

INFORME “MONITOREO LIMNOLÓGICO 2018”

Fátima Reyes, Flor Barreno, Isabel Arriola, Cristina Martínez, Natanael Xamínez, Yoselin Martínez y Domingo Ujpán

1. INTRODUCCION

Según el artículo 13 del Reglamento de la AMSCLAE (Acuerdo Gubernativo 78-2012) el Departamento de Investigación y Calidad Ambiental, es un órgano técnico operativo de la Subdirección Técnica, responsable de la investigación científica institucional, del monitoreo permanente del lago, los recursos hídricos de la cuenca y el clima, así como de la calidad ambiental en la cuenca mediante la evaluación permanente del impacto ambiental de las diversas acciones que en ésta se desarrollan y de fomentar la gestión integrada de riesgos. De esta manera la AMSCLAE, a través del Departamento de Investigación y Calidad Ambiental, efectúa el monitoreo permanente del lago y sus cuencas tributarias con equipos de campo y de laboratorio propios con el objetivo de generar y brindar información técnica y científica necesaria para guiar los procesos de gestión del lago y su cuenca.

Desde el 2013 se realiza un monitoreo sistemático de las condiciones físicas, químicas y biológicas del lago Atitlán. En el monitoreo limnológico se realizan varias mediciones fisicoquímicas y biológicas en siete sitios de muestreo, con el fin de alcanzar una mejor comprensión del comportamiento del lago a lo largo de la columna de agua y a través del tiempo. Con los resultados se ha evidenciado que el ingreso de nutrientes al cuerpo de agua, provenientes de distintas fuentes, ha deteriorado la calidad del agua (DICA, 2017). Esto se ha visto reflejado en la reducción de las concentraciones de oxígeno en el fondo del lago, florecimientos algales más frecuentes, reducción de la transparencia y presencia de coliformes y *E. coli* en todo el lago, sobre todo en zonas cercanas a centro urbanos.

2. OBJETIVOS

General

Generar información técnica y científica necesaria para guiar los procesos de gestión del lago y su cuenca.

Específicos

Evaluar en forma sistemática la calidad del agua del lago Atitlán, a través de un programa de monitoreo de algunos parámetros físicos, químicos y biológicos.

Ampliar la base de datos de calidad de agua con datos confiables que permitan analizar en el tiempo el estado del lago y sus tendencias.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El monitoreo de la calidad del agua del Lago de Atitlán se realizó mensualmente en algunas de las estaciones definidas por el profesor Charles Weiss (1968) (Fig. 1, Cuadro 1). Los muestreos se realizaron desde marzo hasta noviembre en coordinación y acompañados con el personal del Centro de Estudios Atitlán de la Universidad del Valle de Guatemala (CEA-UVG)

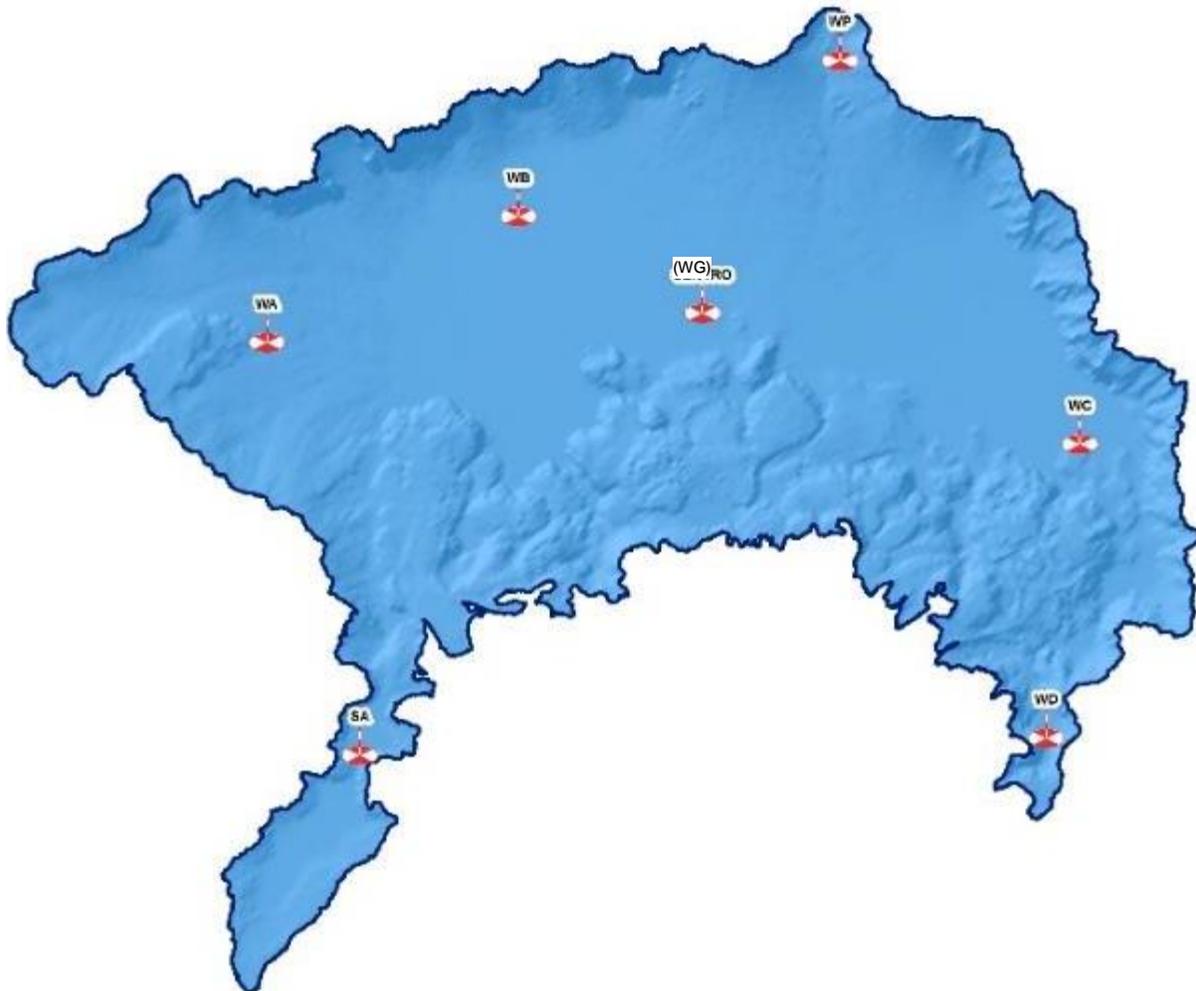


Figura 1. Mapa de Ubicación de los sitios de muestreo. (DICA/AMSCLAE, 2018).

Muestreo fisicoquímico

Las mediciones de los parámetros físicos *in situ* (Oxígeno Disuelto, Saturación de oxígeno, Temperatura, Conductividad, turbidez (NTU), pH, ficocianinas y Clorofila *a*) durante el 2018 se realizaron con la sonda multiparamétrica R Maestro del Centro de Estudios Atitlán (CEA-UVG), los años anteriores se realizaron con la sonda multiparamétrica Hydrolab DS5.

En cada estación se midió transparencia con el disco Secchi y se recolectaron muestras de agua con la botella tipo Van Dorn a distintas profundidades (0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 150, 200, 250 m y la profundidad máxima) para realizar análisis químicos (Fósforo Total (PT), Nitrógeno Total (NT), Fosfatos (PO₄), Nitratos (NO₃) y Amonio (NH₄)).

En los primeros metros de profundidad se midió Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Sólidos Disueltos Totales (TDS), Turbidez (FAU), E. coli y Coliformes Totales.

Muestreo y análisis de laboratorio

Antes de recolectar las muestras de agua los envases fueron lavados dos o tres veces con la muestra. Según el tipo de análisis, el envase se llenó por completo (análisis orgánicos) o se dejó un espacio vacío para que la muestra se airee (análisis microbiológicos). Las muestras fueron transportadas en hieleras a 4°C aproximadamente (APHA-AWWA-WPCF, 1992; WHO, 200). Los análisis de nutrientes se realizaron a 24°C, 48 hrs después de tomada la muestra. Las muestras colectadas para los análisis microbiológicos fueron procesadas inmediatamente al ingresar al laboratorio ya que no pueden ser almacenadas para su posterior análisis por más de 24 hrs. Los análisis de nutrientes de las muestras de centro del lago (WG), Santiago (SA) y Panajachel, fueron realizados por el Centro de Estudios Atitlán (CEA-UVG) y los restantes fueron realizados en el laboratorio de calidad de aguas de la AMSCLAE. Las muestras para los análisis de DBO, Coliformes Totales y *E. coli* se realizaron de la siguiente forma (Cuadro 1):

Cuadro 1. Esquema de muestreo para DBO y Microbiología

| Sitio / MES | DBO | | | | | Microbiología | | | |
|---------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----|---------------|-----|-----|-----|
| | Mar - Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Mar – Sep | Oct | Nov | |
| Panajachel (WP) | Sup | Int | Int | ND | ND | Per | ND | ND | |
| Santiago (SA) | | Sup | | Int | Int | | Int | Int | Int |
| Centro (WG) | | | | | Sup | | Sup | Sup | Sup |
| San Lucas Tolimán (WD) | | Sup | Sup | Sup | ND | ND | Sup | ND | ND |
| San Pedro La Laguna (WA) | | Sup | Sup | Sup | ND | ND | Sup | ND | ND |
| San Marcos La Laguna (WB) | | Sup | Sup | Sup | ND | ND | Sup | ND | ND |
| San Antonio Palopó (WC) | | Sup | Sup | Sup | ND | ND | Sup | ND | ND |

Superficial (Sup), Integrada 0 - 30 m (Int), Perfiles 0 - 100 m (Per), No Data (ND) por malas condiciones climáticas.

Muestreo de Fitoplancton

Las muestras de fitoplancton recolectadas fueron integradas, es decir que se recolectaron desde la superficie hasta los 30m de profundidad. En los puntos de Santiago, centro del lago, bahía de San Buenaventura y bahía de San Lucas se tomó una muestra de agua (~3.4 litros) con una manguera de 30m de largo. La recolecta de fitoplancton solo se realiza en los primeros metros de profundidad (zona fótica), ya que es en esta región donde se encuentra la mayor densidad de algas, debido a la disponibilidad de nutrientes, oxígeno y radiación fotosintéticamente activa (luz). Posteriormente la muestra de agua se filtró con una red de fitoplancton de 20 micras de luz de malla y fue fijada con una solución de lugol y trasladada al laboratorio de AMSCLAE. En el laboratorio, se analizaron las muestras con ayuda de un microscopio, portaobjetos y cubreobjetos. Los conteos se realizaron hasta los 300 organismos por litro, utilizando una cámara de conteo Sedgewick-Rafter; y se realizaron los respectivos cálculos de abundancia relativa y número de células por litro. La identificación de las algas se realizó hasta el máximo nivel taxonómico posible, en su mayoría a género, con ayuda de claves taxonómicas. Las muestras ya analizadas y procesadas fueron almacenadas en el laboratorio de la AMSCLAE como referencia. A partir de mayo del 2018 se decidió reducir el número de sitios a cuatro ya que no se encontró diferencia significativa entre los sitios, muestreándose SA (Santiago), Centro WG (centro del lago), WP (Panajachel) y WD (San Lucas Tolimán).

Muestreo de macroinvertebrados bentónicos

Los datos de los macroinvertebrados bentónicos del año 2014 fueron obtenidos del estudio realizado por J. Ortiz en su tesis de investigación denominada “Macroinvertebrados bentónicos de la zona litoral y sublitoral del lago de Atitlán, Sololá”. La recolecta de macroinvertebrados bentónicos durante el 2018 se realizó en los mismos sitios y profundidades del estudio realizado en el 2014 (Anexo1). La recolecta se realizó con una draga tipo Ekman con un área de 0.0523m². En cada punto de muestreo la draga fue sumergida hasta el fondo para recolectar una muestra de sedimentos. Luego de recolectada la muestra se colocó en una cubeta con un tamiz de 250µm y se lavó *in situ* para eliminar el exceso de sedimentos. La muestra ya lavada se almacenó en un lugar oscuro por 24 horas, para que los organismos subieran a la superficie y fueran más fácil de recolectarlos y almacenarlos en frascos con alcohol al 70%. La identificación de los macroinvertebrados bentónicos del lago se realizó al máximo nivel taxonómico posible, mediante la ayuda de claves taxonómicas (Merritt et al. 2008; Springer et al., 2010). Posteriormente se almacenaron y preservaron en viales plásticos y de vidrio con alcohol etílico al 70% con su respectiva etiqueta de referencia, la cual contiene la siguiente información: país, departamento, municipio, lugar de colecta, coordenadas geográficas, altura sobre el nivel del mar, fecha de colecta y colector.

Muestreo de macroinvertebrados asociados a vegetación acuática

Los datos de los macroinvertebrados asociados a vegetación acuática del año 2014 fueron obtenidos del estudio realizado por J. Ortiz en proyecto de investigación denominado “Macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática del lago de Atitlán”. La recolecta de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática durante el 2018 se realizó en los mismos sitios y en las mismas especies del estudio realizado en el 2014 (Anexo 2). Para la recolecta de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática del año 2018 se realizó un muestreo semi-cuantitativo, el cual consistió en recolectar muestras de macroinvertebrados acuáticos durante un esfuerzo de muestreo de una hora/persona por especie. En cada sitio de muestreo se recolectaron diferentes especies de macrófitas acuáticas, que luego fueron sacudidas sobre una bandeja plástica de color blanco para que los macroinvertebrados se soltaran al momento de sentir la perturbación y ser recolectados de manera individual con pinzas. Los organismos fueron preservados y almacenados en frascos plásticos con alcohol etílico al 90% con su respectiva etiqueta de identificación para luego ser identificados en el laboratorio. Las muestras se mantuvieron por separado según la especie de macrófita y sitio de muestreo en la que fueron recolectadas (*Eichhornia crassipes*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata* y *Azolla filiculoides*). La identificación de los macroinvertebrados acuáticos del lago se realizó al máximo nivel taxonómico posible, mediante la ayuda de claves taxonómicas (Merritt et al. 2008; Springer et al., 2010). Posteriormente se almacenaron y preservaron en viales plásticos y de vidrio con alcohol etílico al 70% con su respectiva etiqueta de referencia, la cual contiene la siguiente información: país, departamento, municipio, lugar de colecta, coordenadas geográficas, altura sobre el nivel del mar, fecha de colecta y colector.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Transparencia

La transparencia del Lago de Atitlán durante el año 2018 osciló entre los 5 y 9 m de profundidad. El sitio WP, ubicado frente a Panajachel, fue en donde se registraron los valores más bajos de transparencia (Fig. 2), esto se podría deber al ingreso de sedimentos y materia orgánica de los dos principales ríos que descargan al lago, río San Francisco y Quiscab. Durante los meses de abril, mayo, agosto y septiembre se registraron los valores más altos del disco Secchi (Fig. 3), el resto de los meses los valores de Secchi estuvieron por debajo de los 7 m. En la figura 3 se observa la oscilación de la transparencia del lago Atitlán a través del tiempo, desde el estudio realizado por Weiss en los años 1968 y 1969. Los cambios de la transparencia de todo el lago en los últimos años podría deberse al alto ingreso de sedimentos producto de las actividades antropogénicas y al aumento de la densidad y la productividad de las algas en la columna de agua (Löffler, 2004; Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008; Reynolds, 2004a), estos sedimentos suspendidos en la columna de agua reducen la cantidad de luz que penetra a la columna de agua y por consiguiente la transparencia.

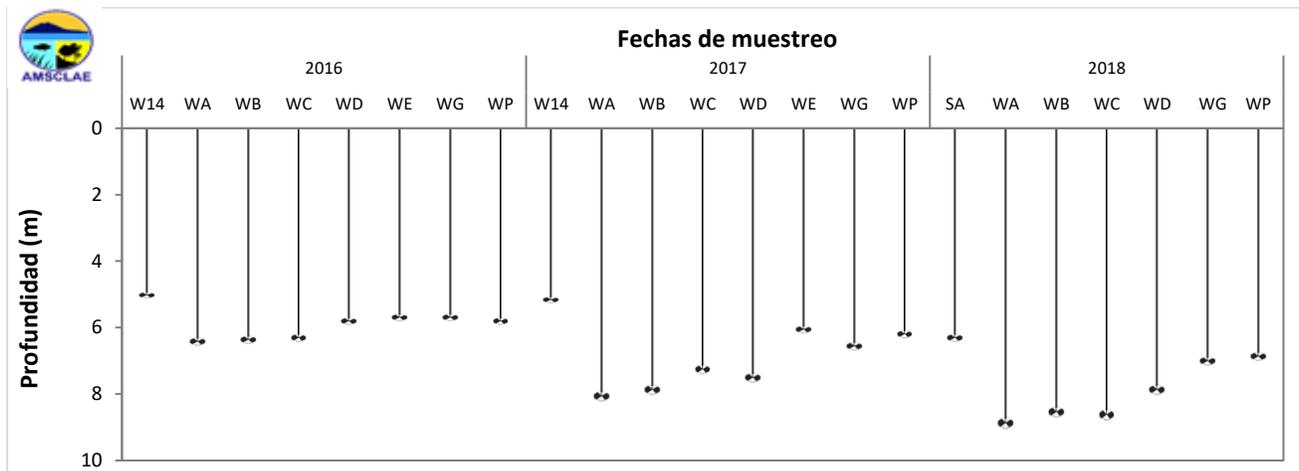


Figura 2 Valores promedio de transparencia por sitio de marzo a noviembre del 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

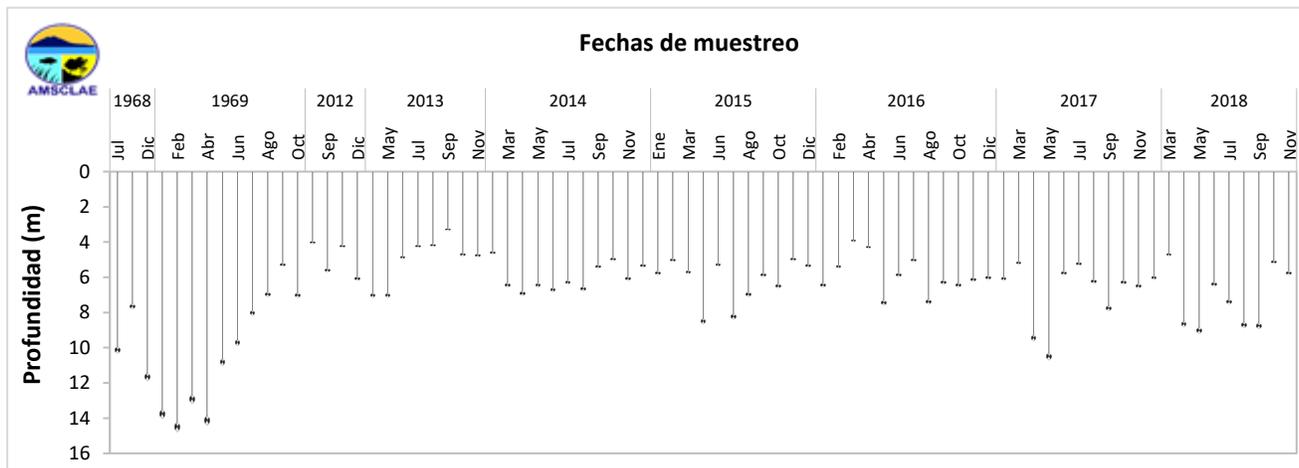


Figura 3. Valores promedio del registro histórico de transparencia en (m) del lago (DICA/AMSCLAE, 2018).

Temperatura

La temperatura en el lago nos permite comprender la estratificación térmica de la columna de agua, la cual se refiere al fenómeno cuando las aguas de la superficie se calientan y forman una capa que flota encima de las aguas más profundas y frías. Cuando la temperatura se iguala en ambas zonas desaparece con ella la estratificación, este fenómeno puede ser ocasionado por los vientos que enfrían la capa superficial (Roldán y Ramírez, 2008). En la figura 4 se observa la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de los valores de la temperatura desde el 2014 hasta el 2018 en el centro del lago. Los tonos rojos y anaranjados indican temperaturas altas del agua y los tonos morados y azules temperaturas bajas.

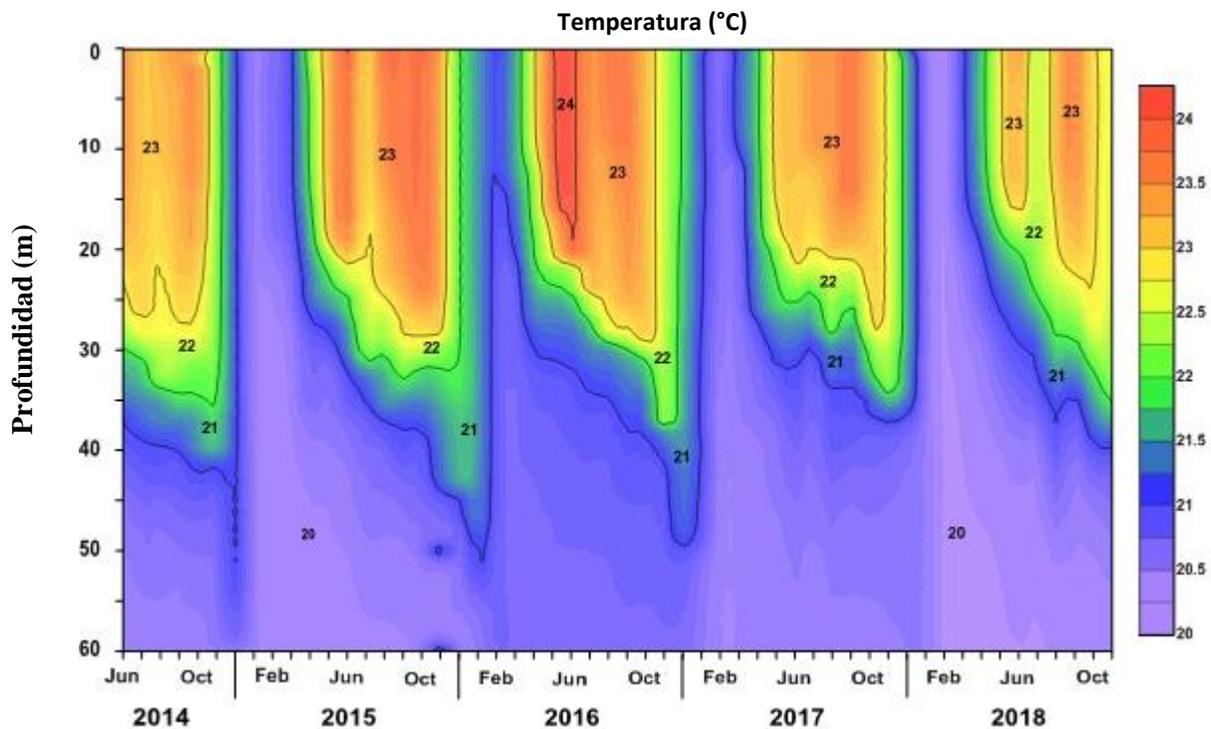


Figura 4. Variación espacial y temporal de la Temperatura (°C) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde junio del 2014 a noviembre del 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

Durante los meses de frío (nov – feb) se observa una reducción de la temperatura superficial, en comparación a los meses calurosos. La temperatura del epilimnion (capa superficial) (0 - 30m) en todos los sitios de muestreo oscilo entre los 22 y 24°C. Entre los 35 y 40m de profundidad se observa la termoclina y por debajo de esa profundidad el hipolimnion, con una temperatura por debajo de los 21°C (capa profunda) (Fig. 4 y 5).

La baja variación de la temperatura en aguas superficiales y profundas ($\pm 2^\circ\text{C}$) podría indicar que el calor logra distribirse hacia las capas profundas del lago. Es probable que la acción del viento y otras fuerzas generadoras de turbulencia distribuyan el calor de la superficie a las capas profundas durante el día y la noche (Löffler, 2004; Reynolds, 2004b; Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008).

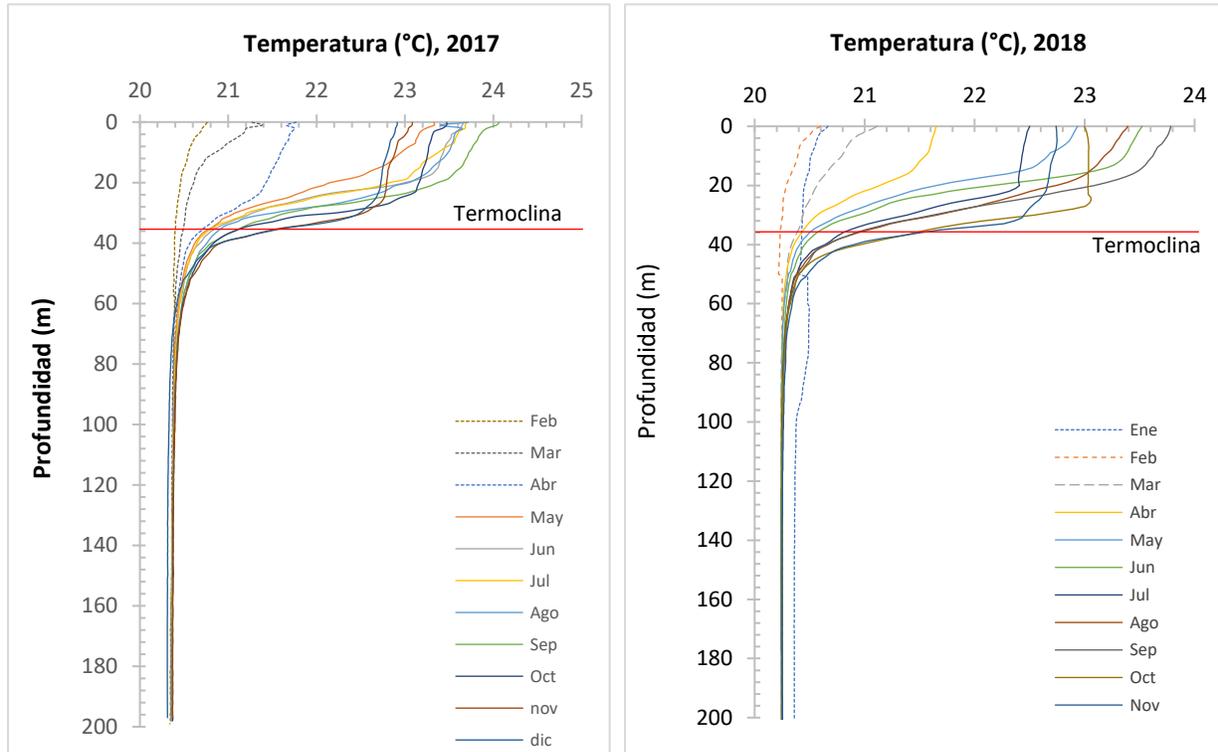


Figura 5. Perfiles de temperatura en la columna de agua durante el 2017 y 2018. (DICA/AMSCLAE, 2018).

Oxígeno Disuelto

Después de la temperatura, el oxígeno es uno de los factores más importantes que debe ser medido en el agua. En la figura 6 se observa la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de los valores del oxígeno disuelto desde el 2014 al 2018. Al igual que la temperatura existe una estratificación del oxígeno disuelto en los primeros 40m de profundidad (Fig. 6 y 7). De 0 m a 40 m la concentración de oxígeno oscila entre los 8 y 7 mg/L, luego de los 40 m el oxígeno cae a 4 o 2mg/L, incluso a 0 en algunos años.

En todos los sitios de muestreo se registraron descensos de las concentraciones de oxígeno después de los 40m de profundidad (Fig. 6 y 7), esto se debe a que las capas profundas no están en contacto directo con la atmosfera, por lo tanto, no hay un intercambio directo de oxígeno (Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008). Además, en las capas profundas hay un mayor consumo del oxígeno disuelto por bacterias, debido a la degradación de la materia orgánica que ingresa al lago por la acción del viento o por las descargas de aguas residuales y los afluentes. Adicionalmente, la capa superficial puede presentar concentraciones mayores de oxígeno debido a la acción del viento y otras fuerzas generadoras de turbulencia (Lampert & Sommer, 2007); así como a la fotosíntesis del fitoplancton y macrófitas, que se encuentran restringidas al epilimnion (González, 1988).

En la figura 6, al contrario de la figura 4 (variación espacial y temporal de la temperatura), los tonos morados y azules indican altas concentraciones de oxígeno en el agua y los tonos rojos y anaranjados concentraciones bajas. Por lo tanto, la interpretación de la variación espacial y temporal de oxígeno muestra patrones de altas concentraciones de oxígeno en la superficie y bajas concentraciones en las capas profundas.

En los meses de enero y febrero del 2018, así como en el 2015, las concentraciones de oxígeno disminuyeron ligeramente en la capa superficial de la columna de agua (región con tonos verdes en la superficie), esto pudo deberse a que haya habido una mezcla de la capa superficial con la capa profunda, la cual tiene menor concentración de oxígeno.

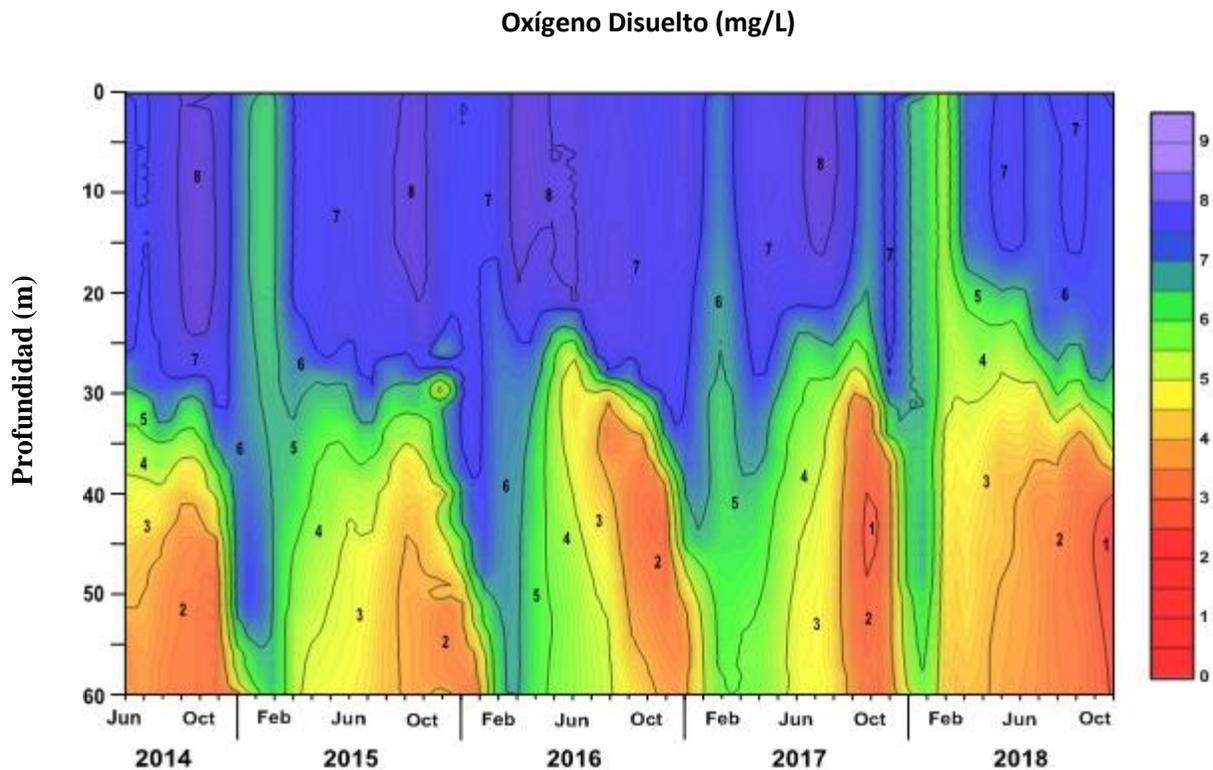


Figura 6. Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto (mg/L) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde junio del 2014 a noviembre del 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

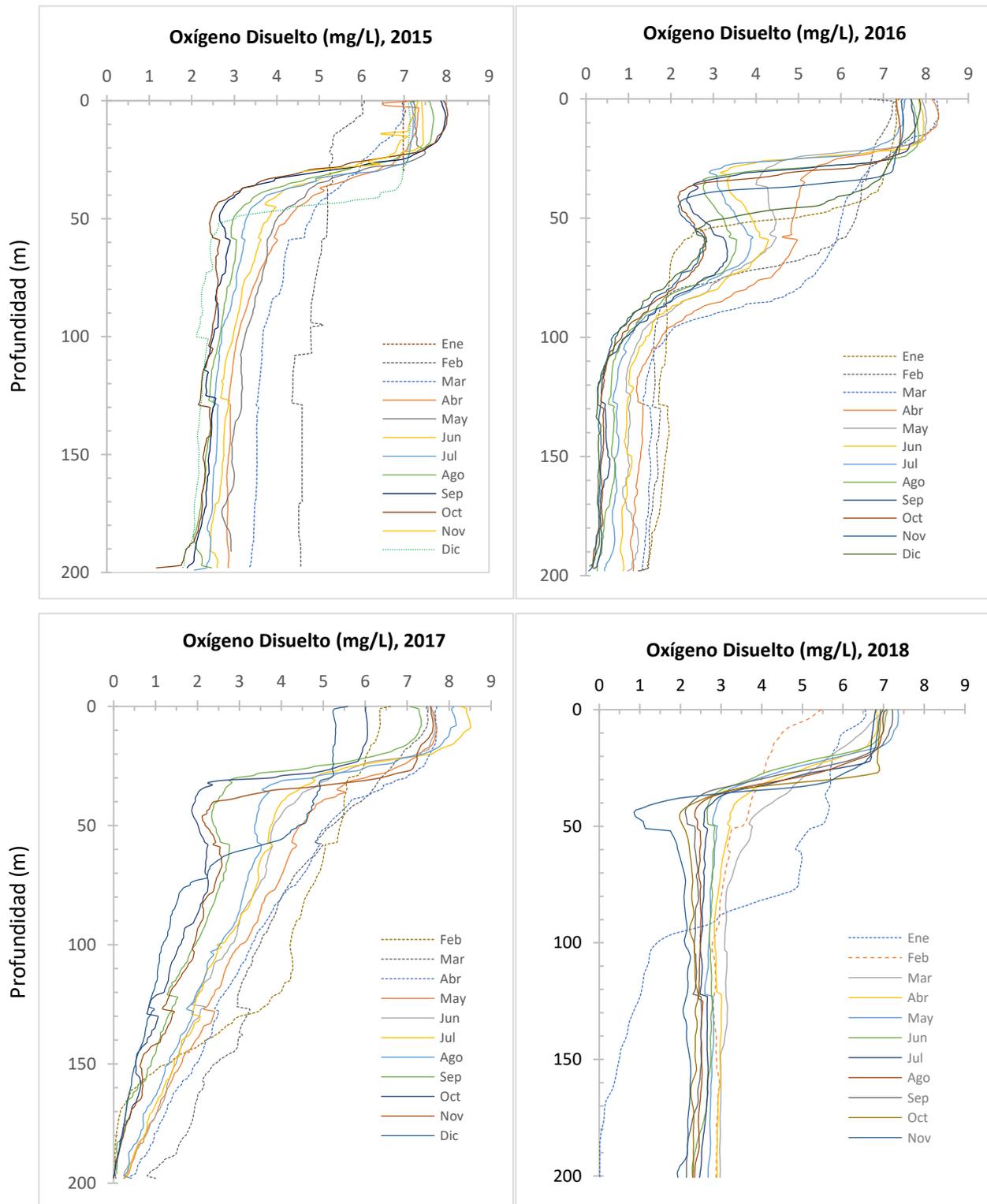


Figura 7. Perfiles de valores promedio de oxígeno disuelto en la columna de agua desde el 2015 al 2018. (DICA/AMSCLAE, 2018).

Potencial de Hidrógeno (pH)

El potencial de hidrógeno, pH, es el término que nos indica la concentración de iones hidrógeno en una disolución. Se trata de una medida de la acidez de la disolución. El agua pura tiene un pH de 7, aguas con valores por arriba de siete son aguas básicas y por debajo son aguas ácidas.

En la figura 8 se puede observar los valores promedios, máximos y mínimos de pH durante el 2018, los cuales oscilaron entre 7 y 10 unidades. Las diferencias de pH podrían deberse a la actividad biológica (fotosíntesis y respiración) en la columna de agua.

El pH del agua disminuye cuando el dióxido de carbono (CO_2) atmosférico se une con la capa superficial de agua (H_2O) forma una molécula ácida (ácido carbónico, H_2CO_3). No obstante, los organismos fotosintéticos (e.g. algas) durante el proceso de fotosíntesis, absorben el CO_2 disuelto, disminuyendo así las concentraciones de CO_2 en el lago y provocando un aumento del pH (Horne & Goldman, 1994; Pokorný & Květ, 2004; Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008).

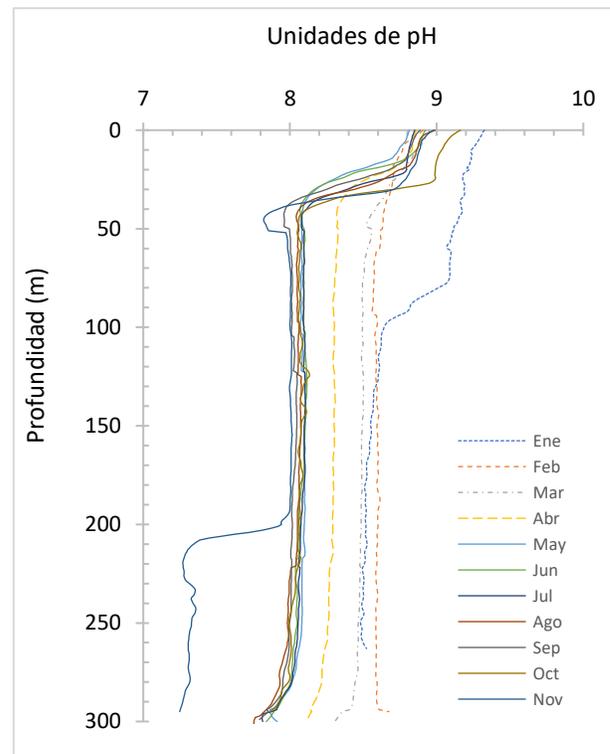


Figura 8. Perfiles de valores promedio de pH durante el 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) y Ficocianina (cel/ml)

La clorofila *a* es un pigmento de color verde que se encuentran en las cianobacterias y en todos aquellos organismos que contienen cloroplastos en sus células, lo que incluye a las plantas y a diversas algas. La ficocianina es un pigmento ficobilínico azul presente en algas verdeazules (cianobacterias) (Roldán y Ramírez, 2008). Por lo tanto, ambos pigmentos son indicadores de las densidades de algas en el ensamble de fitoplancton y de cianobacterias.

En la figura 9 se puede observar que, durante el año 2018 las concentraciones de clorofila *a* fueron altas en dos momentos (Ene-Mar y Sep-Nov). La coloración verde fuerte indica altas concentraciones de clorofila en la columna de agua y las coloraciones blancas bajas concentraciones. Ambos momentos indican un florecimiento de algas. El florecimiento de enero a marzo pudo ser de diatomeas o algas pardas y el de septiembre y noviembre de cianobacterias (Fig. 10, 12 y 13). Se asume que el florecimiento de enero a marzo fue de diatomeas ya que los valores de ficocianinas durante esos meses fueron bajos (Fig. 10), al contrario de los registrados en septiembre y noviembre, donde sí se registró y monitoreó un florecimiento de cianobacterias (Ver sección de fitoplancton).

Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)

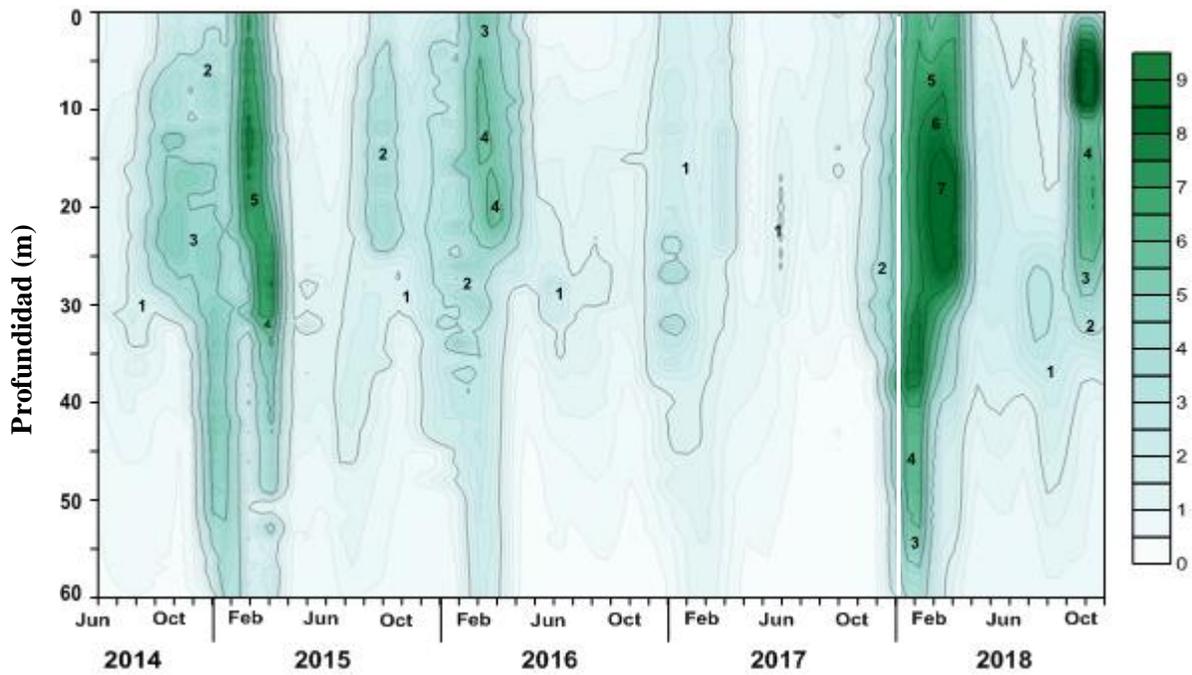


Figura 9. Variación espacial y temporal de Clorofila (a) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde el 2014 al 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

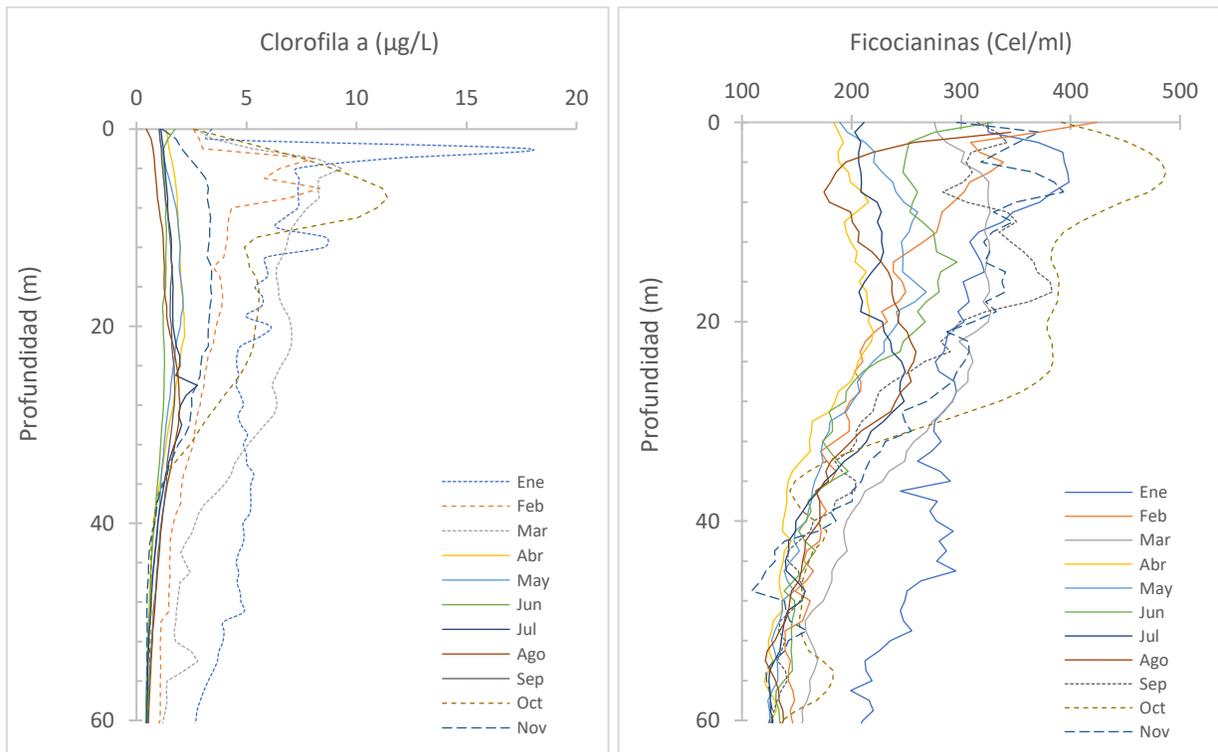


Figura 10. Perfiles de valores promedio de clorofila a y ficocianinas durante el 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

Fitoplancton

Abundancia relativa y diversidad

De noviembre 2017-2018, se registraron 23 géneros de fitoplancton, distribuidos en cinco clases: Bacillariophyceae (diatomeas), Charophyceae (algas pardas o quebradizas), Chlorophyceae (algas verdes), Cyanophyceae (cianobacterias) y Dinophyceae (dinoflagelados). Las diatomeas fueron las más diversas con un total de nueve géneros, seguidas de las algas verdes y las cianobacterias con siete y cinco géneros respectivamente. Las algas quebradizas y los dinoflagelados fueron los menos diversos, con dos y un género cada clase.

Como se observa en la figura 11, el ensamble de fitoplancton en todos los sitios de muestreo, está dominado por diatomeas. En general, los géneros *Aulacoseira sp.*, *Fragilaria sp.* y *Mougeotia sp.* presentaron las mayores abundancias. De las algas verdes, la más abundante fue *Staurastrum sp.* y de las cianobacterias fueron *Limnorphis sp.* y *Dolichospermum sp.*

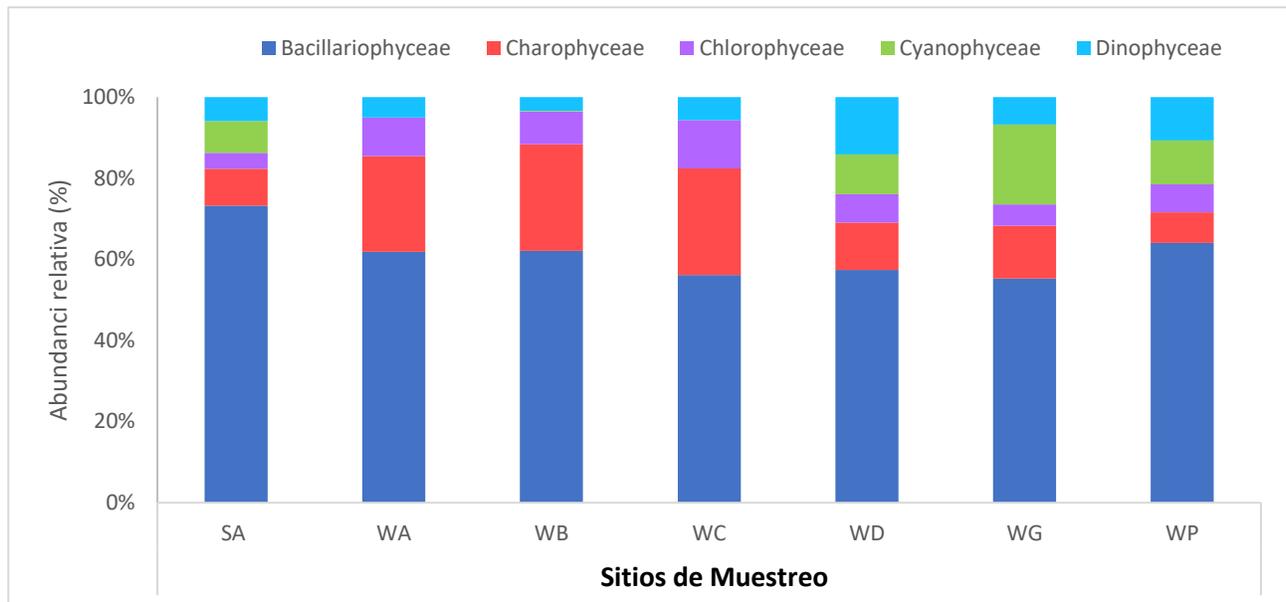


Figura 11. Abundancia del ensamble de fitoplancton en el lago Atitlán (DICA/AMSCLAE, 2018).

En la figura 12, se muestra el comportamiento del ensamble de fitoplancton en el tiempo (2017-2018). Aunque la dominancia de diatomeas es generalizada, durante los años 2017- 2018 existen importantes cambios en el comportamiento de algunos grupos de algas. Hubo un incremento de algas quebradizas de oct 2017 a mar 2018, principalmente del género *Mougeotia sp.* Esta alga, presenta ciertas adaptaciones fisiológicas que le permiten desarrollarse en un amplio rango de condiciones ambientales, que incluyen diferentes rangos de radiación solar, pH y concentraciones de metales pesados (Bellinger & Sigeo, 2010). También, se puede observar un aumento de cianobacterias en jul-sept 2017, principalmente de *Limnorphis sp.*; en may-jun 2018, de *Aphanocapsa sp.* y *Aphanizomenon sp.*; y en sept-oct 2018 de *Dolichospermum sp.* y *Limnorphis sp.* Esto puede estar asociado al aumento de nutrientes por efecto de las lluvias y al aumento de temperatura debido a la canícula. Las algas verdes y los dinoflagelados, presentaron un comportamiento homogéneo, sin mayores cambios a lo largo de los años.

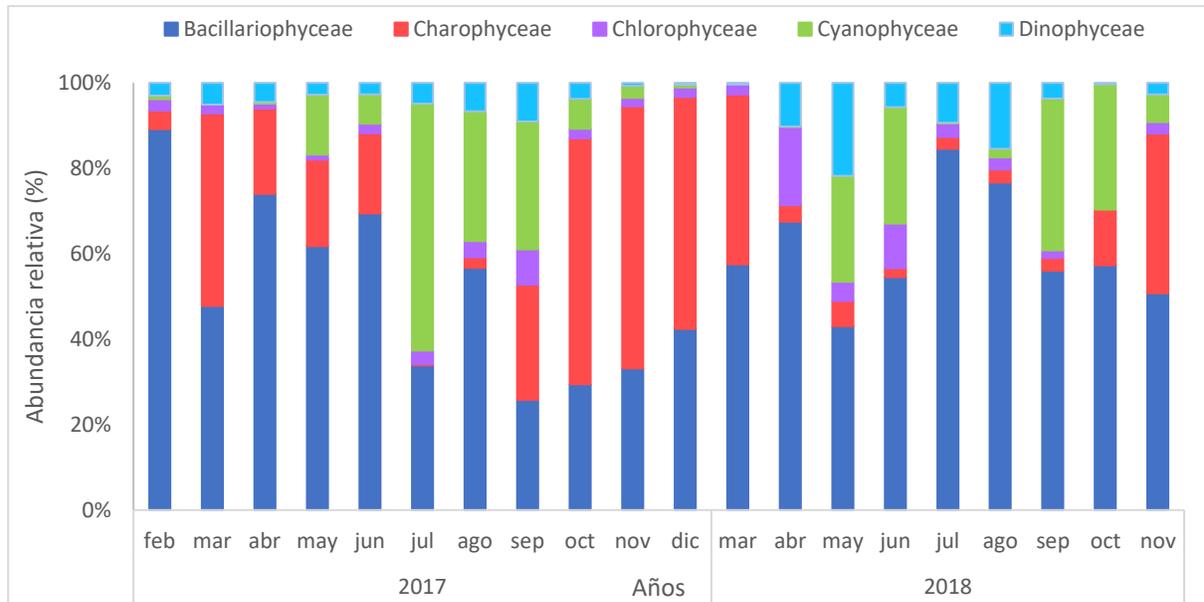


Figura 12. Dinámica del fitoplancton durante los años 2017 -2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

Durante el 2018, las mayores densidades (org/L) fueron registradas para las diatomeas y las algas quebradizas. Se puede observar una disminución gradual de las diatomeas a partir de mayo, acompañado de un aumento de cianobacterias, mismas que alcanzaron sus mayores densidades en septiembre y octubre (Fig. 12). Las algas verdes y los dinoflagelados mantuvieron sus densidades a lo largo del año. En los sitios de muestreo, en general las mayores densidades promedio se reportaron de diatomeas y algas quebradizas. En menor proporción algas verdes, cianobacterias y dinoflagelados. La alta presencia de diatomeas puede estar asociada a que estos organismos prefieren aguas frías y con presencia de viento (Ochaeta, 2014); el lago Atitlán presenta en sus primeros 30 metros, una temperatura promedio de 21.8 °C (DICA/AMSCLAE, 2018) y está fuertemente influenciado por viento tanto norte como sur. Las algas verdes están asociadas a altas concentraciones de nutrientes y aguas más cálidas (Ochaeta, 2014); mientras que las cianobacterias además de estas dos condiciones, se ve favorecida por un aumento de la radiación solar y por la presencia de poco viento (Ochaeta, 2014; Bellinger & Sigeo, 2010; Janse *et al.*, 2006).

FloreCIMIENTO de cianobacterias

Durante los meses de septiembre y octubre del 2018 se registró un florecimiento de cianobacteria en el lago Atitlán, dominado por los géneros *Dolichospermum sp.* y *Limnoraphis sp.* Un florecimiento se da cuando se alcanzan densidades por encima de 2 millones de células por litro. Como se observa en la figura 13, el florecimiento inició el 24 de septiembre con un total de 12,700,000 cel/L, esta fue la mayor densidad registrada. El 27 de septiembre y el 2 de octubre las densidades disminuyeron a 2,300,000 y 3,800,000 cel/L, respectivamente. A partir del 10 de octubre ya no se registraron concentraciones de cianobacterias por encima del límite.

Existe una serie de factores que influyen en el crecimiento excesivo de las cianobacterias, que puede llegar a provocar un florecimiento, entre los que podemos mencionar: la disponibilidad de luz, capacidad de absorción de nitrógeno, distribución de las cianobacterias en la zona fótica, la temperatura del agua, la disponibilidad de nutrientes y las pérdidas por transporte y depredación (UNESCO, 2009).

Es importante que se cuente con un sistema de precaución y mitigación para los florecimientos de cianobacterias, principalmente, porque uno de los riesgos más grandes asociados a estos fenómenos, es la producción de cianotoxinas. Las cianotoxinas son metabolitos secundarios que pueden ser tóxicos para animales, afectando la biota acuática y la terrestre, incluyendo a los seres humanos (UNESCO, 2009). Esto cobra una gran importancia en el lago Atitlán, ya que tres municipios al sur de la cuenca (Santiago Atitlán, San Pedro La Laguna y San Lucas Tolimán) utilizan agua del lago para abastecer a la población.

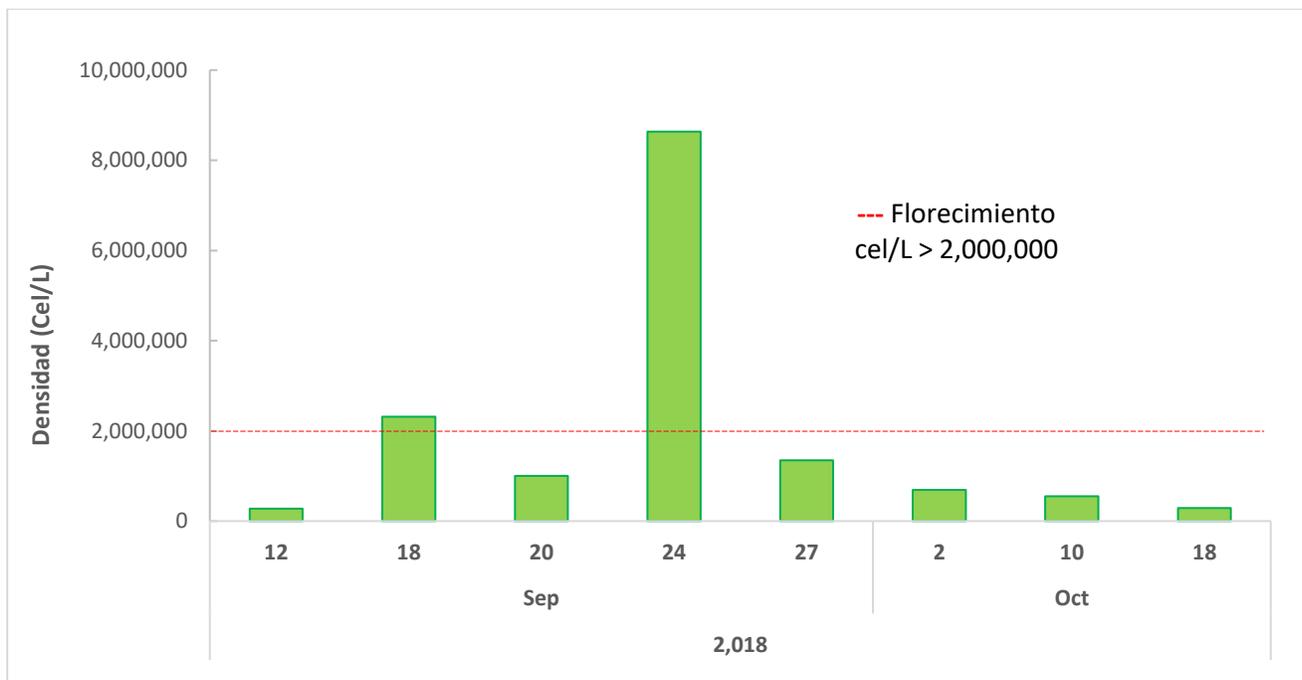


Figura 13. Densidades de cianobacterias en el centro del lago Atitlán durante el florecimiento del 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

Fosfatos (PO_4^{-3}) y Nitratos (NO_3^{-2})

El fósforo se encuentra en el agua en dos formas principales, ortofosfatos y polifosfatos, los cuales puede ser absorbidos por las plantas acuáticas y el fitoplancton. Los fosfatos son muy reactivos e interactúan con muchos cationes para formar compuestos insolubles que precipitan (*e.g.* hierro). El nitrógeno puede ser utilizado por algas y plantas en tres formas: nitratos (NO_3), ion amonio (NH_4) y nitrógeno molecular (N_2). Las dos primeras es la forma como la toman la mayoría de las plantas y algas; la tercera es propia de los procariontes (bacterias y cianobacterias) (Roldán y Ramírez, 2008).

En la figura 14 se observa el comportamiento de las concentraciones de fosfatos y nitratos durante el 2018, en la superficie (0 – 30 m) las concentraciones fueron menores, 0.02 a 0.05 mg/L, en comparación a la zona profunda, donde incrementa las concentraciones para ambos parámetros (0.03 a 0.1 mg/L). La baja concentración de fosfatos y nitratos en la capa superficial podría deberse a que en esta zona hay una mayor absorción de fósforo, debido a la productividad primaria de las algas.

Los ortofosfatos son menos móviles que otros nutrientes y precipitan más rápido cuando se combina con otros cationes (Ca^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}), formando productos altamente insolubles (Lampert & Sommer, 2007) y más pesados. Por lo tanto, a partir de los 60 m de profundidad las concentraciones de fosfatos incrementan debido a que a esas profundidades no hay productividad primaria y los fosfatos se acumulan en el fondo.

En la capa superficial del lago puede ocurrir fijación de nitrógeno por algunas algas y excreción de amonio, no obstante, al igual que el fósforo y debido al peso de las moléculas, están tienden a sedimentar en las zonas profundas, incrementando su concentración (Fig. 14).

En los meses de enero, octubre y noviembre las concentraciones de fosfatos fueron menores en relación a los otros meses. Esto podría deberse a que en esas fechas hubo florecimientos de algas y por lo tanto hubo un mayor consumo de nutrientes en la superficie (Fig. 9, 11 y 13).

Demanda Bioquímica Oxígeno (DBO) (mg/L)

La DBO es una forma de medir la cantidad de materia orgánica presente en el agua, y que mientras se degrada consume una considerada cantidad de oxígeno; cuanto mayor sea la cantidad de materia orgánica mayor será el consumo de oxígeno disuelto y mayor la concentración de la demanda bioquímica de oxígeno. En la figura 15 se observa que en la mayoría de los puntos de muestreo las concentraciones de DBO fueron similares, en el centro los valores fueron ligeramente más altos y esto podría deberse al vértice que se crea en el centro del lago por las corrientes internas ocasionadas por los vientos sobre el espejo de agua (DICA/Clima, 2018).

En los meses de la temporada seca (Fig. 15 -16), los valores de la DBO oscilaron entre 0 a 1 mg/L en la mayoría de los sitios. En los meses de julio a septiembre se registraron los valores de DBO más altos y esto coincide con la temporada lluviosa (DICA/Clima, 2018). Las primeras lluvias del año arrastran una gran cantidad de materia orgánica por escorrentía superficial hacia los ríos que finalmente ingresa al lago, la degradación de toda la materia orgánica que ingresa al lago por escorrentía superficial y por los ríos ocasiona que aumente la DBO considerablemente.

El comportamiento de la DBO en el tiempo (Fig. 16), refleja el alto impacto que tiene la temporada lluviosa en la calidad del agua del lago Atitlán. Al incrementar los caudales de los ríos (DICA/Caudales, 2018) y al haber escorrentía superficial en las regiones donde no hay ríos o no hay un ingreso de agua superficial durante todo el año, incrementa el ingreso de materia orgánica al lago y por ende en los valores de DBO aumentan.

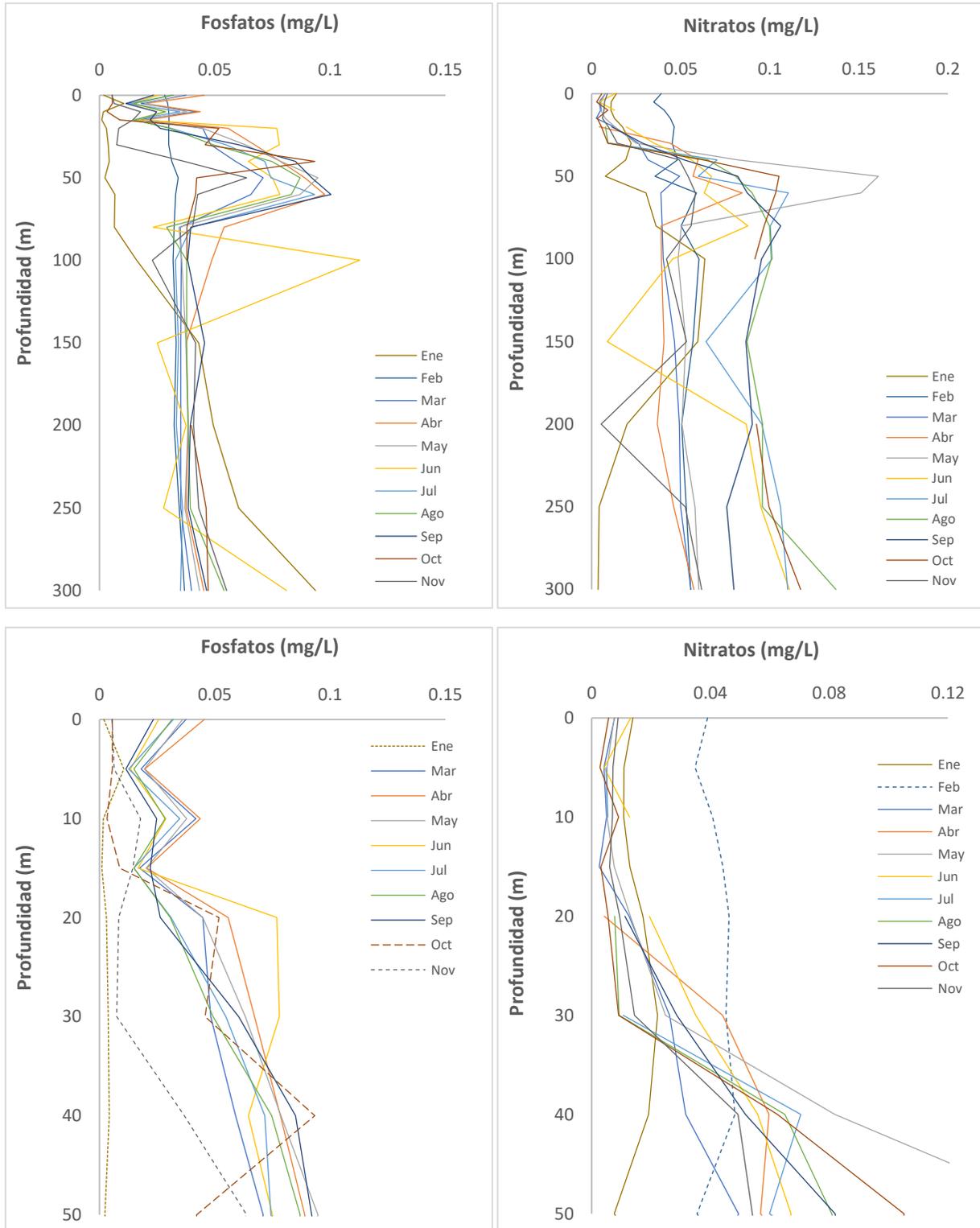


Figura 14. Valores promedio de fosfatos y nitratos en el lago Atitlán durante el 2018 (DICA/AMSCLAE, 2017).



Figura 15. Valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_{20,5}) superficial de los puntos de muestreo de centro del lago, Panajachel y Santiago Atitlán durante el 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

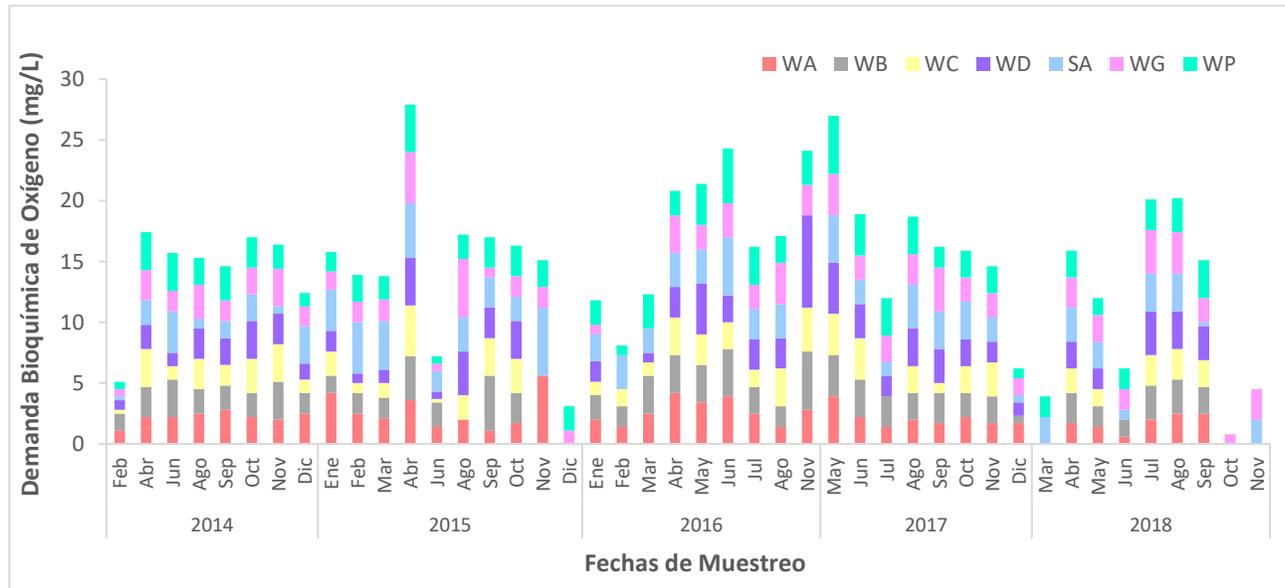


Figura 16. Valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_{20,5}) superficial por fecha y sitio de muestreo desde el 2014 hasta el 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

En la figura 15 y 16 algunos meses o sitios no están diagramados, debido a que no se tomaron muestras por las condiciones climáticas o por fallas del equipo al momento de realizar el análisis.

Coliformes totales y *E. coli*

Los coliformes son indicadores de contaminación de origen fecal, como resultado de una contaminación reciente por heces humanas o animales. En la figura 17 y 18 se pueden observar los perfiles de los valores de coliformes totales y *E. coli* por fecha de muestreo y por sitio de muestreo, Santiago (SA), Panajachel (WP) y el centro del lago (WG). Los valores de coliformes totales y *E. coli* superficial para los sitios restantes los valores se pueden observar en el cuadro 2.

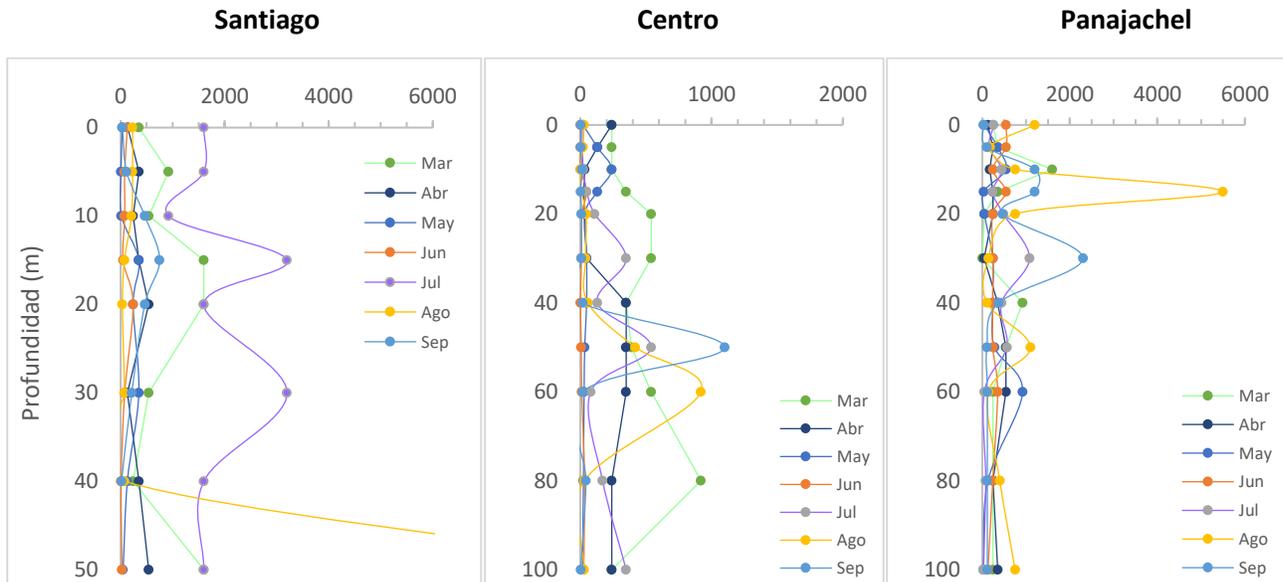


Figura 17. Variación temporal y espacial de coliformes totales (NMP/100 ml) durante el 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

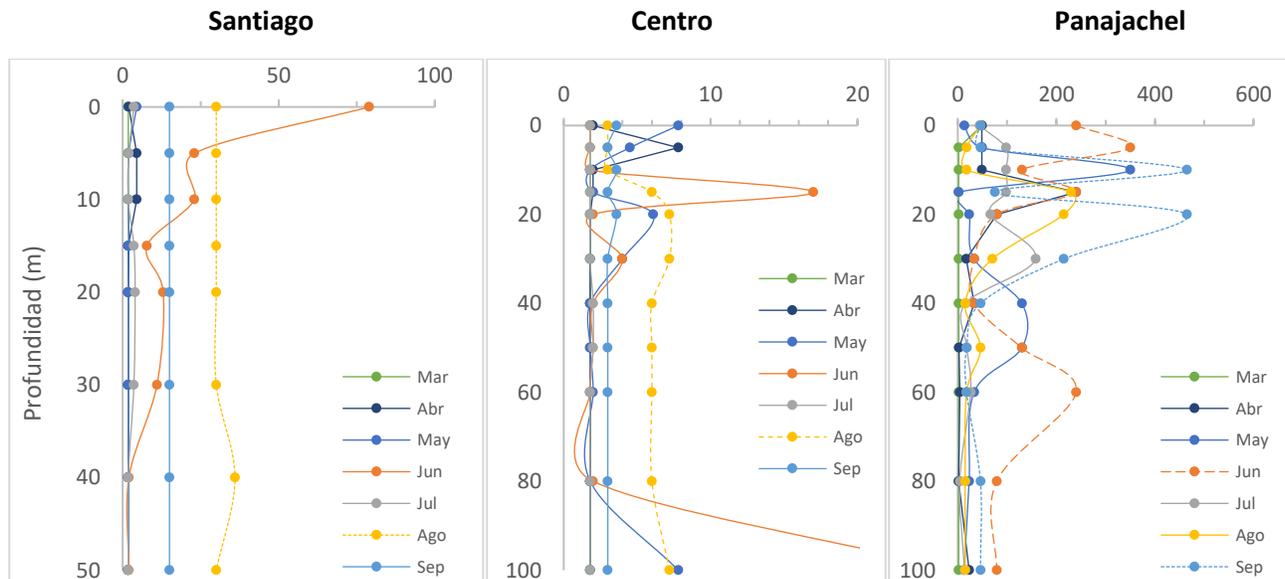


Figura 18. Variación temporal y espacial de *Escherichia coli* (NMP/100 ml) durante el 2018 (DICA/AMSCLAE, 2018).

En general, los coliformes totales y *E. coli* fueron más altos durante la temporada lluviosa y en los sitios ubicados cerca de Panajachel (WP) y Santiago (SA) (Fig. 17 y Cuadro 2). Los valores altos de *E. coli* y coliformes en Panajachel podría deberse a la cercanía del punto de muestreo al río San Francisco y Quiscab, ambos ríos ingresan al lago Atitlán con altas cargas de contaminantes (DICA/Caudales, 2018; DICA/Ríos, 2018) y contaminación fecal (DICA/Ptar's, 2018), producto de las descargas de aguas residuales con o sin tratamiento alguno.

Cuadro 2. Valores de Coliformes totales y *E. coli* superficial de marzo a septiembre del 2018 en los sitios de muestreo WA, WB y WC. (Fuente: DICA-AMSCLAE, 2018)

| Sitio | Coliformes Totales (NMP/100 ml) | | | | | | | <i>E. coli</i> (NMP/100 ml) | | | | | | |
|-------|---------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep |
| WA | 79 | 49 | 9.3 | 2 | 13 | 42 | 14.8 | 4.5 | 1.8 | 1.8 | 2 | 4.8 | 6 | 6 |
| WB | 240 | 13 | 1.8 | 9.3 | 33 | 6 | 6.2 | 2 | 1.8 | 1.8 | 1.8 | 1.8 | 6 | 3 |
| WC | ND | 26 | 41 | ND | 94 | 150 | 480 | ND | 7.8 | 13 | ND | 3.6 | 30 | 7.2 |

Los valores de coliformes totales y *E. coli* de las muestras integradas en el centro durante octubre fueron 48 y 2 NMP/100 ml, respectivamente, y para noviembre del centro y de Santiago fueron 280 y 2 NMP/100 ml y 1600 y <1.8 NPM/100 ml, respectivamente. En el resto de los sitios no se tienen datos debido a las condiciones climáticas que hubo durante los días de muestreo (viento y lluvia). Los valores se consideran altos en relación a los meses anteriores, y esto podría asociarse también al efecto que tienen las lluvias en la cuenca y el arrastre de aguas contaminadas con excretas fecales de origen humano y animal.

Macroinvertebrados Bentónicos

En el cuadro 3 y en la figura 19 se puede observar que desde el año 2014 al 2018 ha habido una disminución de la riqueza de taxa de macroinvertebrados bentónicos, así como, de la abundancia en todos los sitios y en todas las profundidades ($Z= 4.77$, $p < 0.05$). Esto refleja la degradación que ha sufrido el lago Atitlán por ingreso de nutrientes, materia orgánica, sedimentos, entre otros. El ingreso de todos estos contaminantes ha generado que en el tiempo las condiciones en el fondo del lago Atitlán se estén tornando anóxicas y/o hipóxicas (ausencia de oxígeno con concentraciones por debajo de los 4 mg/L). La ausencia de oxígeno en el fondo del lago podría estar limitando la distribución y la riqueza de los macroinvertebrados bentónicos en Atitlán (Meza *et al.*, 2012).

Cuadro 3. Número de individuos y número de taxa de macroinvertebrados bentónicos registrados durante el año 2014 y 2018 en el lago Atitlán. (Fuente: DICA - AMSCLAE, 2018)

| Año | Lugar | Abundancia | | | | Taxa | | | |
|------|--------------------|------------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 1 m | 15 m | 25 m | 50 m | 1 m | 15 m | 25 m | 50 m |
| 2014 | San Buenaventura | 292 | 59 | 103 | 1710 | 9 | 7 | 4 | 6 |
| | San Juan La Laguna | 53 | 85 | 133 | 549 | 7 | 5 | 6 | 6 |
| | San Lucas Tolimán | 302 | 1030 | 168 | 175 | 6 | 6 | 4 | 5 |
| | Santiago Atitlán | 376 | 13 | 64 | 117 | 10 | 3 | 4 | 6 |
| 2018 | San Buenaventura | 15 | 22 | 68 | 301 | 3 | 3 | 1 | 2 |
| | San Juan La Laguna | 9 | 2 | 6 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | San Lucas Tolimán | 9 | 171 | 4 | 51 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| | Santiago Atitlán | 15 | 3 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 |

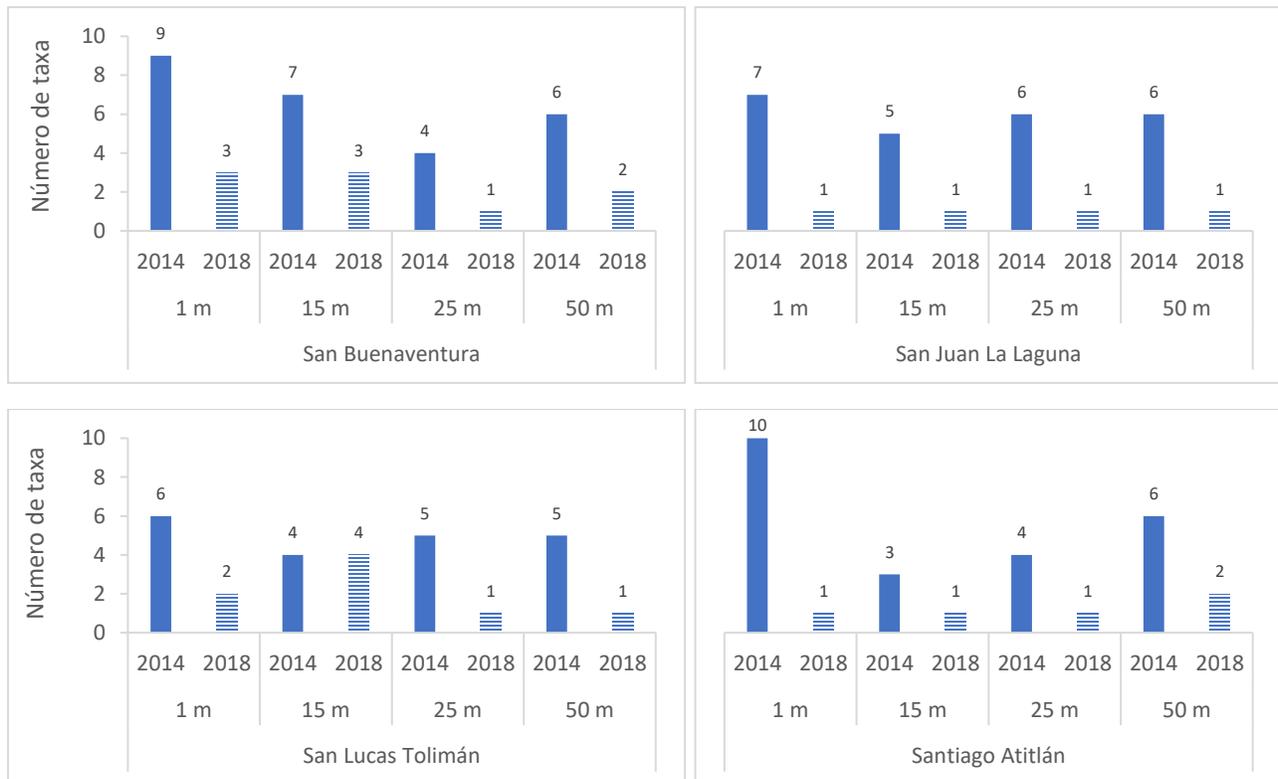


Figura 19. Número de taxa de macroinvertebrados bentónicos registrados durante el año 2014 vs 2018, en San Buenaventura, San Juan La Laguna, San Lucas Tolimán y Santiago Atitlán, a 1 m, 15 m, 25 m y 50 m de profundidad. (Fuente: DICA - AMSCLAE, 2018)

Macroinvertebrados asociados a la vegetación Acuática

En el cuadro 4 y en la figura 20 se puede observar que desde el año 2014 al 2018 ha habido una disminución de la riqueza de taxa de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática. También se tiene que mencionar que en muchos lugares algunas especies de macrófitas han disminuido en abundancia e incluso han desaparecido o están ausentes en algunos sitios donde estaban antes, tal es el ejemplo de *Ceratophyllum demersum* en la bahía de los gatos, *Eichhornia crassipes* en la bahía de los gatos y en la bahía de Santiago y *Polygonum sp.* en San Lucas Tolimán. Esto puede reflejar la degradación que ha sufrido el lago Atitlán por ingreso de nutrientes, materia orgánica, introducción de especies exóticas, como la *Hydrilla verticillata*, que ha desplazado a otras especies nativas reduciendo así la diversidad de hábitats disponibles por otras especies (Posey *et al.*, 1993; Colon-Gaud *et al.* 2004) y la falta de protección, no solo de la vegetación acuática, sino de la zona litoral del lago Atitlán.

Cuadro 4. Riqueza de macroinvertebrados acuáticos por especie de macrófitas por sitio de muestreo, durante el 2014 vs 2018. (Fuente: DICA - AMSCLAE, 2018).

| | Especie | Bahía de los Gatos | | Bahía de Santiago | | Cerro de Oro | | San Lucas Tolimán | |
|-------------------|-------------------------------|--------------------|------|-------------------|------|--------------|------|-------------------|------|
| | | 2014 | 2018 | 2014 | 2018 | 2014 | 2018 | 2014 | 2018 |
| Riqueza | <i>Azolla filiculoides</i> | 6 | 10 | - | - | - | - | - | - |
| | <i>Ceratophyllum demersum</i> | 7 | 0 | 5 | 6 | - | - | - | - |
| | <i>Eichhornia crassipes</i> | 8 | 0 | 19 | 0 | 0 | 18 | 0 | 12 |
| | <i>Hydrilla verticillata</i> | 16 | 14 | 10 | 9 | 11 | 6 | 14 | 12 |
| | <i>Polygonum sp.</i> | - | - | - | - | - | - | 9 | 0 |
| Abundancia | <i>Azolla filiculoides</i> | 33 | 61 | - | - | - | - | - | - |
| | <i>Ceratophyllum demersum</i> | 30 | 0 | 37 | 187 | - | - | - | - |
| | <i>Eichhornia crassipes</i> | 19 | 0 | 53 | 0 | 0 | 42 | 0 | 75 |
| | <i>Hydrilla verticillata</i> | 205 | 121 | 124 | 243 | 140 | 219 | 239 | 78 |
| | <i>Polygonum sp.</i> | - | - | - | - | - | - | 71 | 0 |

Los valores (0) indican que no se encontró durante el muestreo la especie evaluada, (-) indica que no se recolectó en ninguno de los dos años.

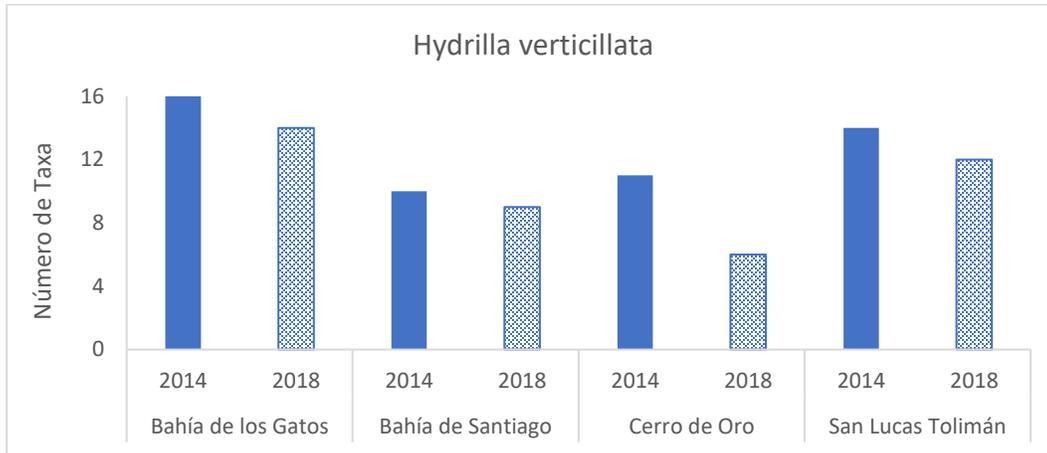


Figura 20. Riqueza en número de taxa de macroinvertebrados asociados a vegetación acuática en cuatro sitios de muestreo durante el 2014 vs 2018. (Fuente: DICA - AMSCLAE, 2018).

CONCLUSIONES

En los últimos años la transparencia del agua, la cantidad de oxígeno disuelto en la superficie y en las zonas profundas y la calidad del agua fisicoquímica y microbiológica ha sido muy cambiante. Esto está altamente relacionado con el ingreso continuo de sedimentos, materia orgánica, agroquímicos y aguas residuales al lago. Estas actividades ponen en alto riesgo la calidad del agua tanto para la población humana como para las comunidades acuáticas, ya que hay muchas actividades económicas, sociales, culturales entre otras, que dependen directamente del recurso acuático.

Es importante continuar con los proyectos de saneamiento ambiental y agroforestales para poder reducir el impacto que tienen estas actividades sobre el lago de Atitlán, principalmente las que puedan afectar la salud de la población. Asimismo, es importante continuar con el programa de monitoreo de forma constante en tiempo y espacio, para tener datos que nos permita comprender el comportamiento del ecosistema del lago de Atitlán en el futuro, con el fin de poder tomar o establecer mejores criterios en la toma de decisiones sobre la conservación y manejo de los recursos acuáticos en Guatemala.

El desarrollo de un plan de manejo integrado de la cuenca del lago Atitlán, que sea participativo y multidisciplinario, establecerá las líneas estratégicas en las cuales la AMSCLAE enfocar sus acciones y así garantizar la preservación, conservación y resguardo del lago Atitlán, a través de la buena gestión y manejo de las aguas residuales, residuos y desechos sólidos, suelos, bosques, agua y otros factores en materia de ambiente.

REFERENCIAS CONSULTADAS

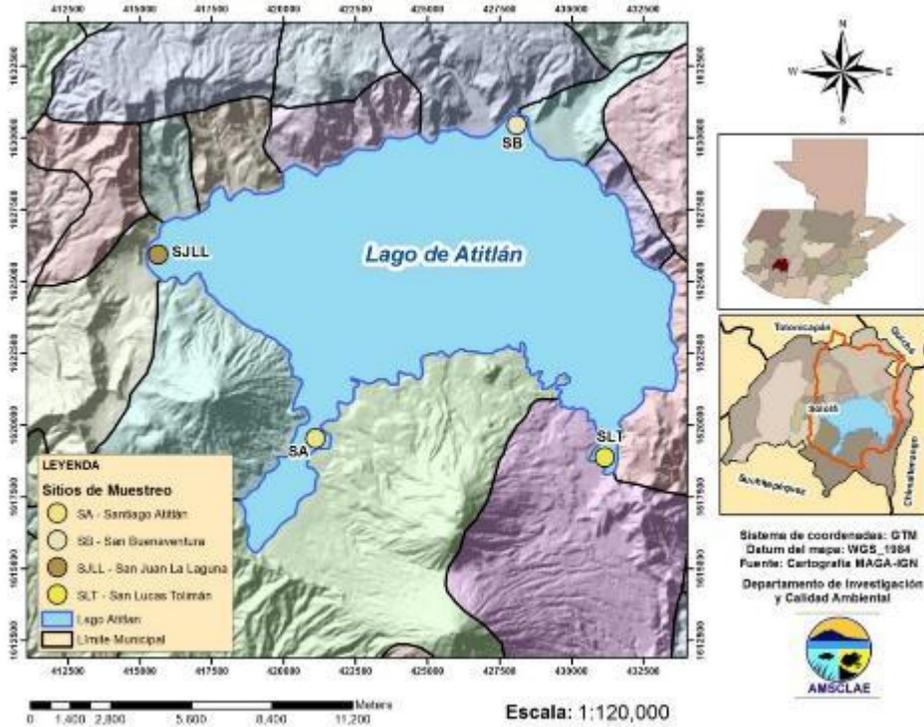
- APHA-AWWA-WPCF (1992) Métodos Normalizados, para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S.A. España.
- Bellinger, E. y Sigee, D. (2010). Freshwater algae: identification and use as bioindicators. Ltd. Chippenham, Wilts: Gran Bretaña. 285 p.
- Colon-Gaud, J.C., W.E. Kelso & D.A. Rutherford. 2004. Spatial Distribution of Macroinvertebrates Inhabiting Hydrilla and Coontail Beds in the Atchafalaya Basin, Louisiana. Journal of Aquatic Plant Management 42: 85-91
- DICA. 2017. Informe de monitoreo limnológico, 2017. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá. 21 pp.
- DICA/Clima. 2018. Informe anual de monitoreo climático, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.
- DICA/Caudales. 2018. Informe anual de monitoreo de caudales, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.
- DICA/Ríos. 2018. Informe de calidad de agua de ríos de la cuenca del lago de Atitlán, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.
- DICA/Ptars. 2018. Informe de muestreo de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Ptars) de la cuenca del lago de Atitlán, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.
- González, A. (1988). *El plancton de las aguas continentales*. Washington D.C.: Secretaría General de la Organización Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.
- Horne, A. & C. Goldman. 1994. Limnology. McGraw-Hill, Inc., EEUU. 575 pp.
- Janse van Vuuren S., Taylor, J., Gerber, A., & van Ginkel, C. (2006). Easy identification of the most common freshwater algae. A guide for the indentification of microscopic algae in South African freshwaters. ISBN 0-621-35471-6.
- Lamper, W. & U. Sommer. 2007. Limnoecology. Oxford University Press, Oxford, Great Britain. 335pp.
- Löffler, H. 2004. The origin of lake basins, p. 8- 60. In P.E. O'Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., y Berg, M. B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America. United States: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Meza, A. M., Rubio, J., Dias, L., & Walteros, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34 (2): 443-456.
- Ochaeta Constanza, G. (2014). Análisis temporal y espacial de la comunidad de fitoplancton en los puntos Panajachel, Centro Weiss y Santiago en el Lago Atitlán, Sololá, Guatemala, durante el año 2013. Tesis Biol. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia: Universidad de San Carlos de Guatemala. 78 p.



- Pokorný, J. & J. Květ. Aquatic plants and lake ecosystems, p. 309 – 340. *In* P.E. O’Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom.
- Posey, M.H., C. Wigand, & J.C. Stevenson. 1993. Effects of an Introduced Aquatic Plant, *Hydrilla verticillata*, on Benthic Communities in the Upper Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37 (5): 539-555.
- Reynolds, C. 2004a. Lakes, limnology and limnetic ecology: towards a new synthesis, p. 1 – 7. *In* P.E. O’Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom
- Reynolds, C. 2004b. Physical properties of water relevant to limnology and limnetic ecology, p. 107 - 114. *In* P.E. O’Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom
- Roldán, G. y Ramírez J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Editorial universidad de Antioquía. 2da. Edición. Colombia. 440 pp.
- Springer, M., A. Ramírez & P. Hanson (eds.). 2010. Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Supl 4).
- UNESCO. (2009). *Cianobacterias Plantónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión.* Sylvia Bonilla (Ed.). Documento Técnico PHI-LAC, No 16.
- Weiss, C.M., (1971). Water quality investigations in Guatemala. Lake Atitlán 1968-1970. University of North Carolina. 175pp.
- WHO. World Health Organization. (2000). *Monitoring Bating Waters – A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes.* London: F & FN Spon.

ANEXOS

Anexo 1. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo de macroinvertebrados bentónicos



Anexo 2. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo de macroinvertebrados asociados a vegetación acuática

