuentra formada por catorce municipios, pero solo siete de ellos tienen una influencia directa en el lago debido a que contribuyen a la continua degradación de los recursos naturales (AMSA, 2013).

#### Biodiversidad del Lago de Amatitlán

##### 2.6.1 Flora

Se han reportado siete especies de plantas acuáticas que predominan en el Lago de Amatitlán. Dichas especies se distribuyen en todo el Lago de Amatitlán y predominan en mayor abundancia en las zonas litorales. Las especies más importantes y abundantes son: *Typha* spp., *Egeria densa*, *Lemna* spp., y *Eichhornia crassipes* (AMSA, 2013).

##### 2.6.2 Fauna

En las décadas pasadas, ha habido varias intervenciones humanas con el fin de repoblar el Lago de Amatitlán con nuevas especies de peces. Entre las especies de peces que habitan actualmente el lago se pueden mencionar: el guapote o pez tigre (*Cichlasoma managuense*), la mojarra negra (*Cichlasoma macracanthum*) y la tilapia (*Tilapia* spp.) (AMSA, 2013). No todas las repoblaciones de peces al lago han sido exitosas y menos cuando se han introducido especies exóticas al mismo; esto produce que la dinámica del ecosistema cambie y afecte a poblaciones endémicas del lago.

### 2.6.3 Estudios relacionados con fitoplancton realizados en el Lago de Amatitlán

Se han llevado a cabo varios estudios en el Lago de Amatitlán concernientes al estudio de las poblaciones fitoplanctónicas; entre estos estudios podemos mencionar los de Clark (1908), Meek (1908) y Tilden (1908) que fueron los primeros en realizar investigaciones enfocadas en estudiar el plancton y otros organismos de dicho lago. Peckham & Dineen (1953), hicieron los primeros estudios a detalle sobre el plancton que habita en el Lago de Amatitlán. Su trabajo consistió en realizar conteos celulares de muestras de agua durante el verano. Sus resultados demostraron que no existía aún dominancia por parte de cianobacterias en el lago en ese tiempo, ya que dinoflagelados y algas verdes eran los grupos más abundantes.

Luego, Basterrechea (1997) y García (1997) realizaron identificación y conteos de plancton del lago. Fuentes (2006), llevó a cabo la identificación, conteos y el análisis de distribuciones de diversos grupos fitoplanctónicos. Cabrera (2011) evaluó las relaciones que tienen las poblaciones de *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., y *Oscillatoria* spp., con las concentraciones de fosfatos y nitratos. Además, la División de Control Ambiental perteneciente a AMSA, realiza desde hace varios años conteos mensuales de fitoplancton.

### 2.6.4 Eutrofización del Lago de Amatitlán

La eutrofización es un proceso resultante del aumento de nutrientes hacia un cuerpo de agua, principalmente de nitratos y fosfatos, los cuales favorecen el desarrollo y el desbalance de las poblaciones de fitoplancton y plantas acuáticas. Dicho proceso es natural en cualquier sistema acuático continental o de aguas costeras. El aumento en la concentración de nutrientes que puede presentar un cuerpo de agua se debe a factores tales como poblaciones urbanas, prácticas agrícolas y desarrollo industrial. (Peña *et al.*, 2005; Paerl & Huisman, 2008; Roldan y Ramírez, 2008). La eutrofización ocasiona varias consecuencias al ecosistema donde se produce, tales como: aumento de biomasa, disminución de diversidad de especies, fuertes fluctuaciones de oxígeno disuelto, dióxido de carbono y pH, alta demanda de DBO (demanda bioquímica de oxígeno) en el fondo, alta densidad de algas y vegetación acuática que impiden el paso de la luz y aumentan la materia orgánica en descomposición (Roldan y Ramírez, 2008).

El Lago de Amatitlán ha tenido problemas persistentes de contaminación desde hace varias décadas. Esto se debe a una gran cantidad de factores que han influido en la constante degradación de dicho cuerpo de agua. La gran cantidad de industrias que se encuentran en la cuenca del Lago de Amatitlán (textileras, avícolas, alimenticias, cosméticos, etc.) y la gran cantidad de habitantes que alberga la cuenca (alrededor de 2,000,000), han producido que la cantidad de residuos sólidos y líquidos que ingresa al lago por medio del único afluente que tiene (el Río Villalobos), aumente considerablemente, produciendo la eutrofización de este cuerpo de agua (AMSA, 2005; AMSA, 1999).

En el Lago de Amatitlán existen pocos estudios relacionadas a establecer el estado trófico de dicho cuerpo de agua. Salas & Martino (2001), realizaron un estudio sobre el estado trófico de lagos y embalses de toda Latinoamérica incluyendo al Lago de Amatitlán. En dicho estudio, que incluyó datos hasta 1990, se reportó que el Lago de Amatitlán era un cuerpo de agua eutrófico. Para esta

investigación se analizaron los promedios anuales de los datos de clorofila-*a* y transparencia para dos puntos del lago (este centro y oeste centro) (Tabla No. 7) y se utilizó el Índice de Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés) propuesto por Carlson (1977). Los resultados indicaron que desde el año 2009 hasta el año 2013 el estado trófico del Lago de Amatitlán es eutrófico (Tabla 8 y 9). Algunos resultados del TSI se acercan al límite hipereutrófico (>70).

### 3. Justificación

El monitoreo de la dinámica del fitoplancton en el Lago de Amatitlán es de suma importancia, ya que el fitoplancton cumple funciones vitales en un ecosistema acuático, debido a los flujos de energía (producción primaria) que produce y que beneficia a los siguientes niveles tróficos. El poco conocimiento del comportamiento de las poblaciones fitoplanctónicas en un lago acarrea serias consecuencias para todo el ecosistema acuático, ya que el propio desconocimiento de estas poblaciones impide proponer soluciones que vayan destinadas al mejoramiento del medio acuático.

Las cianobacterias son un grupo de algas que habitan en lagos eutróficos (Paerl *et al.*, 2001). Un florecimiento se puede describir como el incremento significativo de algas, en este caso de cianobacterias, el cual es mayor al promedio de la biomasa de fitoplancton de un determinado lugar. Para un ecosistema acuático, son verdaderamente perjudiciales los florecimientos debido a que éstos pueden provocar turbidez y falta de oxígeno. Con la turbidez, muchas plantas acuáticas podrían verse afectadas en su desarrollo y por consiguiente, afectar la diversidad de macroinvertebrados y peces. Sin oxígeno, la mortandad de peces aumentaría en cualquier ecosistema (Rosas, *et al.*, 2004, p. 85; Paerl & Huisman, 2008, p. 57; Harper, 1992).

Vasconcelos (2001) menciona que en muchas ocasiones los florecimientos se traducen en dominancia de cianobacterias en toda la zona fótica, debido al incremento en la abundancia de estos organismos. Muchas cianobacterias son productoras de cianotoxinas, las cuales han sido descritas por sus efectos neurotóxicos, hepatotóxicos y dermatotóxicos, siendo un riesgo constante para los seres humanos. Los florecimientos aumentan la probabilidad de liberación de cianotoxinas, las cuales son perjudiciales tanto a nivel ecológico como a nivel social. La probabilidad de que los florecimientos de cianobacterias sean tóxicos es mayor al 50% y la probabilidad de que los florecimientos de *Microcystis* spp. sean tóxicos es mayor al 80% (Vasconcelos, 2001, p. 45; Sedmak & Kosi, 1997). Una de las cianobacterias más abundantes en el Lago de Amatitlán es precisamente *Microcystis aeruginosa*.

El Lago de Amatitlán se puede considerar como un lago eutrófico (Tabla No. 9). Esto se debe a la gran cantidad de actividades antropogénicas que se realizan en toda su cuenca (agricultura, aguas residuales urbanas e industriales, etc.). Esto ha provocado el desequilibrio de las poblaciones de fitoplancton, lo cual se puede observar fácilmente en los constantes florecimientos de cianobacterias que ocurren en dicho lago. La probabilidad de dominancia de cianobacterias aumenta considerablemente bajo las condiciones que presenta el Lago de Amatitlán: temperaturas anuales iguales o mayores a 25°C (Tabla No. 10) y alta carga de nutrientes.

Al realizar un monitoreo que abarcó tanto el plano espacial (profundidad) como el temporal, se analizó la estructura y la composición de todos los ensamblajes fitoplanctónicos que habitan el lago. Lo anterior proporcionó los primeros indicios de cuál es la dinámica del fitoplancton en el Lago de Amatitlán, ya que se logró establecer los posibles patrones de sucesión por época (lluviosa o seca) y así mismo, se analizó la variación en la diversidad y composición del fitoplancton en distintas profundidades y en distintos periodos (mezcla y estratificación) en distintos puntos de colecta.

Además, se analizó la dominancia de cianobacterias en el Lago de Amatitlán y se estableció en qué punto de colecta, profundidad y época del año se puede encontrar dicha dominancia. También se logró establecer si la dominancia de cianobacterias se extiende por varios meses o bien, si es recurrente en un punto de colecta o estrato de la columna de agua. La dominancia de cianobacterias se relacionó con los datos de los índices de diversidad y se estableció si la dominancia afecta la diversidad de otros grupos fitoplanctónicos. La dominancia de cianobacterias, tanto en términos de riqueza como de abundancia, puede provocar no solo la pérdida de diversidad de fitoplancton, sino también puede acelerar el deterioro del ecosistema del lago. Por dichos motivos es imperante investigar si en realidad existe una dominancia de cianobacterias. Utilizando la información de las cianobacterias identificadas y la dominancia de éstas, se estableció en qué puntos del Lago de Amatitlán y en qué épocas del año se debe de tener mayor precaución al utilizar el agua del lago para cualquier fin (pesca, recreación, lavar, deporte, etc.).

#### 4. Objetivos

General:

- Analizar la estructura y composición que presenta, en un espacio (profundidad) y en el tiempo, el fitoplancton (cianobacterias, algas verdes y diatomeas) que habita en el Lago de Amatitlán.
- Analizar si existe dominancia de cianobacterias en el Lago de Amatitlán y determinar si afecta la diversidad del fitoplancton.

Específicos:

- Comparar la composición de los ensamblajes taxonómicos del fitoplancton en época seca y en época lluviosa.
- Establecer patrones de distribución y sucesión de los distintos ensamblajes taxonómicos de fitoplancton, tanto en época seca como en época lluviosa.

#### 5. Hipótesis

En el Lago de Amatitlán, las cianobacterias dominan diferentes estratos de la columna de agua (zona fótica, zona afótica e hipolimnion) tanto en términos de riqueza como de abundancia, en distintas épocas del año.

## 6. Materiales y métodos

### 6.1 Población

Cianobacterias, algas verdes y diatomeas del Lago de Amatitlán.

### 6.2 Muestra

Para calcular el tamaño y número de muestras, se realizó un pre-muestreo en el mes de octubre. Se realizaron curvas de acumulación de especies para calcular el tamaño de muestra requerido. Se utilizó el programa EstimateS 9.1.0® para la realización de las curvas de acumulación y para graficar dichas curvas se utilizó el programa Microsoft Excel 2007®.

Muestra: recipientes con una capacidad máxima de un litro. Se colectó un recipiente por cada estrato de cada punto de colecta. En cada punto de colecta se colectaron tres muestras (tres estratos: zona fótica, afótica e hipolimnion). Los puntos de colecta fueron cinco: Biobarda, Playa de Oro, Centro Oeste, Centro Este y Escamilla (Figura 1). En cada muestreo, el total de muestras colectadas fue de 15. Las colectas se realizaron desde noviembre del 2013 hasta junio del 2014.

#### 6.2.1 *Sub-muestra*

De cada muestra (recipiente de un litro), se tomaron dos sub-muestras. Cada sub-muestra fue de un mililitro el cual se depositó en la cámara de conteo de células Sedgwick-Rafter.

### 6.3 Recursos y Materiales

#### 6.3.1 *Recursos Humanos*

- Investigador principal: Moisés Estuardo López Estrada
- Persona de apoyo en colectas: Juan Zelada
- Asesora de Investigación: Lic. Roselvira Barillas
- Revisor de Investigación: Dr. Jorge Erwin López

#### 6.3.2 *Recursos Institucionales*

- Laboratorio de Sólidos, División de Control Ambiental, Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán
- Laboratorio, Escuela de Biología, Universidad de San Carlos de Guatemala

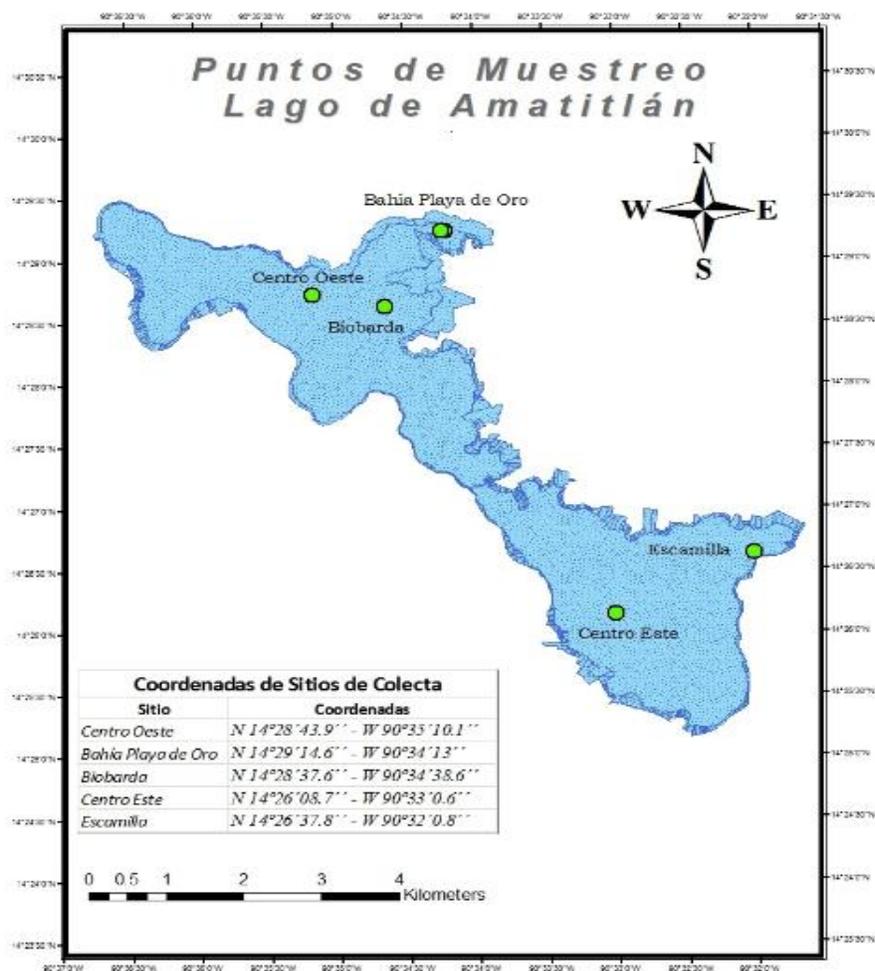
#### 6.3.3 *Materiales*

- Recipientes plásticos (un litro)
- Cámara de conteo de células Sedgwick-Rafter
- Botella de Van Dorn
- Disco de Secchi
- Micropipeta Brand® de 100-1000 µl
- Puntas para micropipeta para un volumen de un mililitro
- Microscopio Motic B1®
- Rejilla micrométrica

- Lugol al 10%
- Hieleras Coleman®
- Lancha
- Refrigeradora
- Hojas de datos para abundancias
- Libreta de campo
- Claves taxonómicas de Prescott (1970), Belcher & Swale (1976) y Bellinger & Sigeo (2010).
- Paquetes estadísticos: Microsoft Office Excel 2007®; programa R® versión 2.14.2. (Hornick, K. 2014)

#### 6.4 Metodología

Se establecieron cinco puntos de colecta en el Lago de Amatitlán. Los puntos de colecta se pueden observar en la figura 1.



Fuente: Cortesía del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (MAGA).

Figura 1: Mapa del Lago de Amatitlán donde están marcados los respectivos puntos de colecta.

Una muestra es una colección de observaciones que se toman de una determinada población. El tamaño de la muestra se define como el número de observaciones realizadas a una población; es una función del tamaño de la población, del nivel de confianza y del nivel de precisión deseado (Quinn & Keough, 2002, p. 14; Morra & Rist, 2009, p. 364). Para calcular el número de observaciones requeridas para determinar el tamaño de muestra, se realizaron curvas de acumulación de especies. Una curva de acumulación de especies es una gráfica que relaciona el número de especies observadas con función de alguna medida del esfuerzo de muestreo (unidades de esfuerzo) requerido para observarlas. Cuantas más especies haya y las abundancias sean más uniformes, más rápido subirá la curva. En contraste, si las abundancias de las especies son muy desiguales (algunas especies comunes y muchas especies raras, por ejemplo), la curva subirá lentamente aun en el principio, debido a que la mayoría de las muestras individuales representarían a las especies comunes que se han añadido a las muestras, en lugar de las especies raras que aún no se han detectado (Colwell, Chang, & Jing, 2004, p. 74; Gotelli & Colwell, 2011, p. 42). En este caso, las unidades de observación fueron los campos que posee una cámara de conteo de plancton. Utilizando dichas curvas, se establecieron cuántos campos (unidades de observación) debían de ser tomados en cuenta para un tamaño de muestra suficiente.

Las colectas se realizaron en dos épocas distintas: época seca (noviembre-abril) y época lluviosa (mayo-junio). Así mismo, la época seca se dividió en dos temporadas debido a las diferentes condiciones climáticas que predominan en los meses de noviembre a enero (menor temperatura y mayor viento) y en los meses de febrero a abril (mayor temperatura y menor viento) (Fuentes, S., 23 de junio del 2013, comunicación personal). Se realizaron observaciones en distintos estratos de la columna de agua; dichos estratos son: zona fótica, zona afótica e hipolimnion. Esto se realizó con el fin de determinar las características de los ensambles taxonómicos del fitoplancton del lago en estratos representativos de la columna de agua y así, explicar la propia dinámica que puedan tener dichas comunidades.

### *Colectas*

En cada uno de los puntos establecidos, se utilizó un disco de Secchi para poder determinar la profundidad de la zona fótica. Para esto, se multiplicó la medición del disco de Secchi por 2.7 (constante de Pool & Atkins) (Roldan, 1992). Se utilizó una botella de Van Dorn para poder colectar el número de observaciones requeridas. Luego de establecer la zona fótica, se colectó una muestra en la profundidad correspondiente a la mitad de dicha zona. En la zona afótica, se colectó una muestra tres metros abajo del límite inferior de la zona fótica. En el hipolimnion, se colectó de dos a tres metros arriba con respecto a los sedimentos que conforman el suelo del lago.

Se utilizaron recipientes plásticos de un litro. El contenido de los recipientes se fijó con lugol al 10%. Todos los recipientes se mantuvieron en cadena fría (4-10°C) hasta el momento de su identificación. Estos recipientes fueron etiquetados y llevaron los siguientes datos: número de colecta, fecha de colecta, hora, punto de colecta, colector y profundidad de colecta. En el laboratorio, los recipientes transparentes se forraban con aluminio; esto se realizó con el fin de que la luz no degradara la acción del fijador (lugol) (Dix *et al.*, 2012, p. 38). También se realizó una descripción del entorno (color del agua, presencia de plantas acuáticas, desechos sólidos, condición climática, etc.) de cada punto de colecta en el lago. La descripción se llevó a cabo regularmente

después de la toma de las muestras. Esto se realizó con el fin de analizar el entorno y tratar de relacionarlo con las abundancias y riqueza que presentaba el fitoplancton en el lago.

### *Trabajo en laboratorio*

Para la identificación de las especies se utilizó un microscopio Motic B1® Series, una micropipeta Brand® de 100-1000 µl y una cámara de conteo de células Sedgwick Rafter. Se utilizaron las claves taxonómicas de Prescott (1970), Belcher & Swale (1976) y Bellinger & Sigeo (2010). El conteo de células se puede realizar por varias metodologías (cámaras tubulares, cámaras no tubulares, etc.). Se contaron células por medio de la cámara Sedgwick-Rafter, que es una cámara no tubular. Esta cámara posee las siguientes dimensiones: 50 mm por 20 mm de lado y 1 mm de profundidad, y con una capacidad de 1 ml de muestra. Es utilizada comúnmente cuando se presentan altas densidades de organismos (Villafañe y Reid, 1995, p. 172-173).

Antes de revisar los recipientes, se procedió a agitarlos para que hubiera una homogenización de los mismos. Luego se tomó un mililitro del recipiente (mezclado) y se observó al microscopio. Con lo anterior se estableció la composición, abundancia y densidad de las comunidades de fitoplancton que habitan el Lago de Amatitlán.

La ecuación para calcular la densidad dependió de la cantidad de fitoplancton presente en las muestras (si era escaso o era abundante). La ecuación para calcular la densidad cuando el fitoplancton fue escaso es la siguiente (APHA, AWWA & WEF, 2005):

C: Número de células contadas

L: Largo de la banda (mm.)

D: Profundidad de la banda (mm.)

W: Ancho de la banda (mm.)

S: Número de bandas contadas

$$N^{\circ}/ml = \frac{C \times 1000 \text{ mm}^3}{L \times D \times W \times S}$$

Cuando el fitoplancton fue más abundante se utilizó la siguiente ecuación (APHA, AWWA & WEF, 2005):

C: Número de células contadas

A: Área del campo

D: Profundidad del campo

F: Número de campos contados

$$N^{\circ}/ml = \frac{C \times 1000 \text{ mm}^3}{A \times D \times F}$$

Además, para estimar el error de conteo, se utilizó la siguiente ecuación. El resultado nos indicó, tomando como base la especie más abundante, cuál es el porcentaje de error en el conteo (Lund *et al.*, 1958; Willén, 1976, p. 268; Ramírez, 2006, p. 240). .

$$\text{Error max } \frac{\pm 2}{\sqrt{n}} \text{ 100 \%}$$

## 6.5 Biovolumen

El biovolumen es una medida de la concentración de biomasa en una comunidad fitoplanctónica. Existen otros métodos convencionales utilizados para medir la biomasa, como por ejemplo la medición de clorofila *a* o la de carbono orgánico. Estos métodos tienen la desventaja de que sus resultados poseen grandes variaciones y así mismo, no permiten una diferenciación taxonómica de los principales grupos contribuidores de la biomasa, al contrario de la estimación del biovolumen celular que sí permite la diferenciación y contribución de cada grupo a la biomasa total. Además, puede indicar la contribución de especies particulares en cadenas alimenticias y en la sucesión fitoplanctónica. Por otro lado, el uso del biovolumen es una guía para el mantenimiento y control de los florecimientos de cianobacterias. Lo anterior se basa en la asunción de que la concentración de biomasa de cianobacterias es un mejor indicador del potencial riesgo de salud que la concentración de células (Hillebrand *et al.*, 1999, p. 403; Smayda, 1965, p. 477; Hawkins *et al.*, 2005, p. 1034).

Se analizó el biovolumen ( $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ ) de células de fitoplancton colectadas en el Lago de Amatitlán. Se hicieron mediciones de biovolumen a al menos 20 células, cenobios, filamentos y colonias de los géneros más abundantes para sacar un promedio de cada una de las medidas. Se utilizaron las ecuaciones propuestas por Hillebrand y colaboradores (1999) para obtener el volumen de cada género. Después de haber obtenido los volúmenes, se multiplicaron por las células/ml, colonias/ml o filamentos/ml obtenidas en los conteos de células previos y así, obtener el biovolumen. Se realizaron mediciones de biovolumen en las muestras colectadas en la zona fótica. Dichas mediciones se utilizaron para obtener el biovolumen de las muestras colectadas en los demás estratos. Las mediciones de biovolumen se utilizaron para analizar la existencia de dominancia por parte de algún ensamble fitoplanctónico (el que más contribuye en biomasa) en el Lago de Amatitlán. También se analizó en que época persistieron los florecimientos y en cuál punto de colecta permaneció la dominancia

## 6.6 Análisis estadísticos

### 6.6.1 Análisis de similitud

La diversidad beta es la variación en la composición de especies entre áreas. Para medir la diversidad beta es necesario investigar el grado de asociación o similitud de los sitios o muestras obtenidas. Los coeficientes de similitud son una alternativa para poder medir la diversidad beta de un par de sitios. Dichos índices son utilizados comúnmente para medir la asociación entre muestras (Magurran, 1988, p. 94; Rodríguez *et al.*, 2001, p. 19).

Se aplicaron análisis de similitud a las poblaciones de fitoplancton identificadas por estratos de la columna de agua (zona fótica, zona afótica e hipolimnion). Esto se realizó con el fin de establecer si existe un cambio en la composición de especies que habitan cada uno de los estratos. Se utilizó el Índice de Morisita-Horn el cual es un índice cuantitativo de similitud. Se utilizó el programa R® versión 2.14.2. (Hornick, 2014).

### 6.6.2 *Índices de Diversidad*

El Índice de Shanon-Wiener mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988, p. 34; Peet, 1974, p. 292). Los resultados de dicho índice se obtuvieron de cada uno de los estratos de la columna de agua en donde se realizaron colectas. Esto se hizo con el fin de comprobar si existía una tendencia en cuanto a si la diversidad disminuía o aumentaba conforme variaba la profundidad. Además, permitió analizar patrones de distribución de la diversidad y la variación de la diversidad de fitoplancton en las distintas épocas de muestreo. Se utilizó el programa R® versión 2.14.2. (Hornick, 2014).

### 6.6.3 *Índice de Dominancia*

El Índice de Simpson manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Dicho índice está fuertemente influenciado por la importancia de las especies más dominantes. A medida que aumenta el resultado del Índice de Simpson, disminuye la diversidad y esto se debe a la presencia de especies dominantes (Peet, 1974, p. 291; Magurran, 1988, p. 39). Los resultados de dicho índice se obtuvieron en cada uno de los estratos de la columna de agua en donde se realizaron colectas. Este índice se utilizó para establecer si existía una baja diversidad producto de la dominancia de algún grupo que compone el fitoplancton (algas verdes, cianobacterias, etc.). Se utilizó el programa R® versión 2.14.2. (Hornick, 2014).

## 7. Resultados

### 7.1 Curvas de acumulación de especies, tamaño de muestra y número de muestra

Se realizaron curvas de acumulación de especies para todos los puntos de colecta y estratos de la columna de agua estudiados. Esto se hizo con el fin de determinar el tamaño de la muestra. Para esto se utilizaron cuatro índices de riqueza no paramétricos: ICE, ACE, Chao 1 y Jackknife 1. Los resultados obtenidos indican que en la mayoría de las curvas de acumulación de especies, la asíntota se fue formando alrededor de los 300-400 campos de observación (de la cámara de conteo de células) (Figura 8, 9 y 10), por lo que el tamaño de la muestra se definió en 400 campos. Algunos sitios de colecta como Biobarda y Centro Oeste en la zona afótica, no tuvieron una asíntota tan definida como las demás curvas por lo que se presume que son sitios con mayor riqueza de especies. El número de muestra correspondió a un litro de agua colectado en cada punto de colecta. Se obtuvieron dos sub-muestras de un mililitro cada una, del litro de agua colectado. En cada sub-muestra se contaban 200 campos de la cámara de conteo para así completar el tamaño de muestra.

### 7.2 Colectas

Se realizaron colectas en cinco localidades. Tres puntos de colecta estaban localizados en el lado oeste: Biobarda (Bio), Playa de Oro (Playa) y Centro Oeste (CO) y dos puntos del lado este: Centro Este (CE) y Escamilla (Esca). Las mediciones del Disco de Secchi tuvieron una media, para todas las épocas y todos los puntos del lago, de 0.6 m. Los valores más altos fueron registrados en enero, alcanzando mediciones de 1.1-1.3 m. Posteriormente fueron bajando hasta alcanzar valores de 0.2-0.4 m. en los meses de febrero a abril. Las colectas en la zona fótica y afótica tuvieron medias de 0.8 y 4.6 m., respectivamente. Las colectas en el hipolimnion fueron establecidas antes de los muestreos (Figura 2) debido a que estas se realizaban de dos a tres metros antes de los sedimentos. En la mayoría de puntos de colecta se obtuvieron medias del Disco de Secchi de 0.6-0.7 m. a excepción de Playa de Oro donde se obtuvo una media de 0.5 m.

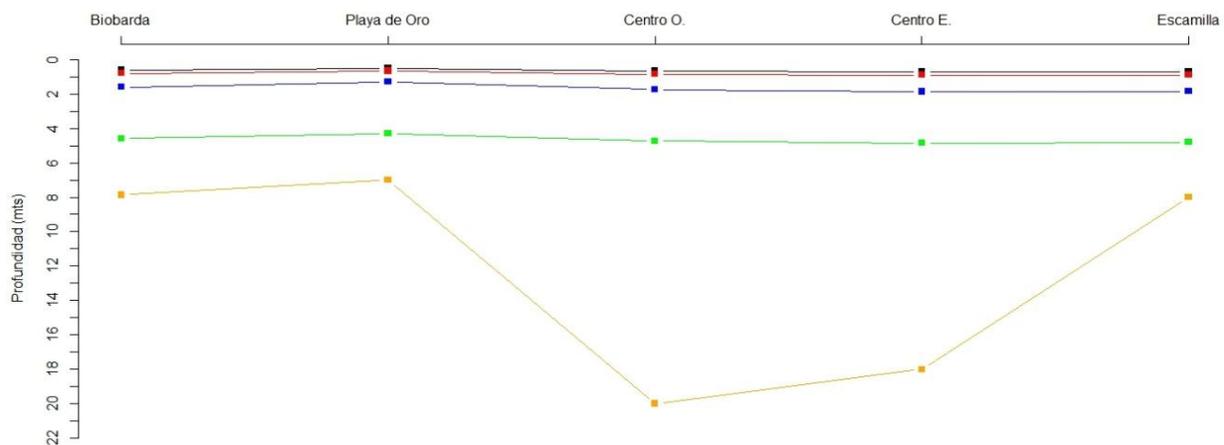


Figura 2: Promedios de medición del Disco de Secchi (línea negra), medición de la zona fótica (línea azul), colecta en la zona fótica (línea roja), colecta en la zona afótica (línea verde) y colecta en el hipolimnion (línea naranja).

### 7.3 Perfiles de temperatura

Los perfiles de temperatura para los meses muestreados evidencian que el único mes donde existe un período de mezcla es noviembre (Figura 11). En los meses siguientes hasta junio, se puede observar una estratificación térmica definida en la columna de agua para cada uno de los puntos de colecta. En estos meses, también se puede observar una termoclina en los primeros cinco metros. Además de dichas termoclinas, en enero y febrero se registran otras termoclinas por debajo de los cinco metros (Figuras 11 y 12).

### 7.4 Fitoplancton: composición, estructura, densidad y riqueza.

Se identificaron 36 taxones de fitoplancton: 16 de algas verdes (incluyendo a Desmidiáles), 10 de cianobacterias, 7 de diatomeas, 1 de euglenofitas, 1 de criptofitas y 1 de dinoflagelados. Los puntos de colecta donde se reportó una mayor cantidad de taxones (mayor riqueza) fueron Biobarda (30) y Escamilla (31) y el punto donde se reportó una menor cantidad de taxones fue Playa de Oro (27). Algunos taxones se encontraron en todos los puntos de colecta como *Aulacoseira granulata*, *Microcystis* spp., *Aphanizomenon* spp. y *Actinastrum* spp. Otros taxones solamente se encontraron en un punto como *Crucigenia fenestrata*, *Staurastrum gracile* y *Aphanocapsa* spp., entre otros. La mayoría de taxones se encontraron tanto en época seca como en época lluviosa, pero existieron algunos taxones que solamente se encontraron en una determinada época, por ejemplo: *Crucigenia fenestrata* y *Selenastrum* spp. para época lluviosa y *Ankistrodesmus* spp. y *Melosira* spp. para época seca (Tabla 11).

Los resultados de las densidades (cel/ml) y el biovolumen ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) se dividieron en dos épocas ambientales: Época seca y época lluviosa (mayo-junio). A la vez, época seca fue dividida en dos períodos: 1) noviembre-enero (N-E) = mayor viento; menor temperatura y 2) febrero-abril (F-A) = menor viento; mayor temperatura. En época seca (F-A) se reportaron las densidades más altas para cianobacterias, las cuales oscilaban entre 94,000 hasta 234,000 cel/ml; todas en la zona fótica (Figura 6). Las densidades más altas para diatomeas (16,000 a 25,000 cel/ml) y criptofitas (8,000 cel/ml) se registraron en su mayoría en época seca (F-A y N-E, respectivamente). Las densidades más altas para otros grupos no superaron las 2000 cel/ml (Figuras 6 y 7). A lo largo de los meses, los puntos de colecta que frecuentemente presentaban densidades altas de cianobacterias fueron Playa de Oro (zona fótica), Centro Este (zona fótica) y Escamilla (zona fótica) (Tabla 3).

### 7.6 Dominancia:

La dominancia de los ensamblajes fitoplanctónicos analizados (cianobacterias, diatomeas, algas verdes y otros), presentaron diferencias significativas tanto en la zona fótica, afótica y el hipolimnion (Kruskal-Wallis,  $p < 0.05$ ) (Tabla 2), lo cual sugiere que un grupo o más están ejerciendo una dominancia sobre los otros.

Tabla 2: Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis para los tres estratos de la columna de agua analizados en el Lago de Amatitlán, Guatemala.

Estrato	Chi-cuadrado	Valor p
Zona Fótica	26.4562	7.654e-06
Zona Afótica	28.058	3.532e-06
Hipolimnion	21.5466	8.105e-05

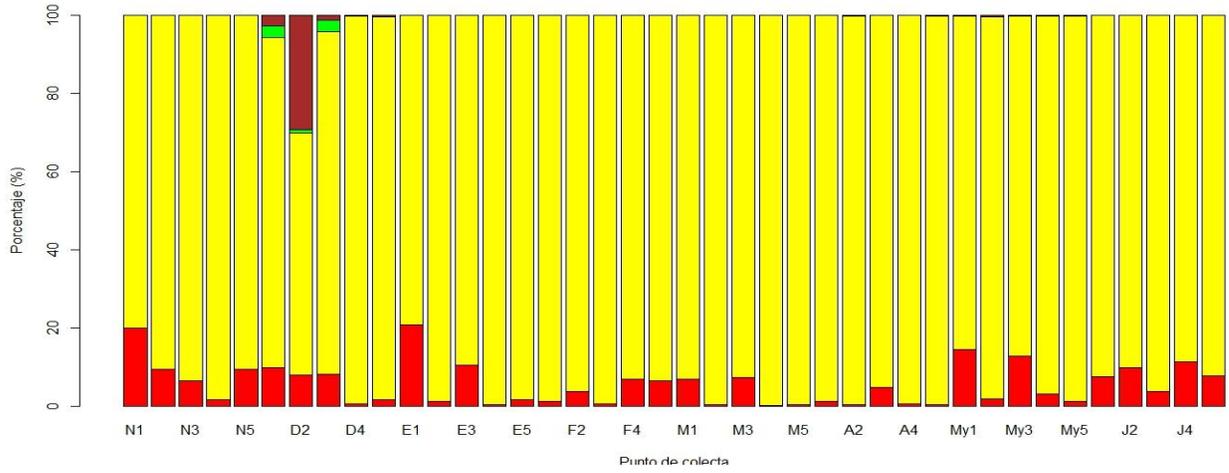
### 7.7 Biovolumen y dominancia de cianobacterias

En las mediciones de biovolumen, el grupo más dominante fueron las cianobacterias, alcanzando sus valores máximos en época seca, específicamente en marzo y abril, donde los valores oscilaron entre 287 mm<sup>3</sup>/L hasta 431 mm<sup>3</sup>/L, para la zona fótica. En la zona afótica y el hipolimnion, las cianobacterias también alcanzaron sus valores máximos en época seca (F-A) pero estos valores fueron menores comparándolos con los valores obtenidos en la zona fótica (Figura 5). El segundo grupo que más contribuyó en biomasa fueron las diatomeas. Los valores más altos correspondieron a los meses de enero y mayo, donde alcanzaron valores hasta de 6.59 mm<sup>3</sup>/L para la zona fótica. En la zona afótica, los valores más altos de diatomeas se alcanzan en los mismos meses que en la zona fótica, pero disminuyeron levemente en esta zona llegando a tener valores de 6.36 mm<sup>3</sup>/L. En el hipolimnion, los valores de biovolumen son bajos, comparándolos con los datos obtenidos en los demás estratos. Criptofitas y algas verdes obtuvieron biovolúmenes muy bajos comparados con los otros grupos, alcanzando valores máximos (2.59 y 0.25 mm<sup>3</sup>/L, respectivamente) en diciembre y en la zona fótica. El taxón que más contribuyó, en cuanto a biomasa, fue *Microcystis* spp. teniendo una media para todos los estratos y puntos de colecta de 16 mm<sup>3</sup>/L y valores máximos hasta de 163.2 mm<sup>3</sup>/L (Figura 4). En los demás taxones los valores máximos de biovolumen no alcanzaron los 6 mm<sup>3</sup>/L.

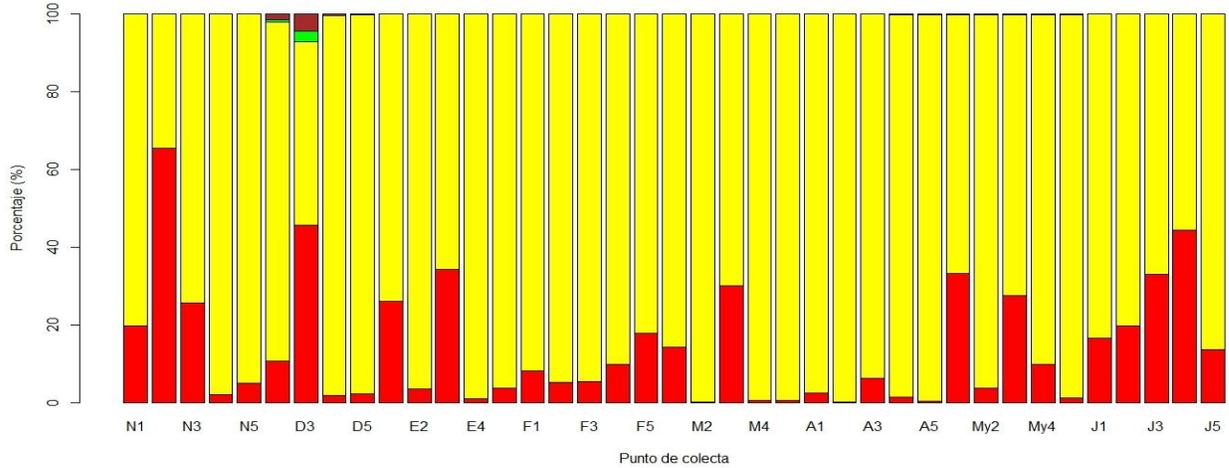
Se consideró dominancia cuando un grupo contribuía al 50% o más del biovolumen total en un punto determinado. A lo largo de ocho meses, se tuvieron 40 muestreos en cada uno de los estratos de la columna de agua. En la zona fótica, la dominancia de cianobacterias fue muy evidente, ya que en todos los muestreos hubo dominancia de este grupo (Figura 3). El menor porcentaje de biomasa de cianobacterias en dicho estrato fue del 62%, mientras que en varias ocasiones alcanzaron porcentajes de hasta el 99%. En ese mismo estrato se observó el mayor porcentaje de biovolumen perteneciente a criptofitas (alrededor de 29%), correspondiente a la época seca (N-E).



a)



b)



c)

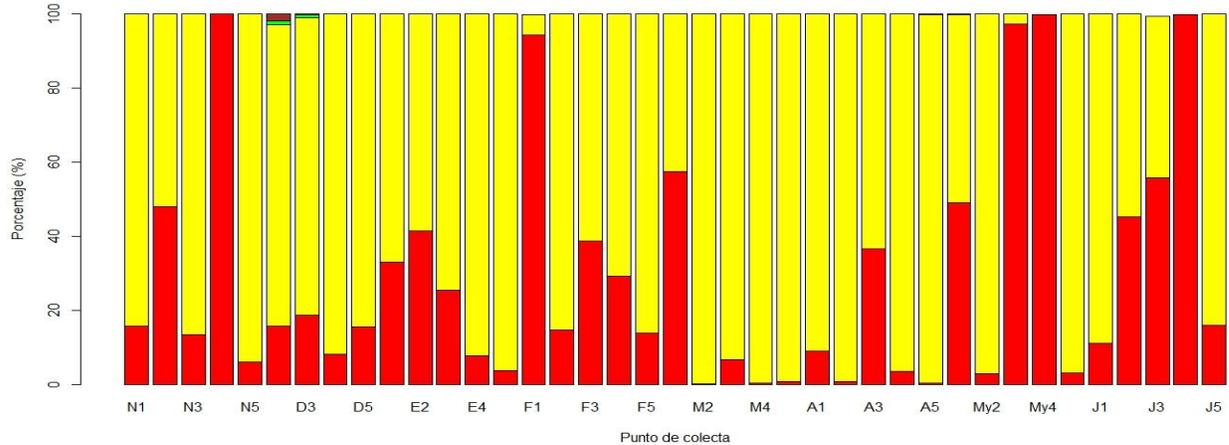


Figura 3: Porcentajes totales de biovolúmenes ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) de los principales grupos de fitoplancton correspondientes a: a) zona fótica, b) zona afótica y c) hipolimnion. Los porcentajes corresponden a todos los puntos de colecta (1=Biobarda, 2=Playa, 3=C0, 4=CE, 5=Escamilla) y a todos los meses muestreados (N=noviembre, D=diciembre, E=enero, F=Febrero, M=marzo, A=abril, My=mayo, J=junio) en el Lago de Amatitlán, Guatemala. No se tiene datos de la zona afótica y el hipolimnion para D2, por lo que no se incluye en las gráficas.

En la zona afótica los resultados cambian, ya que existe dominancia de diatomeas en al menos un punto de muestreo (noviembre, Playa de Oro) y en otro punto (diciembre, CE) no existe dominancia de ningún grupo. En los restantes puntos la dominancia de cianobacterias persiste. En época seca (F-A) se obtuvieron los porcentajes más altos para cianobacterias (el valor más bajo para esta época fue del 70%) y los más bajos para diatomeas, en contraste con los primeros meses de la época seca (N-E) y de los meses de la época lluviosa donde se obtiene los porcentajes más altos para diatomeas (44-65%). En el hipolimnion, la dominancia de cianobacterias continuo, pero no generalizada para todos los muestreos y todas las épocas debido a que existió dominancia de diatomeas (al menos en siete puntos de muestreo). En algunas muestras de época seca (N-E) y época lluviosa se encontraron porcentajes de más del 90% correspondiente al biovolumen de diatomeas. La dominancia de diatomeas se redujo en marzo y abril, donde los porcentajes para cianobacterias alcanzaron el 99% para ciertos muestreos.

### 7.8 Relación de la diversidad de fitoplancton con la dominancia de cianobacterias

En la mayoría de meses de observación se determinó una relación inversa entre la diversidad del fitoplancton y la dominancia de cianobacterias (coeficientes de correlación  $r$  entre  $-0.144$  y  $-0.775$ ). Solamente en el mes de mayo se tuvo una relación directa entre las dos variables ( $r = 0.103$ ). En varios meses se obtuvieron valores  $-0.1$  a  $-0.3$  lo que representa relaciones inversas débiles. El único mes que tiene una correlación fuerte es febrero ( $r = -0.775$ ).

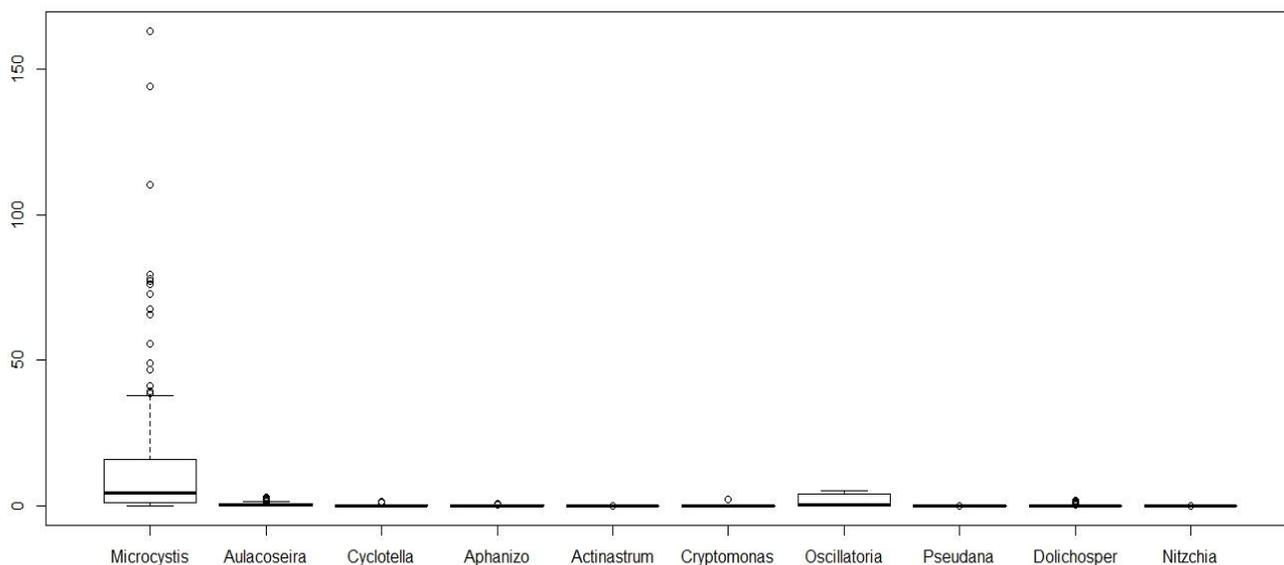
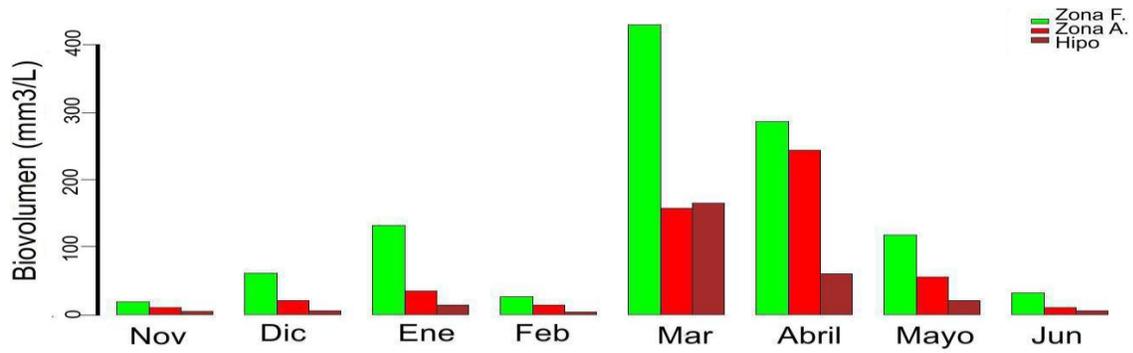
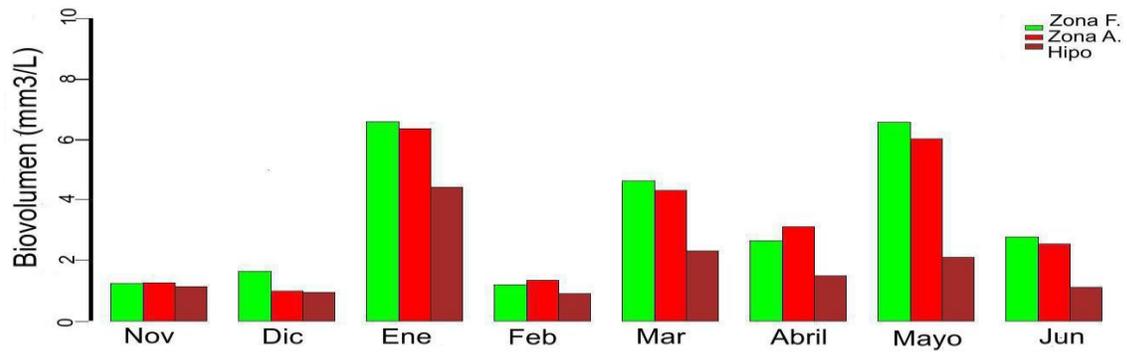


Figura 4: Diagrama de cajas de los valores de biovolumen ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) pertenecientes a los taxones más abundantes en el Lago de Amatitlán, Guatemala.

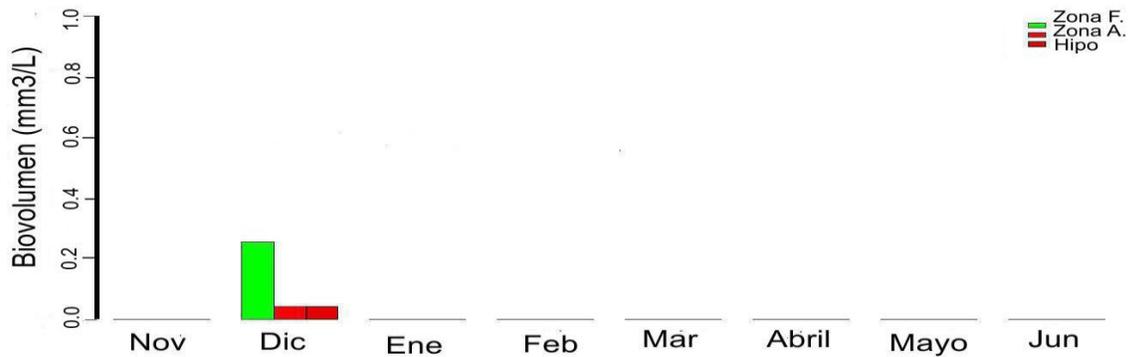
a)



b)



c)



d)

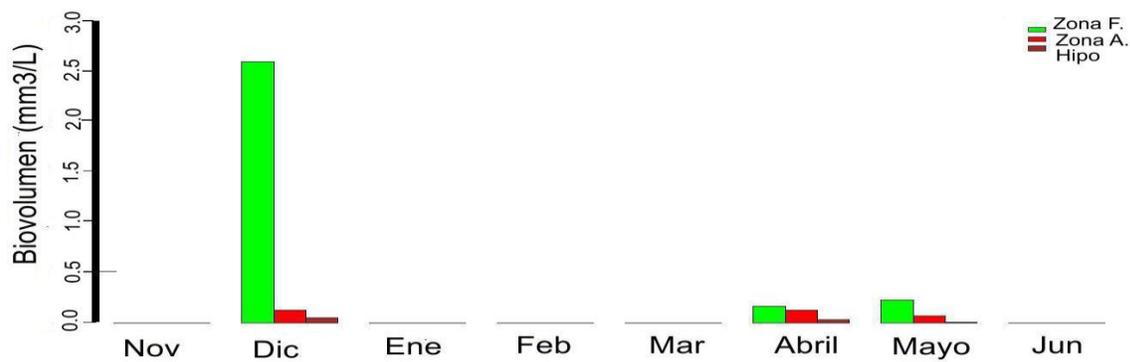


Figura 5: Biovolúmenes totales de a) Cianobacterias, b) Diatomeas, c) Algas verdes y d) Criptofitas correspondientes a los ocho meses y estratos de la columna de agua muestreados en el Lago de Amatitlán, Guatemala.

## Cianobacterias: composición, densidades y estructura en distintas épocas ambientales

La composición de las cianobacterias estuvo conformada por taxones pertenecientes a los órdenes Nostocales (*Dolichospermum* spp., *Aphanizomenon* spp., etc.), Chroococcales (*Microcystis* spp., *Merismopedia* spp., etc.) y Oscillatoriales (*Oscillatoria* spp., *Pseudanabaena* spp., etc.). El taxón que presentó las mayores densidades fue *Microcystis* spp.. En la zona fótica correspondiente a la época seca (F-A), *Microcystis* registró las mayores densidades, las cuales oscilaban entre 61,000 hasta 208,000 cel/ml. En las demás épocas y en el mismo estrato de la columna de agua, se registraron densidades menores, con excepción de los puntos CE y Escamilla (lado oeste del lago) que mantuvieron densidades altas de *Microcystis* durante estas épocas (17,000 hasta 114,000 cel/ml). *Dolichospermum* spp. fue el segundo taxón con las densidades más altas, las cuales alcanzaron valores de 7,000 a 24,000 cel/ml para época seca (F-A) y de 3,900 a 31,000 cel/ml para época lluviosa. Al igual que ocurrió con *Microcystis* spp., los puntos donde se registraron las mayores densidades de *Dolichospermum* spp. fueron CE y Escamilla, tanto en la zona fótica como afótica.

Tabla 3: Máxima(s) densidad(es) de todos los grupos de fitoplancton identificados, por época y lado del Lago de Amatitlán, Guatemala, donde se encontraron frecuentemente.

Tipo de época	Época seca		Época lluviosa	Lado del lago con altas densidades Oeste y Este
	Noviembre-enero	Febrero-abril	Mayo-junio	
Cianobacterias	32,765-114,702 cel/ml	94,337-234,827 cel/ml	40,410-56,682 cel/ml	Lado Este
Diatomeas	10,520-12,895 cel/ml	16,075-25,797 cel/ml	11,620-13,485 cel/ml	Lado Oeste
Algas verdes	1,000-2,047 cel/ml	242-665 cel/ml	215-492 cel/ml	Lado Oeste
Desmidiáles	87-110 cel/ml	45-85 cel/ml	85-147 cel/ml	Lado Oeste
Euglenofitas	0 cel/ml	2 cel/ml	2 cel/ml	Lado Oeste y Este
Criptofitas	8,590 cel/ml	187-312 cel/ml	145-392 cel/ml	Lado Oeste y Este
Dinoflagelados	222 cel/ml	17-22 cel/ml	17-27 cel/ml	Lado Oeste y Este

## Diatomeas, algas verdes y criptofitas: composición, estructura y densidades en distintas épocas ambientales

La composición de las diatomeas estuvo integrada por siete taxones. *Aulacoseira* spp. fue el taxón con las mayores densidades, las cuales se incrementaron en época seca (F-A) hasta alcanzar densidades de 25,000 cel/ml. En época lluviosa se alcanzaron densidades de 10,000 a 12,000 cel/ml. Los puntos de colecta donde se encontraron las densidades más altas de *Aulacoseira* spp. se encontraron en el lado oeste del lago y fueron: Biobarda, tanto en la zona fótica, como en la zona afótica y el hipolimnion, y CO, tanto en la zona fótica como en la zona afótica.

En la composición de las algas verdes que en total la conformaron 16 taxones, las mayores densidades reportadas fueron para *Actinastrum* spp. las cuales alcanzaron valores desde 300 hasta 1100 cel/ml. Estas densidades se registraron en época seca (N-E) y los puntos donde fueron constantes las densidades fueron Biobarda, en los tres estratos de columna de agua, y CO también en los tres estratos. Las criptofitas tuvieron una elevada densidad en diciembre, específicamente en Playa de Oro (zona fótica) donde alcanzaron valores de 8590 cel/ml. Dinoflagelados y euglenofitas fueron las menos diversas y sus densidades no superaron las 1000 cel/ml (Figura 6).

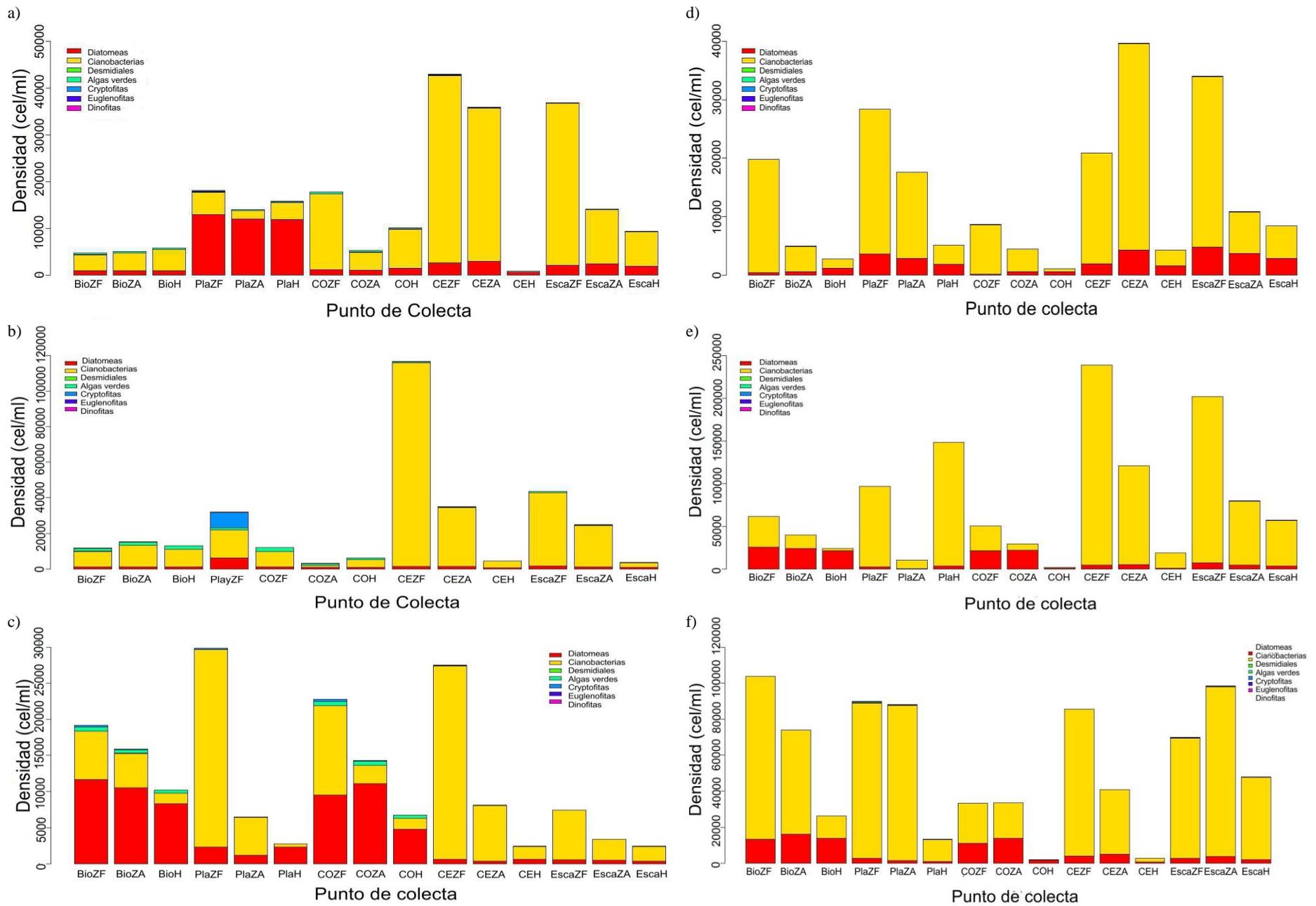


Figura 6: Densidades (cel/ml) de los ensambles fitoplanctónicos en el Lago de Amatitlán, Guatemala, correspondientes a época seca: a) Noviembre, b) Diciembre, c) Enero, d) Febrero, e) Marzo y f) Abril; para todos los estratos de la columna de agua colectados: Zona fótica (ZF), zona afótica (ZA) e hipolimnion (H); para todos los puntos de colecta: Biobarda (Bio), Playa de Oro (Pla), Centro Oeste (CO), Centro Este (CE) y Escamilla (Esca).

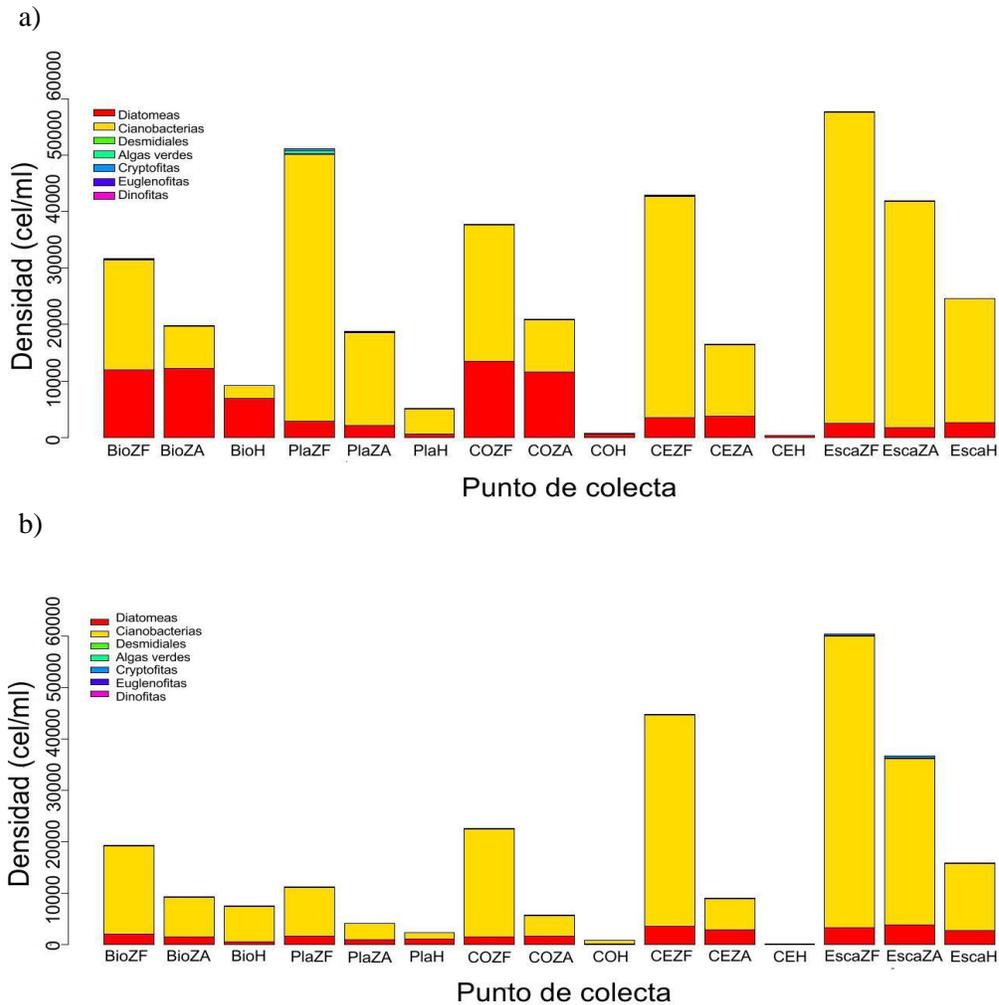


Figura 7: Densidades (cel/ml) de los ensambles fitoplanctónicos en el Lago de Amatitlán, Guatemala, correspondientes a época lluviosa: a) Mayo y b) Junio; para todos los estratos de la columna de agua colectados: Zona fótica (ZF), zona afótica (ZA) e hipolimnion (H); para todos los puntos de colecta: Biobarda (Bio), Playa de Oro (Pla), Centro Oeste (CO), Centro Este (CE) y Escamilla (Esca).

### 7.5 Diversidad, dominancia y similitud de los ensambles fitoplanctónicos

En la Tabla 5 se puede notar que las diversidades más altas se obtuvieron en época seca (N-E) (2.10 a 3.13 bits). Luego, en la mayoría de los puntos de colecta, la diversidad comienza a bajar, especialmente en marzo y abril (0.15 a 0.4 bits). Para los últimos meses correspondientes a la época lluviosa, la diversidad comienza a incrementarse (2.34- 2.61 bits). Los puntos de colecta que presentaron bajas diversidades de fitoplancton, a lo largo de los meses muestreados fueron CE en la zona fótica, Playa de Oro en la zona afótica y Escamilla en la zona fótica. Los lugares con las diversidades más altas fueron Biobarda y CO, tanto en la zona fótica como en la zona afótica.

En la zona fótica de los puntos CE y Escamilla (lado este del lago), existieron las mayores dominancias (1.04-1.29 y 1.19-1.28, respectivamente) (Tabla 4). En las zonas afóticas, tanto de CO como de Biobarda (lado oeste del lago), existieron las menores dominancias (5.18-6.31 y 3.11- 3.75). En época seca (marzo y abril) se acentúa la dominancia, mientras que en los restantes meses disminuye en ciertos puntos de colecta.

Tabla 4: Variación mensual de la dominancia del fitoplancton (1-D) por estrato de la columna de agua y punto de colecta en el Lago de Amatitlán, Guatemala.

Lugar de Colecta	Bio1	Bio2	Bio3	Playa 1	Playa 2	Playa 3	CO1	CO2	CO3	CE1	CE2	CE3	Esca 1	Esca 2	Esca 3
Noviembre	2.68	3.11	1.79	2.06	1.67	1.95	1.56	2.12	1.85	1.23	1.26	2.08	1.19	1.64	1.78
Diciembre	2.00	2.71	3.34	3.12	--	--	2.07	6.31	2.32	1.04	1.17	1.87	1.19	1.53	2.83
Enero	2.53	2.20	1.52	1.38	1.90	1.48	2.92	1.68	1.93	1.49	2.51	3.99	2.45	3.49	3.36
Febrero	2.11	3.69	2.76	1.54	1.56	2.42	1.78	2.46	2.90	2.30	2.17	3.29	2.62	3.11	2.30
Marzo	2.06	2.06	1.24	1.08	1.04	1.10	2.29	1.73	2.58	1.29	1.44	1.12	1.20	1.24	1.27
Abril	1.36	1.72	2.10	1.43	1.09	1.43	2.12	2.25	1.32	1.37	1.89	1.81	1.27	1.31	1.30
Mayo	2.23	2.14	1.70	2.01	2.35	1.74	2.04	2.29	1.28	2.15	2.78	1.12	1.35	1.29	1.40
Junio	2.45	3.75	2.34	2.53	4.23	3.80	1.67	5.18	1.32	2.38	3.70	1.46	2.28	2.58	2.16

(Zona fótica = 1; Zona afótica = 2; Hipolimnion = 3)

Los resultados demuestran que la similitud en el ensamble de especies de cada uno de los estratos y puntos es muy baja (valores hasta de  $1.26e-5$ ), lo cual demuestra la gran disimilitud en la composición de especies. El punto que más similitud poseía entre estratos era el punto CE en la época seca (N-E) para las zonas afótica e hipolimnion (0.91) y para la zona fótica y el hipolimnion (0.93). El mes que presentó una mayor similitud entre estratos fue junio, mientras que los meses de marzo y abril presentaban una elevada disimilitud entre estratos. También se observó (Tabla 6) que la similitud entre los estratos de las zonas fótica y afótica es la más baja, comparando los resultados entre los demás estratos (zona fótica e hipolimnion y zona afótica e hipolimnion). En varios puntos, la zona fótica y el hipolimnion son los estratos que presentan una mayor similitud entre sí.

Tabla 5: Variación mensual de la diversidad del fitoplancton ( $H'$ ) por estrato de la columna de agua y punto de colecta en el Lago de Amatitlán, Guatemala.

Lugar de Colecta	Bio1	Bio2	Bio3	Playa1	Playa2	Playa3	CO1	CO2	CO3	CE1	CE2	CE3	Esca1	Esca2	Esca3
Noviembre	2.16	2.18	1.53	1.49	1.32	1.48	1.16	1.86	1.49	0.67	0.71	1.72	0.59	1.23	1.36
Diciembre	1.84	2.10	2.32	2.13	--	--	1.94	3.13	2.05	0.19	0.59	1.61	0.66	1.13	2.20
Enero	1.96	1.82	1.19	0.91	1.38	1.07	1.98	1.48	1.64	1.01	1.72	2.29	1.81	2.10	2.05
Febrero	1.27	2.07	1.82	1.07	1.02	1.51	1.28	1.64	2.05	1.45	1.41	1.90	1.67	1.87	1.49
Marzo	1.17	1.28	0.68	0.30	0.15	0.36	1.39	1.21	1.59	0.66	0.95	0.40	0.56	0.64	0.70
Abril	0.78	1.14	1.20	1.03	0.39	1.06	1.38	1.42	0.67	0.86	1.33	1.07	0.73	0.77	0.75
Mayo	1.42	1.45	1.21	1.48	1.75	1.32	1.26	1.50	0.62	1.41	1.69	0.43	0.82	0.75	0.83
Junio	1.90	2.34	1.59	2.02	2.48	2.35	1.35	2.61	0.75	1.45	2.09	0.88	1.40	1.60	1.46

(Zona fótica = 1; Zona afótica = 2; Hipolimnion = 3)

Tabla 6: Variación mensual de la similitud en la composición de especies por estrato de la columna de agua y punto de colecta en el Lago de Amatitlán, Guatemala.

	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio
Bio 1-2	0.04	0.06	0.008	0.15	0.07	0.01	0.12	0.08
Bio 2-3	0.10	0.03	0.04	0.33	0.13	0.15	0.02	0.22
Bio 1-3	0.03	0.17	0.08	0.36	0.36	0.25	0.25	0.41
Playa 1-2	0.03	--	0.03	0.001	0.0002	0.01	0.007	0.13
Playa 2-3	0.01	--	0.64	0.09	0.0007	0.01	0.02	0.26
Playa 1-3	0.0026		0.80	0.11	0.0003	0.001	0.01	0.25
CO 1-2	0.02	0.36	0.28	0.05	0.22	0.01	0.10	0.39
CO 2-3	0.009	0.31	0.003	0.49	0.27	0.30	0.19	0.71
CO 1-3	0.008	0.005	0.30	0.60	0.010	0.41	0.50	0.92
CE 1-2	0.0003	0.002	0.08	0.007	0.002	0.02	0.04	0.16
CE 2-3	0.91	0.03	0.30	0.19	0.01	0.04	0.66	0.47
CE 1-3	0.93	0.05	0.40	0.18	0.007	0.07	0.88	0.88
Esca 1-2	0.02	0.01	0.06	0.08	0.0005	0.0004	0.0007	0.007
Esca 2-3	0.001	0.11	0.02	0.0473	0.0001	1.2611e-05	0.004	0.14
Esca 1-3	0.03	0.14	0.12	0.0967	0.0011	0.0003	0.003	0.19

(Zona fótica = 1; Zona afótica = 2; Hipolimnion = 3)

## 8. Discusión de resultados

El Lago de Amatitlán presentó una serie de características que indican el estado trófico de este cuerpo de agua. Entre estas características podemos mencionar: 1) La poca transparencia encontrada en las aguas del Lago de Amatitlán ( $x = 0.6$  mts.) indica el estado eutrófico de dicho lago (Vollenweider & Kerekes, 1980) debido a que la transparencia se reduce conforme un cuerpo de agua se va eutrofizando. 2) La mayoría de los taxones identificados en el Lago de Amatitlán están presentes en cuerpos de agua altamente enriquecidos o en estado de eutrofización, como por ejemplo: *Microcystis* spp., *Aulacoseira granulata*, *Cryptomonas* spp., *Scenedesmus* spp., *Coelastrum* spp. y *Golenkinia* spp. (Reynolds *et al.*, 2002; Paerl *et al.*, 2001, p. 79). 3) Los organismos más abundantes y por consiguiente, con mayores abundancias (*Microcystis* spp. y *Aulacoseira* spp.) formaban parte de grandes colonias y filamentos. Esto indica que el lago es un cuerpo de agua fértil o altamente productivo, ya que solo este tipo de lagos puede mantener fitoplancton de grandes proporciones (Moss, 2010, p. 275).

Se observaron varios cambios en la composición y en la estructura en los ensamblajes fitoplanctónicos a lo largo de los meses muestreados. El ensamblaje taxonómico más abundante a lo largo de los meses muestreados fue el de las cianobacterias. Esto se debió a las condiciones favorables que el Lago de Amatitlán tenía para el crecimiento de las cianobacterias, entre las cuales podemos mencionar: la estratificación termal que se tuvo en la mayoría de meses muestreados (Figura 11 y 12) y el exceso en la cantidad de nutrientes que recibe el lago por medio de su afluente. *Microcystis* spp. fue el taxón más abundante a lo largo de los meses muestreados. El florecimiento más grande de *Microcystis* fue en los meses de marzo y abril (época seca) llegando a alcanzar densidades de 208,000 cel/ml en el lado este (Figura 6), por lo que la dominancia aumentó y la diversidad bajo considerablemente (Tablas 4 y 5). Las densidades de *Dolichospermum* spp. comenzaron a elevarse en estos mismos meses y en los mismos puntos. Al llegar la época lluviosa, se observó un cambio en la estructura de las cianobacterias, ya que las abundancias y densidades de *Dolichospermum* empezaron a subir y a superar a las densidades de *Microcystis*. Este cambio estructural en los ensamblajes de cianobacterias más la aparición de heterocistos en *Dolichospermum* podría indicar que existe una incipiente limitación de nitrógeno, específicamente en el lado este del lago. En la mayoría de los meses, las densidades más altas de cianobacterias se alcanzaron en el lado este del lago. Esto podría indicar que los tiempos de residencia en las dos partes del lago (oeste y este) son diferentes y que el tiempo de residencia es mayor en el lado este por lo que las cianobacterias se beneficiarían al llevar a cabo grandes florecimientos.

En cuanto a la dominancia de los distintos ensamblajes fitoplanctónicos tanto en la zona fótica, como en la zona afótica y en el hipolimnion, se presentaron diferencias ( $p < 0.05$ ) por lo que un ensamblaje o más ejercían dominancia sobre los otros. Para comprobar qué grupo mantenía dominancia sobre los demás, se realizaron análisis de biovolumen (biomasa). Los resultados indicaron que el volumen celular de las cianobacterias presentes en el lago es mucho mayor que el de cualquier otro grupo. Este indicador de biomasa no está correlacionado con la densidad, ya que en varios puntos de colecta, por ejemplo, las densidades de diatomeas superan a las densidades de cianobacterias, pero no es así en cuanto a biovolumen. La zona fótica fue el estrato de la columna de agua donde hubo una dominancia total de cianobacterias, para todos los puntos de colecta y todas las épocas, ya que las contribuciones de biovolumen fueron  $> 50\%$  de biovolumen total. Esto se debió a la presencia de varios géneros de cianobacterias poseedoras de vesículas de gas (*Microcystis* spp., *Dolichospermum* spp., *Oscillatoria* spp., etc.). Estos géneros de cianobacterias pueden regular su flotabilidad y realizar migraciones verticales hacia la superficie (Oliver & Ganf, 2000, p. 151) y así, formar florecimientos acumulativos en la

superficie. También se ha encontrado en algunos géneros de cianobacterias, que la adición de nutrientes (N y P) aumenta la flotabilidad de la colonias, no importando la cantidad de tiempo que estén expuestas a la luz (Brookes *et al.*, 1999; Klemer *et al.*, 1995) por lo que si se tiene un flujo constante de nutrientes, la dominancia de cianobacterias es más factible. Además, hay que agregar que el lago tuvo una estratificación termal durante casi todos los meses muestreados (Figuras 11 y 12); esto favorece el crecimiento de las cianobacterias ya que en condiciones de poca turbulencia, las cianobacterias con vesículas de gas pueden realizar con mayor facilidad dichas migraciones y permanecer en la zona fótica.

En la zona afótica, las proporciones de biovolumen de cianobacterias también fueron altas, pero menores en comparación con las de la zona fótica. Las cianobacterias dominaron en todos los puntos a excepción de uno, donde hubo dominancia de diatomeas. Las altas densidades presentes en este estrato y por consiguiente dominancia, pueden deberse a las migraciones diarias que realizan las cianobacterias por medio de las vesículas de gas. Al estar expuestas a mucho tiempo en la luz, se sintetizan rápidamente carbohidratos y a la vez, se colapsan las vesículas de gas. Esto produce el hundimiento de las células, por lo que las colonias se mueven para la zona afótica donde usan los carbohidratos y sintetizan nuevas vesículas de gas, lo que produce la migración vertical (Aubriot, Kruck y Bonilla, 2009, p. 7; Mur, Skulberg & Utkilen, 1999). En el hipolimnion, las densidades de cianobacterias bajan y por lo tanto, la dominancia de cianobacterias baja también, dando lugar a la dominancia de diatomeas. En marzo y abril ocurren las mayores dominancias por parte de las cianobacterias para este estrato, lo cual nos indica que las tasas de hundimiento de las cianobacterias son mayores cuando existe un florecimiento grande.

La virtual dominancia de cianobacterias en casi todos los puntos de colecta y en especial en la zona fótica nos indica algunas características del ecosistema: 1) Grandes concentraciones de P entran al ecosistema del Lago de Amatitlán, lo cual beneficia a las cianobacterias debido a que el P es comúnmente el elemento limitante del crecimiento fitoplanctónico (Havens, 2008; Karl, 2000). Al no haber limitación de nutrientes, las abundancias aumentan y la posterior dominancia de cianobacterias es factible. 2) Se producen procesos de estratificación y desestratificación diarios del lago lo cual permite la dominancia de cianobacterias. Oliver & Ganf (2000) señalan que las condiciones como altas temperaturas y altas cantidades de nutrientes son las ideales para mantener a poblaciones densas de cianobacterias y proveerlas de un hábitat permanente. Lo que ocurre en este proceso es que las cianobacterias capaces de regular su flotabilidad (*Microcystis* spp., *Dolichospermum* spp., etc.), podrían realizar hundimientos verticales al momento de la desestratificación (noche) hasta llegar al hipolimnion. En este estrato podrían absorber los nutrientes de los sedimentos, para así, cuando se haya estratificado el lago (día), las cianobacterias estarían realizando migraciones verticales hacia el epilimnion y zona fótica. Estos nutrientes se utilizarían para soportar el crecimiento de las cianobacterias en el día (Walsby, 1992, p. 154; Oliver & Ganf, 2000, p. 153).

Al tratarse de un lago con características eutróficas y en ocasiones hipereutróficas, se consideraría que la diversidad de fitoplancton podría ser baja debido a la dominancia de cianobacterias. Los resultados de las correlaciones indican efectivamente que existe una relación inversa para casi todos los meses entre la dominancia y la diversidad de fitoplancton, lo que nos indica que entre mayor sea el biovolumen de cianobacterias menor será la diversidad. Aunque la relación fue inversa, los resultados (valores  $r$ ) no indicaron correlaciones fuertes, a excepción del mes de febrero. En marzo y abril, a pesar de haber elevados biovolúmenes de cianobacterias, no hay una fuerte correlación entre las variables anteriormente descritas ( $r = -0.417$  y  $-0.378$ , respectivamente), mientras que en los meses con mayor diversidad (noviembre-enero) tampoco hubo una marcada variación en la relación entre la diversidad y la

dominancia de cianobacterias. Esto sugiere que a pesar de que la dominancia de cianobacterias se mantuvo en varias épocas y puntos de colecta, la diversidad y específicamente la riqueza del fitoplancton no está afectada. Lo anterior confirma lo dicho por Hutchinson (1961) por lo que el Lago de Amatitlán todavía posee un no-equilibrio en su ambiente en todas las épocas del año lo cual permite que la riqueza se mantenga, a pesar de que la dominancia de cianobacterias es grande.

Las diatomeas fueron el segundo grupo más abundante a lo largo de los meses muestreados. Las abundancias y densidades de diatomeas fueron mayores en el lado oeste, en especial en los puntos de colecta Biobarda y CO donde constantemente superaban densidades de 10,000 cel/ml (Figura 6 y 7). De noviembre a diciembre (época seca), la composición de diatomeas fue mayormente conformada por abundancias de *Aulacoseira* spp. y *Cyclotella* spp. Luego la composición cambio, ya que las abundancias de *Cyclotella* bajaron y existió un aumento de *Aulacoseira*, principalmente en marzo-abril (época seca) y mayo (época lluviosa). En el punto CO, las densidades de diatomeas fueron muy parecidas (en cantidad) a las que presentó el punto Biobarda y además aparecieron en el mismo tiempo. Lo anterior sugiere que los dos puntos comparten ciertas características idóneas para la abundancia de diatomeas, especialmente para *Aulacoseira* spp. que es el género más abundante. Las diatomeas han sido asociadas a lugares donde existen altas cantidades de nutrientes y alta turbulencia o mezcla (Litchman, 2007). El punto de colecta denominado Biobarda se encuentra en la entrada del Río Villalobos (afluente), por lo que la entrada de las aguas provenientes del río podría causar una mezcla constante de la columna de agua, además de agregar una gran cantidad de nutrientes. Esto podría explicar las elevadas densidades de diatomeas en este punto y en todos los estratos. En el punto CO, al observar los perfiles de temperatura, se podría indicar que los primeros metros de la columna de agua estarían mezclándose como producto de la acción del viento, por lo que la termoclina bajaría alrededor de los 5 metros (Roldan y Ramírez, 2008). Una mayor mezcla haría más factible que las diatomeas elevaran sus densidades. Además, hay que señalar que las diatomeas tienden a tener las mayores tasas de consumo de nutrientes que cualquier otro grupo (Litchman, 2007, p. 362) por lo que podrían aprovechar cualquier situación de mezcla y la gran cantidad de nutrientes presentes en el lago. En este punto de colecta (CO), las densidades de diatomeas en el hipolimnion casi siempre se mantuvieron bajas.

En los meses de noviembre a enero (época seca) se obtuvieron las mayores abundancias y densidades de algas verdes y criptofitas. *Actinastrum* spp. fue el taxón que más contribuyó en la composición de las algas verdes y *Cryptomonas* spp. fue el único taxón identificado para las criptofitas. Estas densidades altas se obtuvieron en los puntos de colecta del lado oeste del lago en contraste con el lado este, donde las densidades de los anteriores grupos son menores y las densidades de las cianobacterias son altas. Esto podría indicar que el fitoplancton en el lado oeste, en estos meses (N-E), podría tener una baja competencia por los nutrientes ya que las abundancias de algas verdes y criptofitas se elevan en puntos donde la competencia es baja (Oliver & Ganf, 2000, p. 152). En dichos meses, la diversidad del fitoplancton aumenta y la dominancia disminuye (Tabla 4 y 5), en especial en los puntos de colecta ubicados del lado oeste. En febrero-abril la estratificación térmica se hace más marcada, por lo que la competencia por los nutrientes aumenta y la dominancia de cianobacterias también. Aunque la riqueza de algas verdes se mantiene, las abundancias de este ensamble junto con *Cryptomonas* spp. bajan considerablemente desde febrero y se mantienen así hasta la época lluviosa.

## 9. Conclusiones

Existe una total dominancia por parte de las cianobacterias en la zona fótica, tanto en época seca como en época lluviosa. La dominancia va disminuyendo gradualmente conforme la profundidad va aumentando.

La riqueza de fitoplancton no se encuentra seriamente afectada por la dominancia de cianobacterias, pero la composición de los ensambles fitoplanctónicos sí sufre cambios ya que se reducen las abundancias de casi todas las poblaciones de algas verdes, criptofitas y diatomeas.

Los lados este y oeste del lago varían en cuanto a composición de los ensambles fitoplanctónicos. El lado este favorece la abundancia de cianobacterias. El lado oeste favorece la abundancia de algas verdes, criptofitas y diatomeas.

Las condiciones existentes en el lago de Amatitlán, de febrero a marzo (época seca) favorecen a las poblaciones de cianobacterias hasta el punto de convertirse en extensos y grandes florecimientos.

Las condiciones existentes en el Lago de Amatitlán, de noviembre a enero, favorecen la abundancia de algas verdes y criptofitas, sin llegar a superar la abundancia de cianobacterias.

El ecosistema del Lago de Amatitlán se encuentra en gran deterioro, lo cual se refleja en los constantes y permanentes florecimientos de cianobacterias que existen en este cuerpo de agua.

La probabilidad de que existan florecimientos tóxicos en el Lago de Amatitlán es grande debido a las altas densidades y altos biovolúmenes encontradas en época seca (F-A).

## 10. Recomendaciones

### Florecimientos y planes de alerta

Existen varios lugares alrededor del mundo que tienen planes de alerta ante florecimientos de cianobacterias debido a la toxicidad que pueden presentar dichos florecimientos. Estos planes y valores guías que indican qué se debe realizar cuando existe un florecimiento, varían de país en país. En Australia y Republica Checa, las acciones para el nivel de alerta máximo se aplican cuando las células de cianobacterias superan las 50,000 cel/ml o el biovolumen total de cianobacterias es mayor a los 10 mm<sup>3</sup>/L. En Ohio, las acciones se toman basadas en la severidad del florecimiento de cianobacterias. Las acciones más drásticas se dan cuando los conteos superan las 100,000 cel/ml o el biovolumen es mayor a los 10 mm<sup>3</sup>/L. Además, en varios países existen distintas reglamentaciones sobre el uso del agua, cuando existen florecimientos de cianobacterias. Entre estos países se encuentran: Nueva Zelanda, Uruguay, Francia, Italia y Sudáfrica. (Chorus, 2012, p. 10; Environmental Agency Protection, 2013, p. 14). La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece que al pasar conteos de 100,000 cel/ml de cianobacterias, existen probabilidades moderadas de efectos adversos a la salud. Bajo estas condiciones y si el florecimiento es dominado por *Microcystis*, existe la probabilidad de que haya una concentración de microcistinas de 20 µg/L o el promedio de 0.4 µg microcistinas/µg de Clo-*a*. Esta concentración de toxinas es 20 veces más que el nivel propuesto por la OMS para el consumo de agua. Entre las acciones que se toman bajo las anteriores condiciones se pueden mencionar: señales de alerta que indiquen los riesgos de utilizar el agua en los sitios con florecimientos de cianobacterias, prohibir nadar en dichas áreas e informar a las autoridades sobre los florecimientos (World Health Organization, 2003; Chorus & Bartram, 1999).

Bajo tales condiciones es imperante que el Lago de Amatitlán establezca una serie de normas relacionadas al uso del agua, ya que el agua del lago es utilizada para fines comerciales, recreacionales, etc. En algunos meses se obtuvieron conteos mayores a las 100,000 cel/ml y los 10 mm<sup>3</sup>/L de biovolumen de cianobacterias. En época seca, se alcanzaron valores de biovolumen entre 144 a 163 mm<sup>3</sup>/L pertenecientes a *Microcystis*. Estos resultados nos indican el grado de riesgo que puede llegar a tener la utilización del agua del lago, en ciertas épocas y en ciertos puntos de colecta, debido a que las probabilidades son altas de que los florecimientos de cianobacterias, los cuales son permanentes y constantes en el Lago de Amatitlán, sean tóxicos o dañinos para la salud (Sivonsen & Jones, 1999; Sedmak & Kosi, 1997). Debido al riesgo que puede existir, se recomienda establecer medidas de precaución, específicamente en el lado este en época seca (F-A). Dichas medidas pueden ser desde el establecimiento de señales que prohíban el baño u otras actividades, hasta el seguimiento y análisis constante de florecimientos que aparezcan en esa época.

Además, se deben implementar acciones para tratar de evitar la dominancia de cianobacterias por tiempos prolongados. Entre las acciones que se pueden implementar se encuentran: la reducción en la entrada de nutrientes al lago, el mejoramiento en la mezcla vertical en los puntos con mayor dominancia de cianobacterias y la reducción en el tiempo de residencia.

Por otra parte, se sugiere establecer líneas de investigación que logren abarcar los siguientes puntos:

- a) Períodos de estratificación y mezcla diarios y anuales.
- b) El establecimiento de relaciones N:P y verificación de los cambios que existan en distintas épocas.

- c) Conteos que establezcan abundancias y densidades (cel/ml) y la medición de células del fitoplancton para la determinación del biovolumen de estas.
- d) Verificación de toxicidad en el Lago de Amatitlán.

Dichas líneas de investigación deben durar de dos a tres años. De esta forma se podrá tener más resultados y se podrá concluir con mayor certeza sobre las condiciones y los riesgos que puede llevar utilizar el agua del Lago de Amatitlán, en ciertas épocas y en ciertos puntos del lago.

## 11. Referencias Bibliográficas

- AMSA (1999). Monografía del Municipio de Villa Nueva. Edit. Piedra Santa, Doc. Tec. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- AMSA (2005). Documento Técnico. Ciudad de Guatemala: Editorial Piedra Santa.
- AMSA. (2013). Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán. Recuperado el 20 de junio del 2013.  
[http://www.amsa.gob.gt/blog/?page\\_id=5](http://www.amsa.gob.gt/blog/?page_id=5)
- APHA, AWWA & WEF. (2005). Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Aubriot, L., Kruck, C. & Bonilla, S. (2009). Capítulo 2: Cianobacterias planctónicas: factores que regulan su crecimiento. En Bonilla, S. (ed.) *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de monitoreo*. UNESCO.
- Backer, L. (2002). Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (CyanoHABs): Developing a Public Health Response. *Lake and Reservoir Management*, 18(1): 20-31.
- Bartram, J., Carmichael, W., Chorus, I., Jones, G. & Skulberg, M. (1999). Chapter 1. Introduction In. Chorus, I. (ed.) & Bartram, J. (ed.). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E&FN Spon
- Basterrechea M. (1997). *El Lago de Amatitlán: Década de Estudios Limnológicos 1985-1995*. Guatemala: Academia de Ciencias Médicas, Físicas y Naturales de Guatemala.
- Belcher, H. & Swale, E. (1976). *A beginner's guide to Freshwater Algae*. London: Institute of Terrestrial Ecology, Natural Environmental Research Council.
- Bellinger, G. E. & Sigeo, D. C. (2010). *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. West Sussex: John Wiley & Sons, Ltd.
- Bold, H. & Wynne, M. *Introduction to the Algae: Structure and Reproduction* (2 ed.). Englewood Cliffs: Prentice-Hall, Inc.
- Brookes, J., Ganf, G., Green, D. & Whittington, J. (1999). The influence of light and nutrients on buoyancy, filament aggregation and flotation of *Anabaena circinalis*. *Journal of Plankton Research* 21(2): 327-341.
- Cabrera, D. (2011). *Evaluación de la relación entre las densidades poblacionales de cianobacterias (Mycrocistis sp., Anabaena sp., Oscillatoria sp.) y las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos: nitratos y fosfatos en el Lago de Amatitlán, Guatemala durante los meses de mayo a octubre de 2009* (Tesis de Licenciatura). Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography* 22(2): 361-369.
- Castenholz, R. W. & Garcia-Pichel, F. (2000). Chapter 21: Cyanobacterial responses to UV-Radiation. In Whitton, A. & Potts, M. (eds.). *The ecology of cyanobacteria. Their diversity in time and space*. New York: Kluwer Academic Publishers.
- Chorus, I. (ed.). (2012). *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Germany: Federal Environment Agency.
- Chorus, I & Bartram, J. (eds.). (1999). *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon.
- Clark W. (1908). The Holophytic Plankton of Lakes Atitlan and Amatitlan, Guatemala. *Proceedings of the Biological Society of Washington*. 31: 91-106.

- Codd, G. A., Lindsay, J., Young, M. F., Morrison, L. F. & Metcalf, J. S. (2005). Chapter 1: Harmful Cyanobacteria: from mass mortalities to management measures. In Huisman, J. (ed.), Matthijs, H. C. (ed.) & Visser, P. M. (ed.). *Harmful Cyanobacteria*. (pp. 1-23). Netherlands: Springer.
- Colwell, R. K., Chang, X. M., & Jing, Ch. (2004). Tema 6: Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. En Halffter, G. (ed.), Soberón, J. (ed.), Koleff, P. (ed.) y Melic, A. (ed.). *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. (pp. 73-84). Zaragoza: Monografías Tercer Milenio.
- Diccionario Oxford-Complutense. (2000). *Ciencias de la Tierra*. Madrid: Complutense S. A.
- División de Control Ambiental. (2014). Datos del Lago: Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán.
- Dix, M., Dix, M., Orozco, M., Cabrera, D., Bocel, E., Toledo, A. y Symonds, E. (2012). El Lago de Atitlán, Guatemala: su estado ecológico octubre 2009 – diciembre 2011. *Revista de la Universidad del Valle* 24: 35-50.
- Downing, J. Watson, S. & McCauley, E. (2001). Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905-1908.
- Environmental Agency Protection. (2013). *Public Water System Harmful Algal Bloom Response Strategy*. Ohio: Environmental Agency Protection.
- Evert, R. & Eichhorn, S. (2013). *Raven: Biology of Plants*. (8va ed.). New York: W. H. Freeman and Company.
- Fuentes S. (2006). *Identificación, conteo y análisis espacial de los grupos de Fitoplancton presentes en el Lago de Amatitlán, durante los meses de mayo a julio del año 2005* (Informe Final del Ejercicio Profesional Supervisado). Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.
- García H. (1997). *Identificación de Especies de Plancton del Lago de Amatitlán*. (Informe Final del Ejercicio Profesional Supervisado). Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell. (2011). Chapter 4: Estimating species richness. In Magurran, A. E. (ed.) & McGill, J. B. (ed.). *Frontiers in measuring biodiversity* (pp. 39-54). New York: Oxford University Press.
- Grover, J. P. & Chrzanowski, T. H. (2006) Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperature reservoirs: association of taxonomic composition with temperature. *Journal of Plankton Research* 28 (1): 1-17.
- Hardin, G. (1960). The Competitive Exclusion Principle. *Science* 131 (3409): 1292-1297.
- Harper, D. (1992). *Eutrophication of Freshwaters, Principles, Problems and Restoration*. London: Chapman and Hall.
- Havens, K. (2008). Chapter 33: Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In Hudnell, K. (ed.). *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the Science and Research Needs* (pp. 733-748). New York: Springer Science.
- Hawkins, P. R., Holliday, J., Kathuria, A. & Bowling, L. (2005). Change in cyanobacterial biovolume due to preservation by Lugol's Iodine. *Harmful Algae* 4: 1033-1043.
- Hillebrand, H., Durselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*. 35: 403-424.
- Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J., Visser, P., Kardinaal, W., Verspagen, J. & Sommeijer, B. (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85(11): 2960-2970.
- Hutchinson, G. (1961). The Paradox of the Plankton. *The American Naturalist* 95(882): 137-145.

- Kardinal, W. E. & Visser, P. M. (2005). Chapter 4: Dynamics of Cyanobacterial toxins: Sources of variability in microcystin concentration. In Huisman, J. (ed.), Matthijs, H. C. (ed.) & Visser, P. M. (ed.). *Harmful Cyanobacteria*. (pp. 41-63). Netherlands: Springer.
- Karl, D. (2000). Phosphorus, the staff of life. *Nature* 406: 31-32.
- Kirk, K. & Gilbert, J. (1992) Variation in herbivore response to chemical defenses: zooplankton foraging on toxic cyanobacteria. *Ecology* 73: 2208-2217.
- Klemer, A., Hendzel, L., Findlay, D., Hedin, R., Mageau, M. & Konopka, A. (1995). Carbon availability and the pattern of cyanobacterial dominance in enriched low-carbon lakes. *Journal of Phycology* 31: 735-744.
- Kneitel, J. (2012). Successional Changes in Communities. *Nature Education Knowledge* 3(10) 41.
- Lee, R. E. (2008). *Phycology*. (4th ed.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Litchman, E. (1998). Population and community responses of phytoplankton to fluctuating light. *Oecologia* 117: 247-257.
- Litchman, E. (2007). Chapter 16: Resource Competition and the Ecological Success of Phytoplankton. In Falkowski, P. (ed.) & Knoll, A. (ed.). *Evolution of Primary Producers in the Sea*. (pp. 351-375). San Diego: Elsevier Academic Press.
- Litchman, E. & Klausmeier, C. A. (2008). Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 615-639.
- Lund, J., Kipling, C. & Le Cren, E. D., (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. London: Croom Helm.
- Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Meek S. (1908). The Zoology of Lakes Amatitlan and Atitlan, Guatemala, with Special Reference to Ichthyology. *Field Columbian Museum*. 7(6), 159-206.
- Morin, P. (2011). *Community Ecology*. (2ed.). Blackwell Science, Inc.
- Morra, G. L. & Rist, R. C. (2009). *The Road to Results: Designing and conducting effective development evaluations*. Washington D. C.: The World Bank.
- Moss, B. (2010). *Ecology of Freshwaters: A view for the twenty-first century*. (4ed.) Oxford: Wiley-Blackwell.
- Mur, L., Skulberg, O. & Utkilen, H. (1999). Chapter 2. Cyanobacteria in the environment In. Chorus, I. (ed.) & Bartram, J. (ed.). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E&FN Spon.
- Oliver, R. & Ganf, G. (2000). Chapter 6: Freshwater blooms. In Whitton, A. & Potts, M. (eds.). *The ecology of cyanobacteria. Their diversity in time and space*. New York: Kluwer Academic Publishers.
- Paerl, H., Fulton, R., Moisaner, P. & Dyble, J. (2001). Harmful Freshwater Algal Blooms, with an emphasis on Cyanobacteria. *The Scientific World* 1: 76-113.
- Paerl, H. & Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. *Science* 320: 57.
- Paerl, H. W. & Otten, T. G. (2013). Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Control. *Environmental Microbiology*. DOI 10.1007/s00248-012-0159.
- Palikova, M., Navratil, S., Marsalek, B. and Blaha, L. (2003) Toxicity of crude extract of cyanobacteria for embryos and larvae of carp (*Cyprinus carpio* L.), *Acta Veterinaria Brno* 72: 437-443.
- Peckham, R. & Dineen, C. (1953). *Summer Plankton of Lake Amatitlan, Guatemala* (Tesis de Maestria). University of Notre Dame, Indiana.

- Peet, R. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 285-307.
- Peña, E., Palacios, M., & Ospina-Alvarez, N. (2005). *Algas como indicadoras de contaminación*. Cali: Universidad del Valle.
- Prescott, G. W. (1970). *How to know the Freshwater Algae*. Iowa: Wm. C. Brown Company Publishers.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ramírez, A. (2006). *Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Bogota: Pontificia Universidad Javeriana.
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46: 205-222.
- Reynolds, C. S. (1987). Cyanobacterial water blooms. *Advances in Botanical Research* 13: 67-143.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24(5): 417-428.
- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rodríguez, M. E., Alvarez, S. y Bravo, E. (2001). *Coeficientes de Asociación*. México D. F.: Plaza y Valdéz.
- Roldan, G. (1992). *Fundamentos de la limnología neotropical*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Roldan, G. y Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de la limnología neotropical*. (2ed.) Medellín: Universidad de Antioquia.
- Rosas, I., Cravioto, A., y Ezcurra, E. (2004). *Microbiología Ambiental*. Universidad Autónoma de México.
- Round, F. (1981). *The Ecology of Algae*. Cambridge: University of Cambridge.
- Salas, H. & Martino, P. (2001). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales*. Organización Panamericana de la Salud-Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Sandgren, C. D. (ed.) (1988). *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. New York: University of Cambridge Press.
- Schindler, D. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262
- Sedmak, B. & Kosi, G. (1997). Microcystins in Slovene freshwaters (Central Europe). *Natural Toxins* 5: 64-73.
- Sivonsen, K., Jones, G. (1999): Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I. & Bartram, J. (eds.) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon.
- Smayda, T. J. (1965). A quantitative analysis of the phytoplankton of the Gulf of Panama: On the relationship between C-14 assimilation and the diatom standing crop. *Inter-American Tropical Tuna Commission*. 9(7): 467-531.
- Smee, L. D., (2012). Species with a large impact on community structure. *Nature Education Knowledge* 3(10):40.
- Smith V. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221:669-671.

- Sommaruga, R., Chen, Y. & Liu, Z. (2008). Multiple strategies of bloom-forming *Microcystis* to minimize damage by solar ultraviolet radiation in surface waters. *Microbial Ecology* doi: 10.1007/s00248-008-9425-4
- Sukenik, A., Eshkol, R., Livne, A. & Hadas, O. (2002). Inhibition of growth and photosynthesis of the dinoflagellate *Peridinium gatunense* by *Microcystis* sp. (cyanobacteria): A novel mechanism allelopathic.
- Tilden J. (1908). Notes on a Collection of Algae from Guatemala. *Proceedings of the Biological Society of Washington*. 31: 153-156.
- Tilman, D., Kilham, S. & Kilham, P. (1982). Phytoplankton community ecology: The role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 349-372.
- Tilman, D. (1982). *Resource Competition and Community Structure*. New Jersey: Princeton University Press.
- Van de Hoek, C., Mann D. G., & Jahns, H. M. (1995). *Algae: An introduction to phycology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vasconcelos, V. (2001). Cyanobacteria toxins: Diversity and Ecological Effects. *Limnetica* 20(1): 45-48.
- Villafañe, V. E. y Reid, M. H. (1995). Métodos de Microscopia para la Cuantificación del Fitoplancton. En Alveal, E. C., Ferrairo, M. E., Oliveira, E. C. (ed.) y Sar, E. (ed.). *Manual de Métodos Ficológicos*. Concepción: Universidad de Concepción.
- Vincent, W. F. (1989). Dominance of bloom-forming cyanobacteria (blue-green algae). *Limnology Oceanographic.*, 34(2): 490-492.
- Vollenweider, A. & Kerekes, J. (1980). The loading concept as a basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD Programme on eutrophication. *Program Water Technology* 12: 5-18.
- Wagner, C. & Adrian, R. (2009). Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54: 2460-2468.
- Walsby, E. (1992). The control of gas-vacuolate cyanobacteria In. Sutcliffe, D. & Gwynfryn, J., (eds). *Eutrophication: Research and Application to Water Supply*. (pp. 150-162). London: Freshwater Biological Association.
- Wang W. & Lewis, M. (1997). Water quality and aquatic plants. In Wang, W. (ed.), Gorsuch, J. W. (ed.), and Hughes J.S. (ed.) *Plants for environmental studies* (pp. 141-175). New York: Lewis Publishers.
- Welch, E. & Lindell, T. (1992). *Ecological Effect of Wastewater: Applied limnology and pollutant effects*. (2 ed.). Cambridge: E & FN Spon.
- Wetzel, R. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. (3era ed.). San Diego: Academic Press.
- Willén, E. (1976). A simplified method of phytoplankton counting. *British Phycological Journal*, 11: 265-278.
- Winder, M. & Hunter, D. A. (2008). Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. *Oecologia* 156: 179-192.
- Winder, M. & Sommer, U. (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5-16.
- World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments, Volume 1: Coastal and Fresh Waters*. Geneva: WHO.

## 12. Anexos

Tabla 7: Datos de promedios anuales correspondientes a las mediciones mensuales de clorofila- *a* ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) y transparencia (m.) en dos puntos de monitoreo en el Lago de Amatitlán (Centro Oeste y Centro Este) que abarcan desde el año 2008 hasta el año 2013.

	2008		2009		2010		2011		2012		2013	
	Trans.	Clo- <i>a</i>										
C. Este	0.7	2.00	1.1	143.37	0.7	44.84	1.1	93.79	1	26.6	0.6	53.96
C. Oeste	0.5	1.11	1	21.40	0.7	30.60	0.8	33.42	1.1	31.6	0.8	62.8

(Datos: División de Control Ambiental (AMSA), 2014)

Tabla 8: Clasificación del Índice de Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés), propuesto por Carlson (1977).

Estado trófico	Punteo del TSI
Ultraoligotrófico	< 30
Oligotrófico	31-40
Mesotrófico	41-50
Eutrófico	51-70
Hipereutrófico	> 71

Tabla 9: Resultados del Índice de Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés), para las variables de transparencia (Trans) y clorofila-*a* (Clo-*a*) correspondientes al Lago de Amatitlán desde el 2008 hasta el 2013.

	2008		2009		2010		2011		2012		2013	
	Trans.	Clo- <i>a</i>										
C. Este	65.13	37.39	58.62	79.31	65.13	67.9	58.62	75.14	60	62.78	67.36	69.72
C. Oeste	69.98	31.6	60	60.65	65.13	64.16	63.21	65	58.62	64.47	63.21	71.21

Tabla 10: Promedios anuales de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) superficial (0 m.) en dos puntos del Lago de Amatitlán: Centro Este (C. Este) y Centro Oeste (C. Oeste).

Punto	2009	2010	2011	2012	2013
C. Este	24.3 $^{\circ}$	25 $^{\circ}$	25.1 $^{\circ}$	24.5 $^{\circ}$	24.9 $^{\circ}$
C. Oeste	25 $^{\circ}$	25.5 $^{\circ}$	25.2 $^{\circ}$	25 $^{\circ}$	25.2 $^{\circ}$

(Datos: División de Control Ambiental (AMSA), 2014)

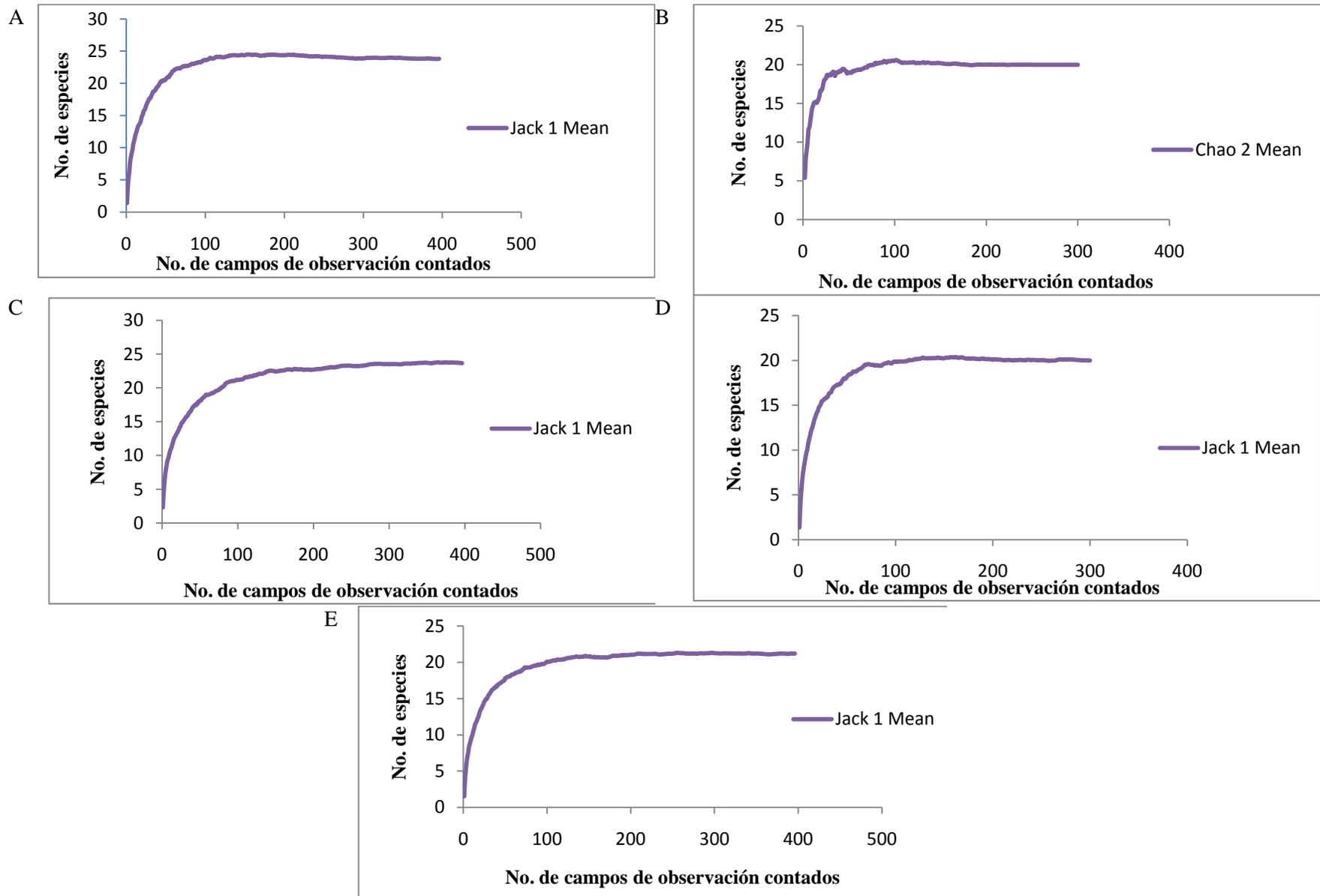


Figura 8: Curvas de acumulación de especies correspondientes a los cinco puntos de colecta propuestos: A) Biobarda, B) Playa de Oro, C) Centro Oeste, D) Centro Este y E) Escamilla para la zona fótica. Se utilizaron los índices de riqueza CHAO 1 y Jacknife 1. El tamaño de la muestra se baso en el número de campos de observación contados en la cámara de conteo de células.

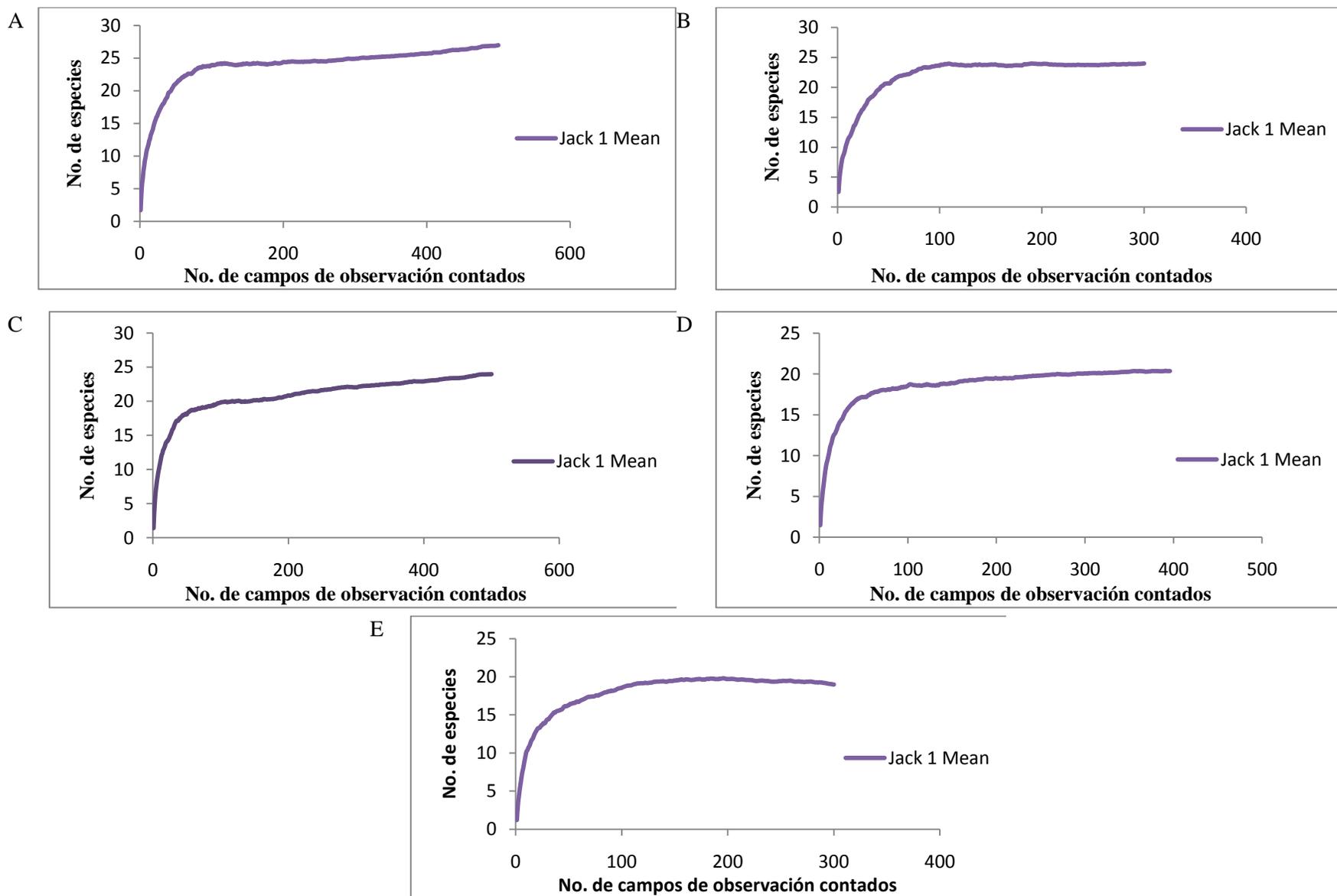


Figura 9: Curvas de acumulación de especies correspondientes a los cinco puntos de colecta propuestos: A) Biobarda, B) Playa de Oro, C) Centro Oeste, D) Centro Este y E) Escamilla para la zona afótica. Se utilizaron los índices de riqueza CHAO 1 y Jacknife 1. El tamaño de la muestra se basó en el número de campos de observación contados en la cámara de conteo de células.

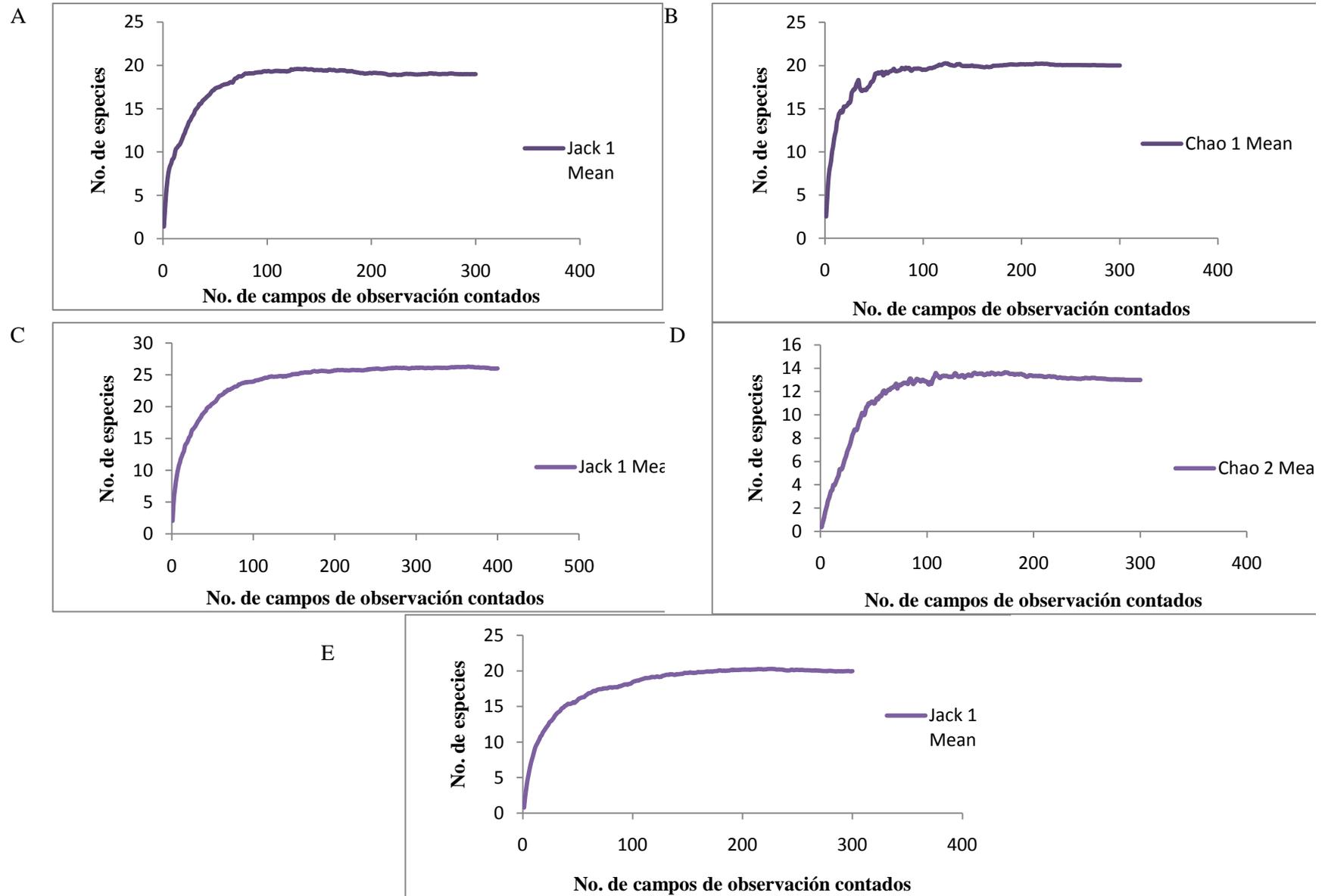


Figura 10: Curvas de acumulación de especies correspondientes a los cinco puntos de colecta propuestos: A) Biobarda, B) Playa de Oro, C) Centro Oeste, D) Centro Este y E) Escamilla para el hipolimnion. Se utilizaron los índices de riqueza CHAO 1 y Jackknife 1. El tamaño de la muestra se baso en el número de campos de observación contados en la cámara de conteo de células.

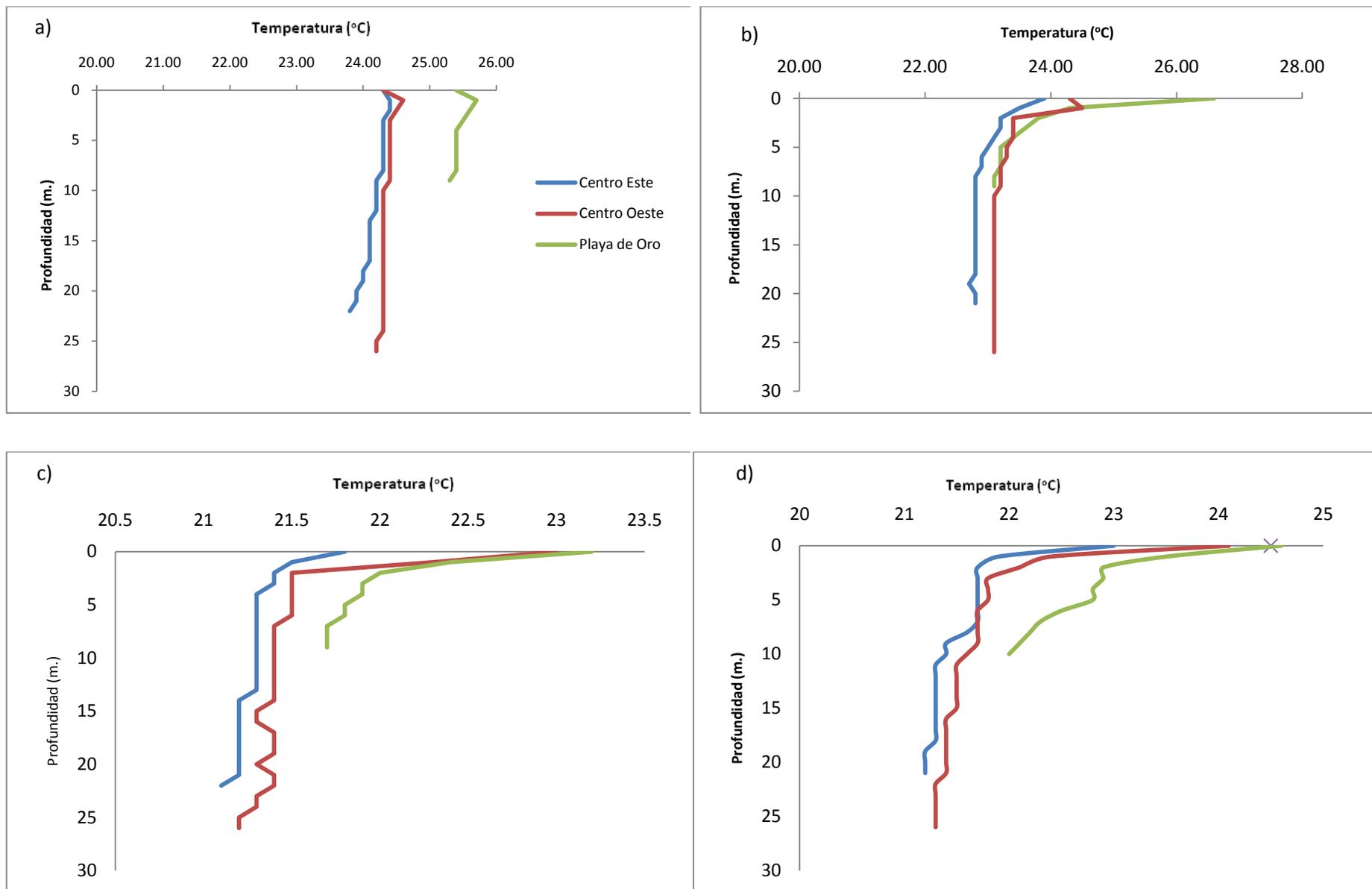


Figura 11: Perfiles de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) pertenecientes a los sitios Este Centro, Oeste Centro y Bahía Playa de Oro correspondientes a los meses de Noviembre 2013 (a), diciembre 2013 (b), enero 2014 (c) y febrero 2014 (d).

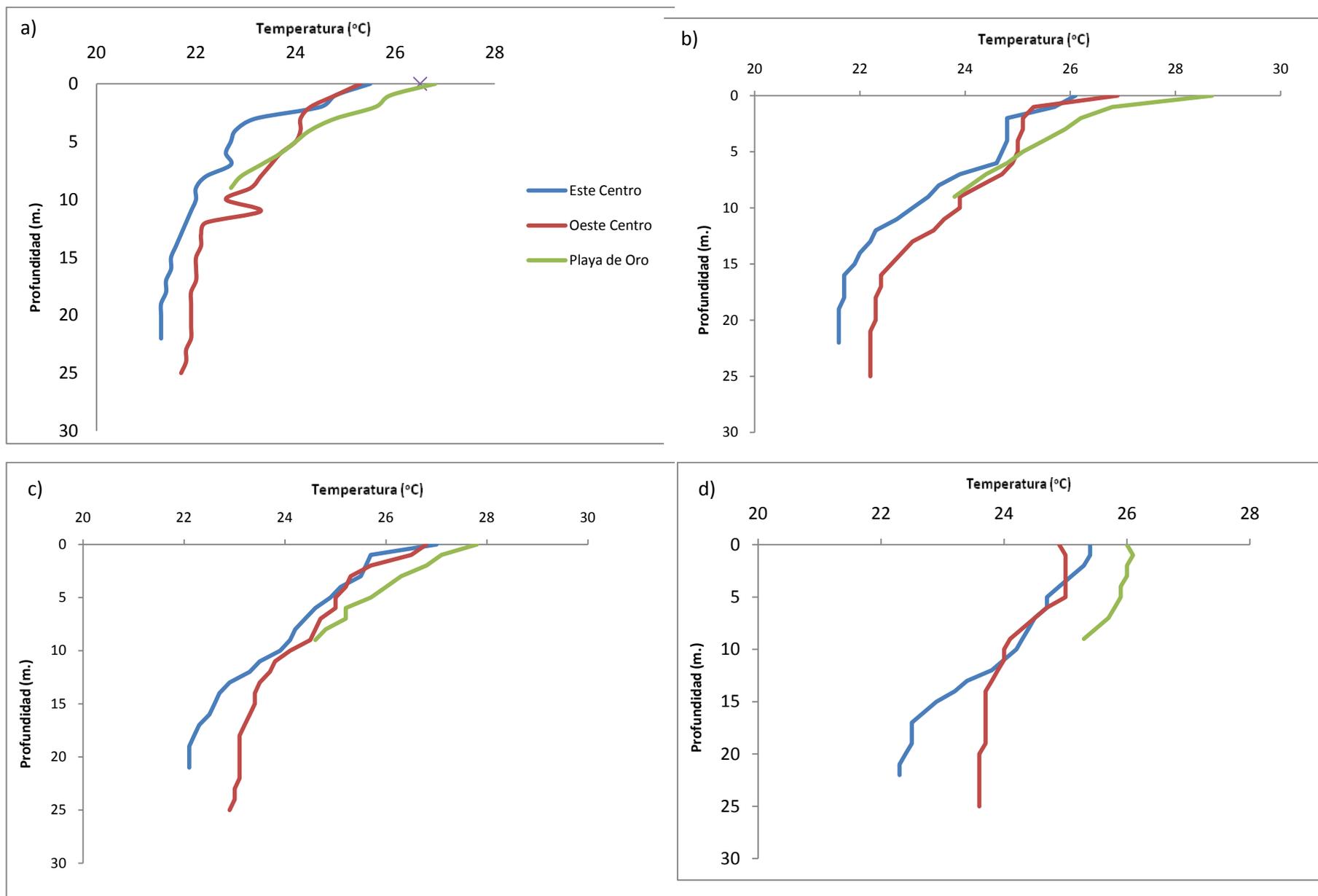


Figura 12: Perfiles de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) pertenecientes a los sitios Este Centro, Oeste Centro y Bahía Playa de Oro correspondientes a los meses de marzo (a), abril (b), mayo (c) y junio (d).

Tabla 11: Abundancias de especies y géneros de fitoplancton identificados y su presencia/ausencia en cinco puntos de colecta pertenecientes al Lago de Amatitlán en dos épocas ambientales (lluviosa y seca).

Especies o Géneros identificados		Puntos de Colecta					Épocas	Abundancias	
Taxón	Géneros o especies	Biobarda	Bahía Playa de Oro	Centro Oeste	Centro Este	Escamilla	Lluviosa/Seca	X	Máxima
Euglenophyceae	<i>Phacus</i> spp. Dujardin 1841	X	O	O	O	X	Seca (F-A) y lluviosa	0	1
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> spp. Ehrenberg 1831	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	52	3436
Dinophyceae	<i>Peridinium</i> spp. Ehrenberg, 1831: 38	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	1	89
Chlorophyceae	<i>Actinastrum</i> spp. Lagerheim 1882	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	38	445
	<i>Micractinium</i> spp. Fresenius 1858	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	6	78
	<i>Golenkinia</i> spp. Chodat 1894	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	0	16
	<i>Scenedesmus</i> spp. Meyen 1829	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	4	60
	<i>Coelastrum</i> spp. Nägeli 1849	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	2	67
	<i>Monoraphidium</i> spp. Komárkova-Legnerová, 1969:96	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	1	22
	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárkova-Legnerová in Fott 1969	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	22	217
	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárkova-Legnerová	X	O	X	X	X	Seca y lluviosa	0	4
	<i>Ankistrodesmus</i> spp. Corda 1838	O	O	X	X	O	Seca	0	20
<i>Selenastrum</i> spp. Reinsch, 1867:64	X	O	X	O	O	Lluviosa	0	1	

	<i>Chlamydomonas</i> spp. Ehrenberg, 1833: 288	O	X	O	O	O	O	Seca (F-A)	-	-
	<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	O	X	O	O	O	O	Lluviosa	0	8
	<i>Pandorina</i> spp. Bory de Saint-Vincent	O	O	O	O	O	X	Seca (F-A)	-	-
	<i>Sphaerocystis</i> spp. R. Chodat, 1897	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	0	2
Desmidiáles	<i>Staurastrum gracile</i> Meyen ex Ralfs	O	O	O	O	O	X	Seca (F-A) y lluviosa	0	1
	<i>Closterium</i> spp. Nitzsch ex Ralfs 1848	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	7	59
Bacillariophyceae	<i>Nitzschia</i> spp. Hassall 1845	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	40	526
	<i>Navicula</i> spp. Bory de Saint- Vincent 1822	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	10	168
	<i>Cyclotella</i> spp. (Kützing) Brébisson, 1838	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	25	202
	<i>Synedra</i> spp.	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	3	22
	<i>Aulacoseira</i> spp. Thwaites, 1848:167	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	1658	10235
	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	-	-
	<i>Melosira</i> spp. C. Agardh 1824	X	X	X	X	X	X	Seca	1	48
Cyanobacteria	<i>Chroococcus</i> spp. Nägeli 1849 (Cyanophyceae)	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	4	373
	<i>Microcystis</i> spp. Kützing ex Lemmermann, 1907 (Microcystaceae)	X	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	8762	83500

<i>Aphanizomenon</i> spp. Morren ex Bornet et Flahault, 1886 (Nostocaceae)	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	56	347
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault 1886:241	X	O	O	O	O	Seca (F-A)	-	-
<i>Dolichospermum</i> spp. (Ralfs ex Bornet et Flahault) Wacklin, Hoffman et Komárek, 2009 (Nostocaceae)	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	800	12441
<i>Merismopedia</i> spp. Meyen, 1839 (Merismopediaceae)	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	103	1657
<i>Spirulina</i> spp. Turpin ex Gomont, 1892 (Spirulinaceae)	X	O	X	X	X	Seca (F-A) y lluviosa	1	59
<i>Pseudanabaena</i> spp. Lauterborn, 1915 (Pseudanabaenaceae)	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	468	9805
<i>Oscillatoria</i> spp. Vaucher ex Gomont, 1892 (Oscillatoriaceae)	X	X	X	X	X	Seca y lluviosa	22	476
<i>Aphanocapsa</i> spp. Nägeli, 1849 (Cyanophyceae)	O	O	O	O	X	Seca y lluviosa	-	-

(X=Presencia de individuos en determinado punto de colecta, O=Ausencia de individuos)

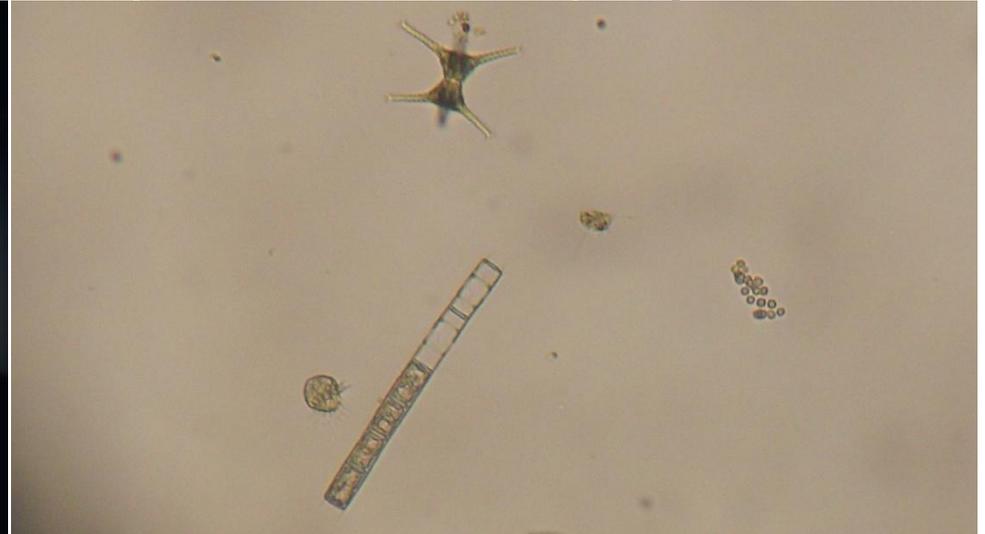
Anexo. Algas verdes, diatomeas, criptofitas, etc.

Observación en cámara de conteo (objetivo 10x)

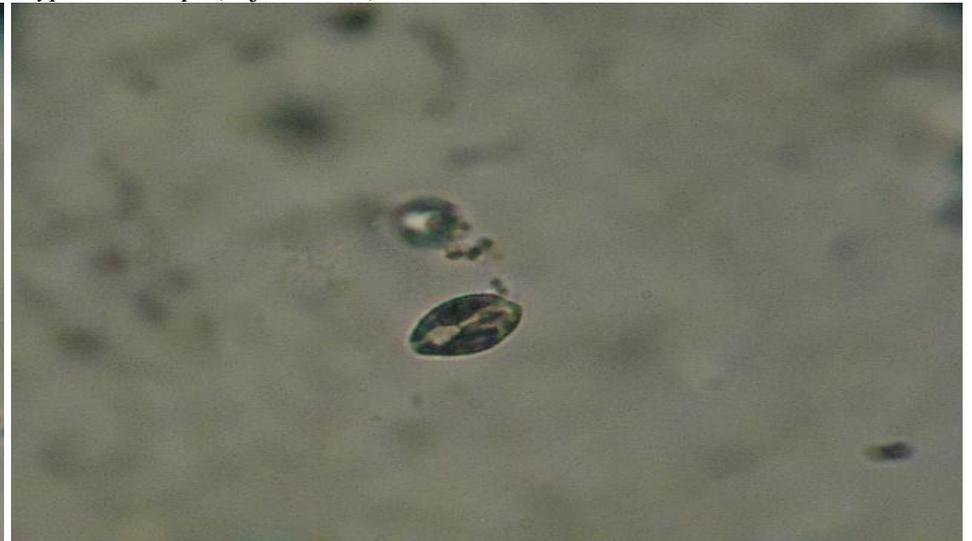


*Actinastrum* sp. (objetivo 40x)

Observación de *Staurastrum gracile* (arriba) y *Aulacoseira granulata* (abajo).  
Junto a *A. granulata* se encuentra *Strombidium* sp. (Ciliophora)



*Cryptomonas* sp. (objetivo 40x)



Anexo: Cianobacterias

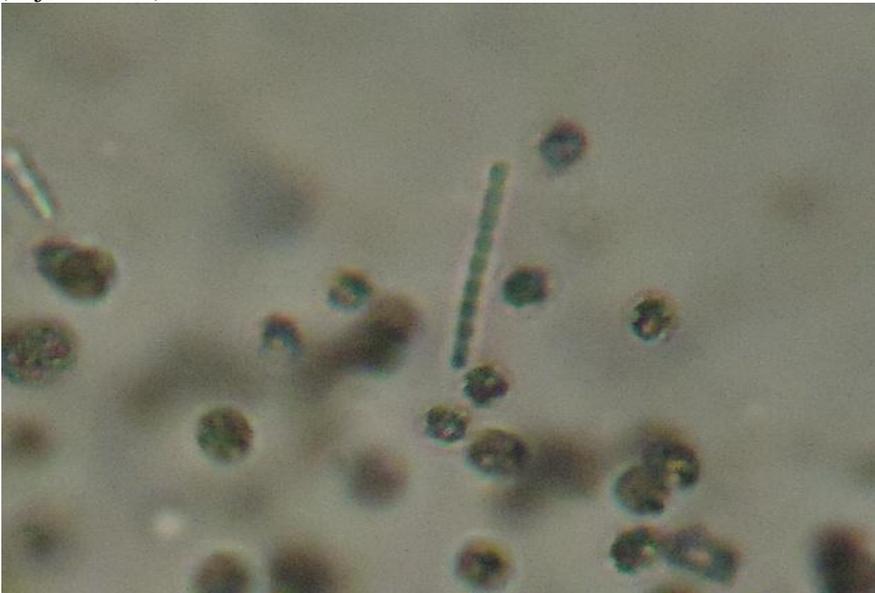
Observación de *Aphanisomenon flos-aquae* (objetivo 10x)



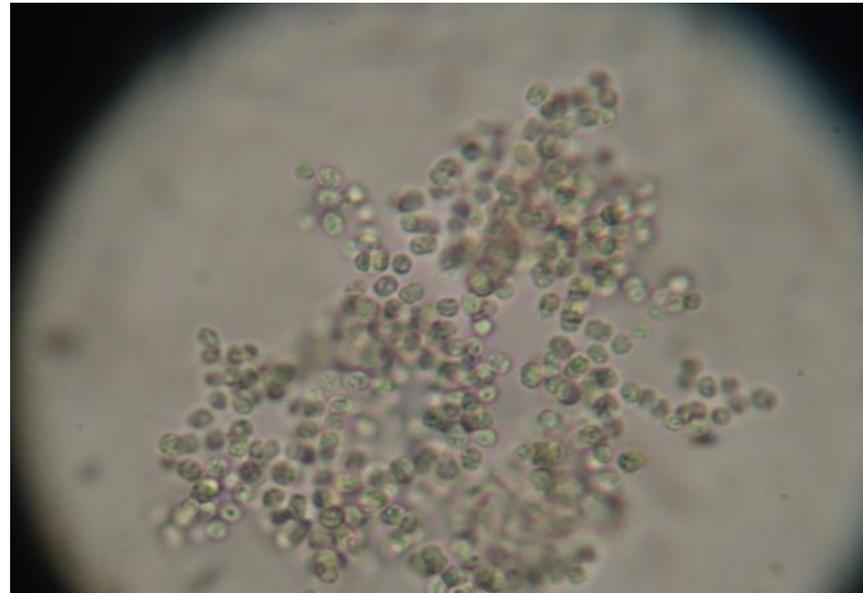
Observación de *Dolichospermum sp.* (objetivo 40x)



Observación de *Pseudanabaena sp.* en mucilago de *Microcystis sp.* (objetivo 40x)



Observación de *Microcystis sp.* (objetivo 40x)



Anexo. Colectas e instrumentos utilizados en la investigación.

Colecta de muestras utilizando una botella de Van Dorn



Muestras refrigeradas y con sus respectivos datos.



Florecimientos de cianobacterias en el mes de abril



Cámara de conteo de células Sedwick-Rafter



## 11. Glosario

Epifiton: forma parte del fitobentos. Conforman la asociación algal que crece principalmente sobre plantas macroscópicas (Roldan y Ramírez, 2008).

Epilimnion: estrato superior de la columna de agua (Welch & Lindell, 1992)

Hipolimnion: estrato inferior de la columna de agua caracterizado por ser una capa de agua homogénea y fría (Welch & Lindell, 1992).

Seston: todas las partículas o material, ya sea orgánico e inorgánico, que se encuentra en el agua (Reynolds, 2006).

Termoclina: zona de cambio en el gradiente de temperatura que ocurre en un lago u océano. En lagos estratificados térmicamente, la termoclina separa, por densidad, las aguas cálidas superficiales de las aguas frías infrayacentes (Diccionario Oxford-Complutense, 2000).

Zona Fótica y zona afótica: en un eje vertical, la zona fótica es la zona superficial de un lago y su límite se demarca hasta donde penetra la luz solar. Dicha zona recibe la mayor cantidad de energía lumínica, por lo que se encuentra íntimamente relacionada con la producción primaria que existe en los ecosistemas acuáticos. Por debajo de esta zona existe la zona afótica la cual se caracteriza por estar casi en total oscuridad. Dependiendo de las características de cada lago (volumen y profundidad) la profundidad de cada una de las zonas variará (Granado, 2002, p. 4)

