

INFORME “MONITOREO LIMNOLÓGICO 2019”

Fátima Reyes, Flor Barreno, Natanaél Xaminez, Domingo Ujpán y Yoselin Martínez

1. INTRODUCCION

Según el artículo 13 del Reglamento de la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago Atitlán y su Entorno -AMSCLAE- (Acuerdo Gubernativo 78-2012) el Departamento de Investigación y Calidad Ambiental -DICA-, 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. El departamento de investigación y calidad ambiental realiza el monitoreo permanente del lago y su calidad del agua 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 cinco 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 provenientes de distintas fuentes y las variaciones climáticas, han deteriorado la calidad del agua (DICA, 2018). 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 variables físicas, químicas y biológicas.

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 en la segunda semana de cada mes en cinco estaciones de muestreo (WG, WA, WD, WP y SA), de las cuales cuatro corresponden a las definidas por el profesor Charles Weiss (1968) (Fig. 1). Los muestreos se realizan todos los meses del año y en coordinación con el personal del Centro de Estudios Atitlán de la Universidad del Valle de Guatemala (CEA-UVG).

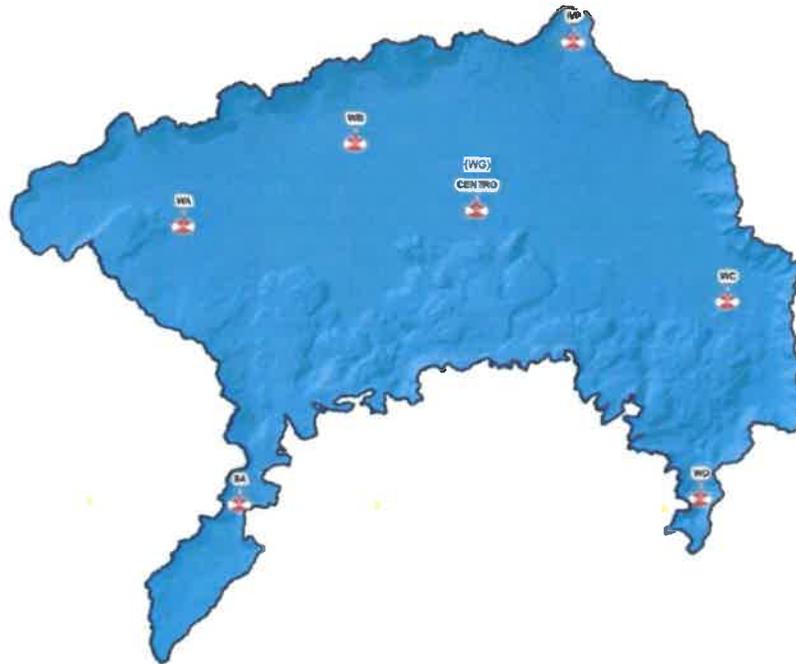


Figura 1. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo. (DICA/AMSCLAE, 2018).

Muestreo de parámetros físicos, químicos y microbiológicos

Las mediciones de los parámetros físicos *in situ* (oxígeno disuelto, saturación de oxígeno, temperatura, conductividad, turbidez, potencial de hidrógeno, ficocianinas y clorofila *a*) durante el 2019 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. Las mediciones *in situ* se realizan siguiendo los procedimientos operacionales estandarizados del POE - 3 "Parámetros *in situ*".

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), Fosfatos (PO_4), Nitratos (NO_3) y Amonio (NH_4)) y microbiológicos (Coliformes totales (Col. Tot.) y *Escherichia coli* (*E. coli*)). Los análisis de laboratorio se realizaron siguiendo los procedimientos operacionales estandarizados del POE - 2 "Recolección de muestras", POE - 5 "Lavado de cristalería", POE - 7 "Amonio", POE - 8 "Nitratos y Nitritos", POE - 9 "Ortofosfatos", POE - 10 "Fósforo Total", POE - 18 "Recolección y preservación de muestras para microbiología", POE - 16 "Análisis microbiológico de aguas: tubos múltiples", POE - 20 "Procedimiento de limpieza de autoclave".

Para los parámetros de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Sólidos Disueltos Totales (TDS), Turbidez (FAU), *E. coli* y Coliformes Totales las muestras de agua se tomaron en las profundidades de 0, 5, 10, 15, 20 y 30 m de profundidad. Esto debido a la capacidad del laboratorio en reactivos, cristalería y personal.

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.

Muestreo de Fitoplancton

Las muestras de fitoplancton recolectadas fueron integradas, es decir que se recolectaron desde la superficie hasta los 30m de profundidad. La recolección y el análisis de las muestras de fitoplancton se realizaron siguiendo los procedimientos operacionales estandarizados del POE - 2 "Recolección y preservación de muestras" y POE - 12 "Análisis de plancton". En los puntos de Santiago (SA), centro del lago (WG) y Panajachel (WP) se tomó una muestra de agua (~3.4 L) con una manguera de 30 m 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). Las muestras ya analizadas y procesadas fueron almacenadas en el laboratorio de la AMSCLAE como referencia.



Recolección de muestras de agua



Recolección de muestras de fitoplancton



Medición de parámetros *in situ*



Análisis de laboratorio

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Transparencia

La transparencia del agua es la capacidad de penetración de la radiación solar en un cuerpo de agua, profundidad que está determinada por la cantidad de materia, tanto suspendida como disuelta, presente en el agua. La medida de la transparencia de la columna de agua es importante para identificar las zonas óptimas para el desarrollo de la actividad fotosintética y por tanto de la vida acuática. La transparencia del Lago de Atitlán durante el año 2019 osciló entre los 3 y 10 m de profundidad (Anexo 1). 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.

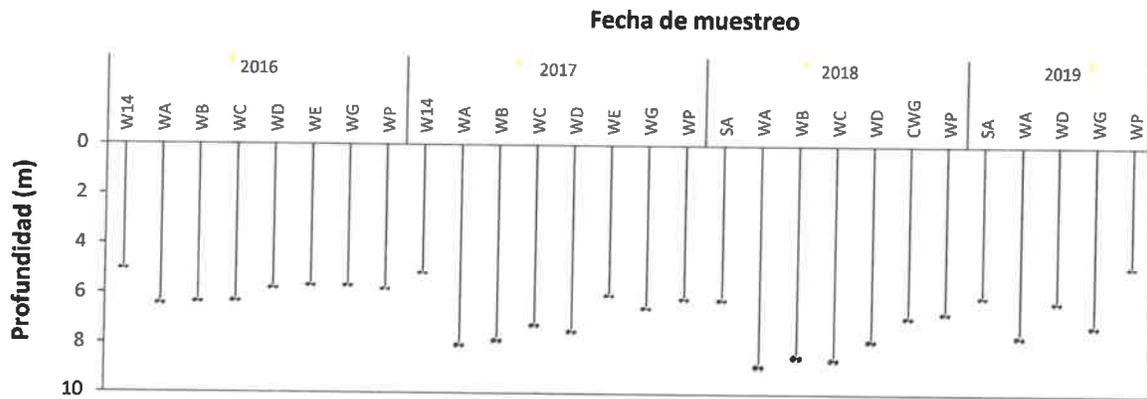


Figura 2 Valores promedio de transparencia (m) por sitio de muestreo (DICA/AMSCLAE, 2019).

Durante febrero y agosto 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.

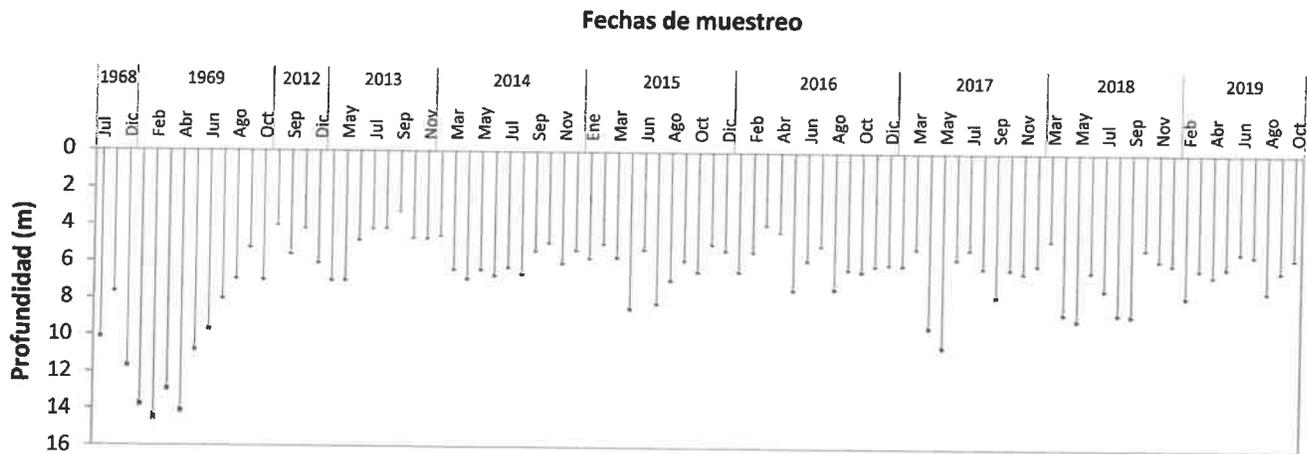


Figura 3. Valores promedio del registro histórico de transparencia (m) del lago (DICA/AMSCLAE, 2019).

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.

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 2013 hasta el 2019 en el centro del lago. Los tonos rojos y anaranjados indican temperaturas altas del agua (24 - 25°C) y los tonos morados y azules temperaturas bajas (20 - 21°C).

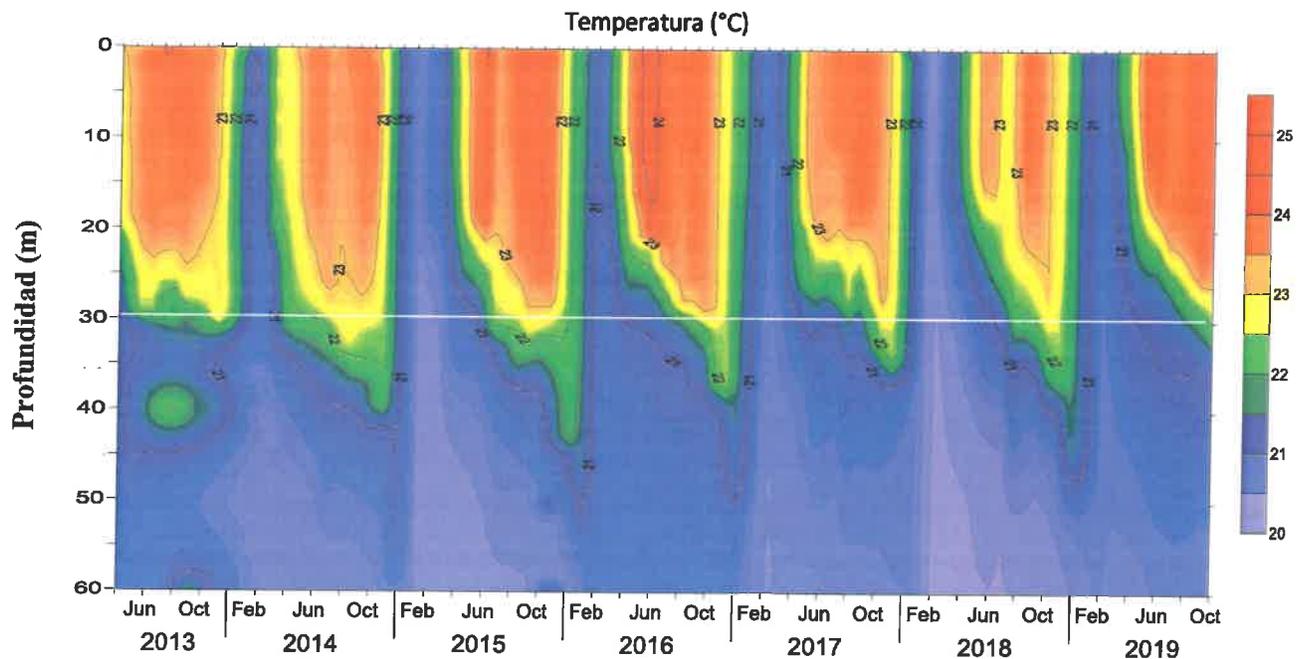


Figura 4. Variación espacial y temporal de la Temperatura (°C) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde abril del 2013 a octubre del 2019 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2019). La línea blanca indica la termoclina.

Durante los meses de frío (nov – feb) se observa una reducción de la temperatura superficial, en comparación a los meses calurosos (Fig. 4). La temperatura del epilimnion (capa superficial) (0 - 30m) en todos los sitios de muestreo oscilo entre los 22 y 24°C (Anexo 1). Entre los 35 y 40 m 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).

La baja variación de la temperatura en aguas superficiales y profundas ($\pm 2^{\circ}\text{C}$) podría indicar que el calor logra distribuirse 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).

Oxígeno Disuelto

Después de la temperatura, el oxígeno disuelto es uno de los factores más importantes que debe ser medido en el agua. En la figura 5, se observa la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de los valores del oxígeno disuelto desde el 2013 al 2019. 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 disuelto muestra patrones de altas concentraciones de oxígeno en la superficie y bajas concentraciones en las capas profundas.

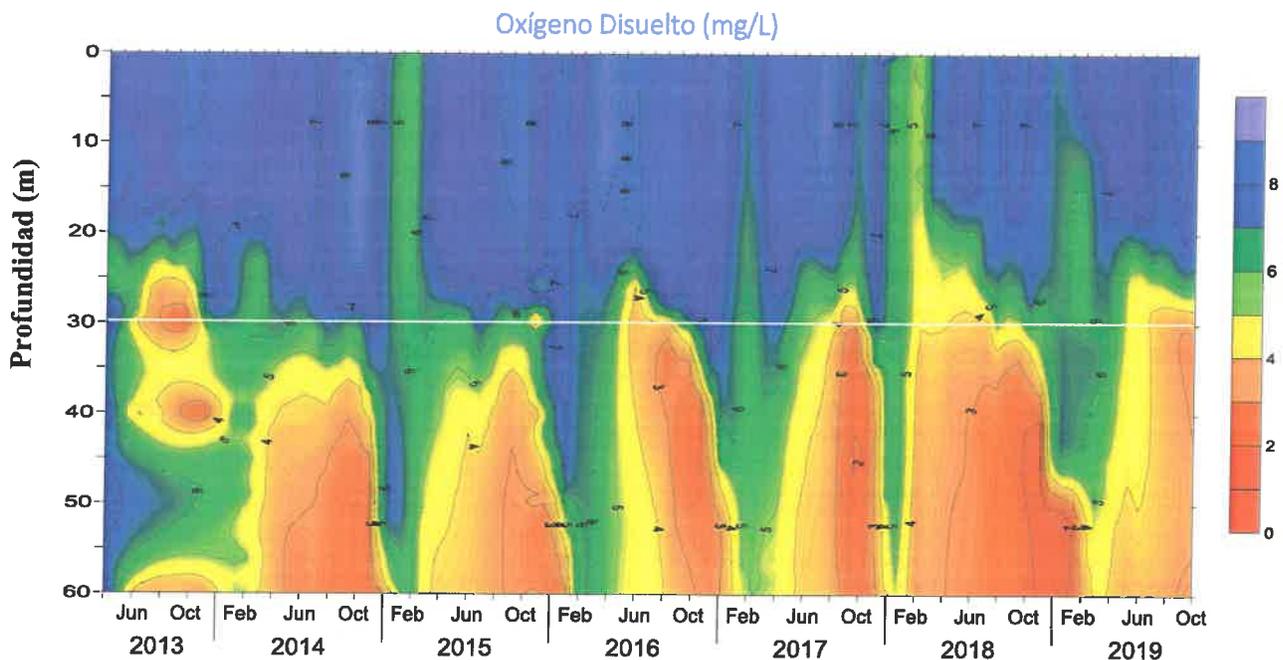


Figura 5. Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto (mg/L) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde abril del 2014 a octubre del 2019 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2019). La línea blanca indica la oxiclina.

Al igual que la temperatura, existe una estratificación del oxígeno disuelto en los primeros 30 m de profundidad. Durante el 2019, el oxígeno disuelto en la superficie osciló entre los 7 a 4 mg/L y por debajo de los 30 m de profundidad el oxígeno disminuyó a 3 o 2 mg/L, incluso a 0.02 mg/L en algunos sitios a profundidades mayores a 200 (Anexo 2). 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 por los procesos de fotosíntesis del fitoplancton y de las macrófitas, que se encuentran restringidas al epilimnion (González, 1988).

En todos los sitios de muestreo se registraron descensos de las concentraciones de oxígeno después de los 40 m de profundidad, 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.

Potencial de Hidrógeno (pH)

El potencial de hidrógeno, pH, es el término que nos indica la concentración de iones hidrógeno y la acidez de una solución. El agua pura tiene un pH de 7, aguas con valores por arriba de siete son aguas alcalinas y por debajo son aguas ácidas. En la figura 6, se puede observar la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de los valores de pH desde el 2016 a la fecha. En general, el pH osciló entre 7 y 10 unidades, tanto en el centro del lago Atitlán (Fig. 6) como en el resto de los sitios de muestreo (Anexo 2). En algunos casos los valores fueron más alcalinos en la superficie (9 - 10) y esto podría estar asociado a eventos de florecimiento de alguno de los cinco grupos de fitoplancton que hay en el lago. Las diferencias de pH a lo largo de la columna de agua se deben a la actividad biológica (fotosíntesis y respiración) de las macrófitas, algas o bacterias.

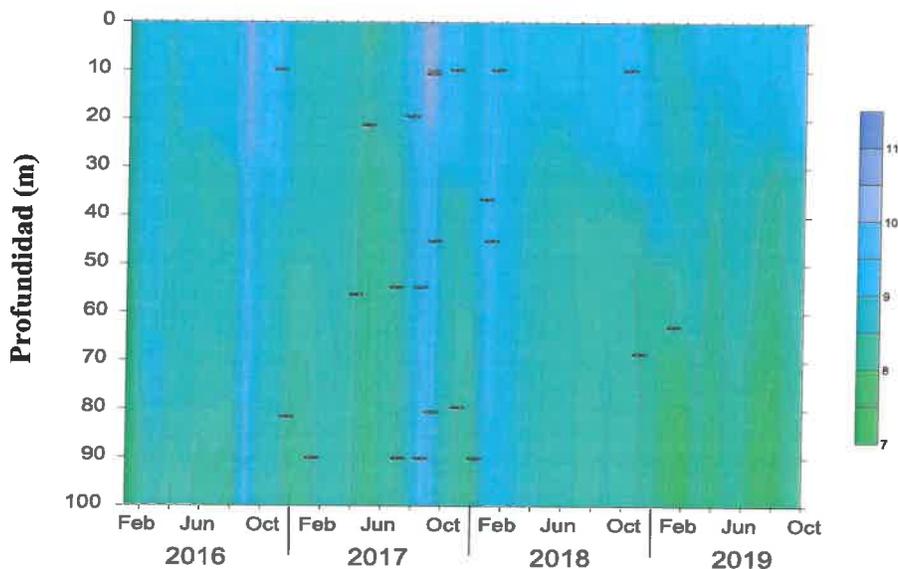
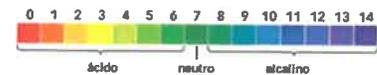


Figura 6. Variación espacial y temporal de pH en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán, 2016 - 2019 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2019).

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).

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

La clorofila α es un pigmento de color verde que se encuentra 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 7 y 8, se puede observar la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de la clorofila α y ficocianinas en el centro del lago Atitlán, respectivamente. La coloración verde y morado fuerte indica altas concentraciones de clorofila α y ficocianinas en la columna de agua y las coloraciones verde claro o lila concentraciones bajas. En ambas figuras, la mayor concentración se distribuye en la superficie, en los primeros 30 m de profundidad que es donde ocurren los procesos de fotosíntesis y hay penetración de luz. La clorofila α en los últimos cinco años ha oscilado entre 2 y 8 $\mu\text{g/L}$, registrando los valores más altos en los meses de febrero, excepto en el 2018 que también registró valores altos en octubre.

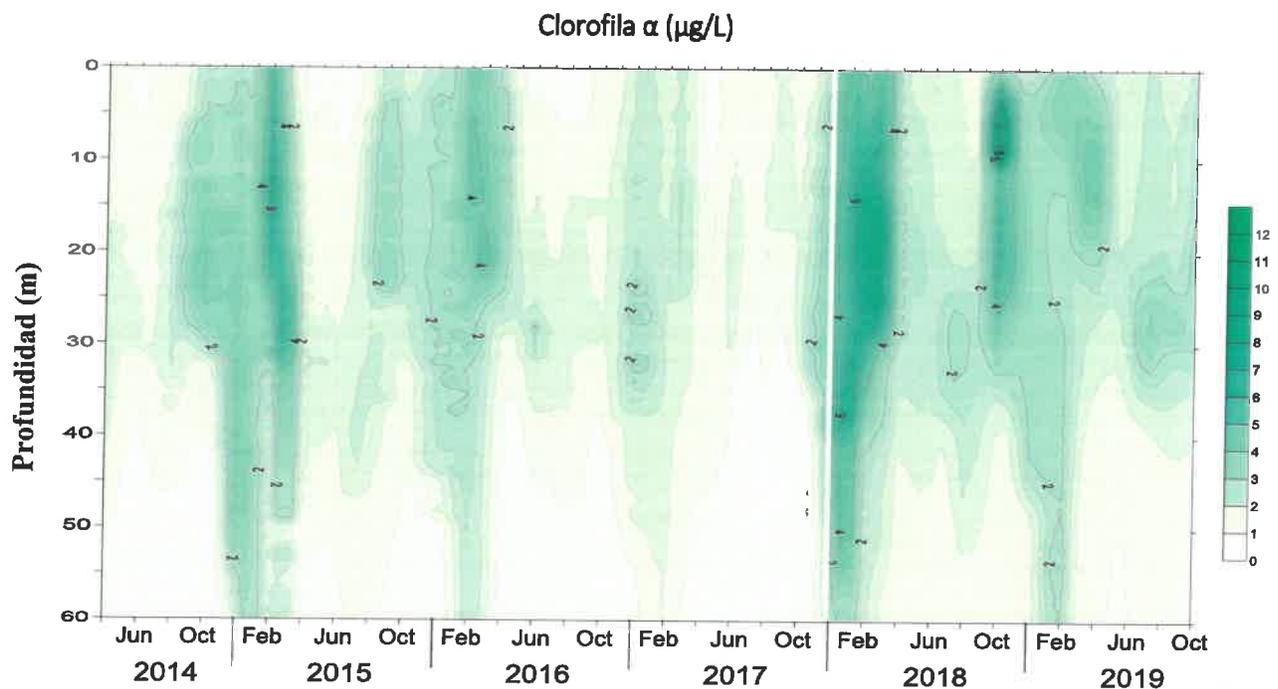


Figura 7. Variación espacial y temporal de Clorofila - α en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde el 2014 al 2019 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2019).

Los valores de ficocianina (células de cianobacterias por litro) en la capa superficial del lago Atitlán en los años 2018 y 2019 oscilaron entre 200 y 400 cel. /L. Los valores máximos corresponden a los meses de octubre del 2018 a enero 2019, los cuales están asociados al florecimiento que hubo en octubre del 2018.

En la figura 7, la línea blanca indica que los datos del 2018 fueron tomados con la sonda multiparamétrica R Maestro del CEA-UVG y del 2014 al 2017 con la sonda multiparamétrica Hydrolab DS5 de AMSCLAE.

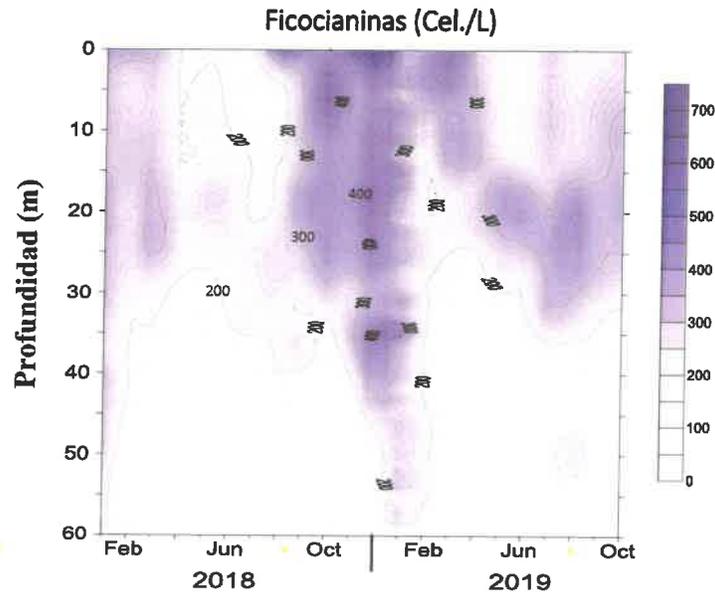


Figura 8. Variación espacial y temporal de Ficocianinas (Cel./L) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán, 2018 - 2019 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2019).

Al comparar y analizar ambas figuras, se puede inferir que no todos los valores altos de clorofila α corresponden a florecimientos de cianobacterias. Sino que pueden ser florecimientos de algas de otros grupos de fitoplancton, tal como diatomeas o algas pardas, las cuales en algunos meses del año sus densidades en los conteos son bastante elevadas (Anexo 5) (Ver apartado de fitoplancton). El comportamiento de clorofila α y ficocianinas en el resto de los sitios de muestreo fue similar al comportamiento registrado en el centro de lago (Anexo 3).

Fitoplancton

Diversidad

Durante el 2019, se registraron 22 géneros de fitoplancton, distribuidos en cinco clases: Bacillariophyceae (diatomeas), Charophyceae (algas pardas o quebradizas), Chlorophyceae (algas verdes), Cyanophyceae (cianobacterias) y Dinophyceae (dinoflagelados). Las algas verdes fueron las más diversas con un total de siete géneros, seguidas de las diatomeas y cianobacterias con seis géneros. Las algas quebradizas y los dinoflagelados fueron los menos diversos, con dos y un género cada clase.

Abundancia relativa

El ensamble de fitoplancton en todos los sitios de muestreo, fue dominado por diatomeas (Fig. 9). 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 cianobacterias *Limnoraphis sp.* y *Aphanizomenon sp.*

Al igual que en los sitios de muestreo, las diatomeas dominaron el ensamble de fitoplancton en el tiempo (2017-2019) (Fig. 10). Aunque la dominancia de diatomeas es generalizada, durante los años 2017- 2018 existen importantes cambios en el comportamiento de algunos grupos de algas, tales como Charophyceae (*Mougeotia sp.*) y Cyanophyceae (*Aphanizomenon* y *Limnoraphis*).

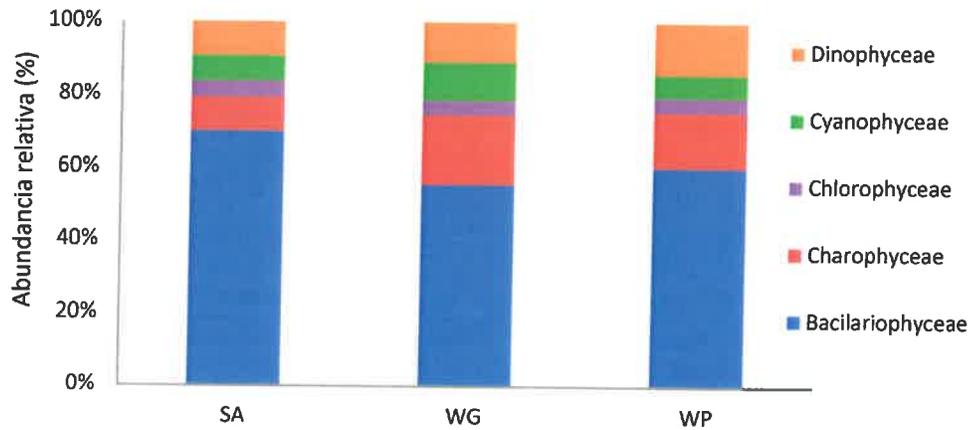


Figura 9. Promedio de abundancia del ensamble de fitoplancton en el lago Atitlán (DICA/AMSCLAE, 2019).

Mougeotia 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). El incremento de cianobacterias puede estar asociado al aumento de nutrientes por efecto de las lluvias y al aumento de temperatura debido a la canícula (Fig. 13, Anexo 5). Las algas verdes y los dinoflagelados, presentaron un comportamiento sin mayores cambios a lo largo de los años.

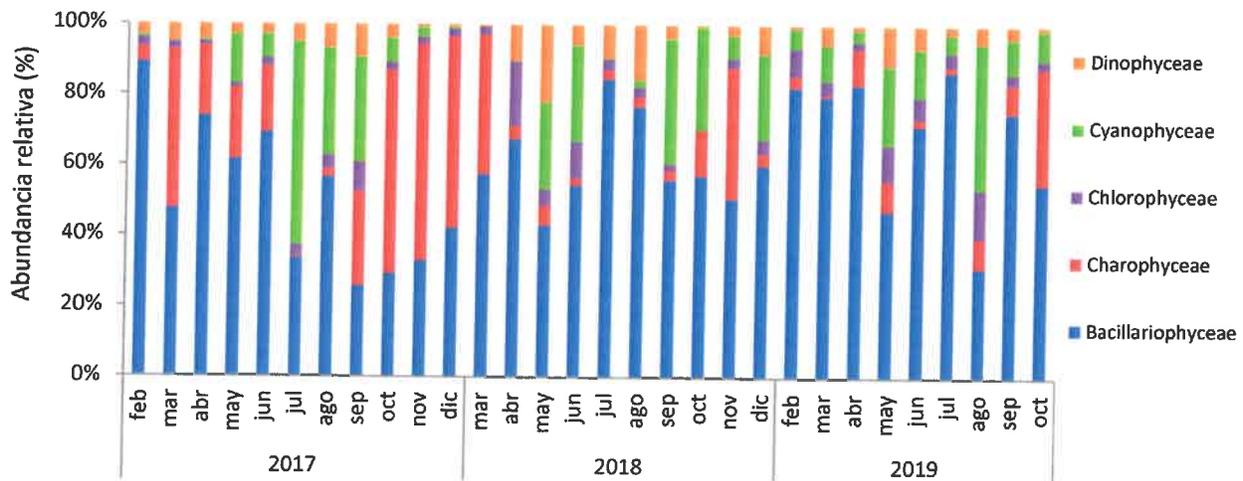


Figura 10. Dinámica del fitoplancton durante los años 2017 - 2019 (DICA/AMSCLAE, 2019).

La alta presencia de diatomeas puede estar asociada a que estos organismos prefieren aguas frías y con presencia de viento (Óchaeta, 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).

Densidad

La densidad del fitoplancton (Org./L) en cada sitio de muestreo ha sido bastante dinámico en los últimos tres años (Anexo 5). En general, las densidades de las algas en el lago Atitlán son bajas (< 20,000 Org./L), no obstante, en algunos meses el número de algas por muestra incrementa (ej. diciembre a marzo) y/o las densidades son mayores en algunos sitios de muestreo (ej. Santiago Atitlán) (Anexo 5). Estos cambios pueden estar asociados a las condiciones climáticas y a la disponibilidad de nutrientes en el agua (Fig. 13, Anexo 6). Esto podría explicar porque en algunos meses del año la transparencia del agua disminuye (Fig. 2 y 3) y cambia el color del lago a un color verde-azul.

Densidad de cianobacterias

En la figura 11, se puede observar el comportamiento de las cianobacterias en los últimos 4 años. Los datos corresponden a los conteos realizados mensualmente en los sitios de muestreo de Santiago Atitlán, Centro del lago Atitlán y Panajachel, no incluye los conteos de muestreos del monitoreo de florecimiento de cianobacterias. En el 2019, las densidades promedio de cianobacterias fueron relativamente más bajas que los años anteriores.

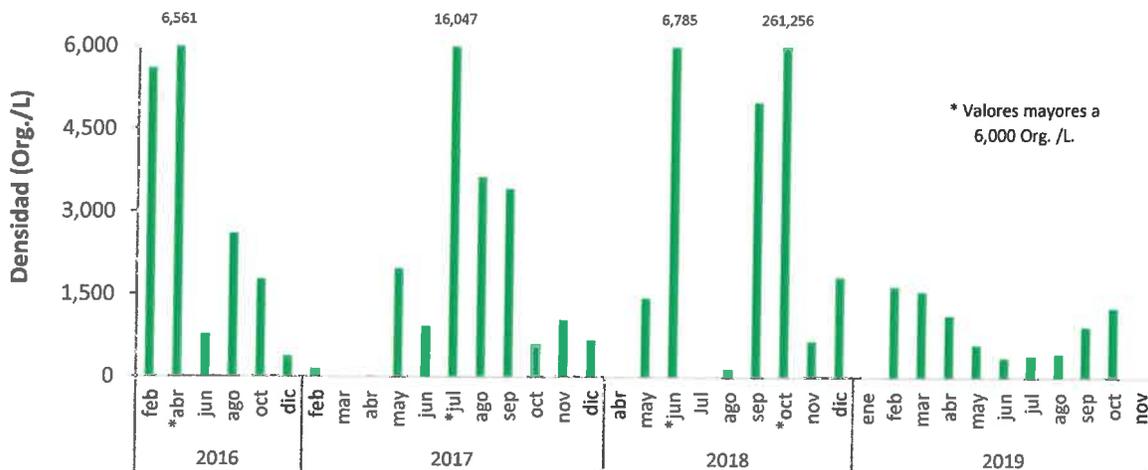


Figura 11. Densidad promedio (Org./L) de cianobacterias en el lago Atitlán. (DICA/AMSCLAE, 2019).

Florecimientos

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). En la figura 12, se observan los resultados de los conteos realizados durante el monitoreo de florecimientos de cianobacterias. En el 2017 hubo florecimiento en julio, en el 2018 a finales de septiembre y en el 2019, un solo evento en agosto. Se considera que existe un florecimiento de cianobacterias cuando el número de células por litro (cel/L) es mayor a los dos millones (2,000.000 cel/L). Por debajo de este valor no se declara una alerta de florecimiento, sin embargo, se mantiene activo el monitoreo, debido a las altas densidades de cianobacterias en el lago Atitlán.

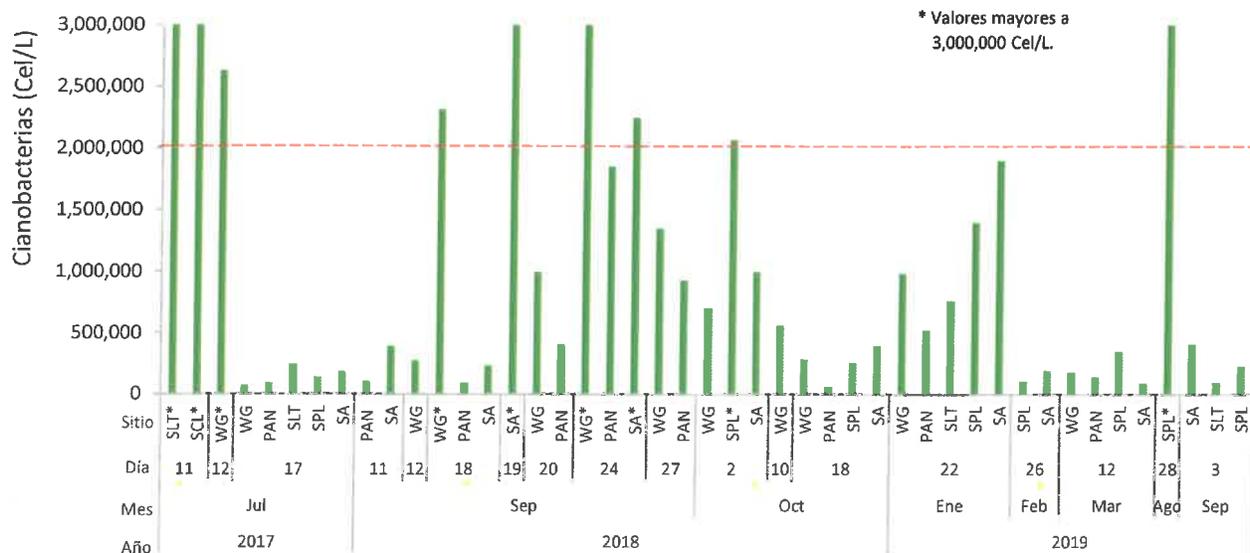


Figura 12. Eventos de florecimientos registrados en el lago Atitlán durante el 2017 al 2019. La línea roja indica el límite para considerar un florecimiento de cianobacterias (2,000,000 cel/L). San Lucas Tolimán (SLT), Santa Cruz la Laguna (SCL), Centro del lago (WG), Panajachel (PAN), San Pedro La Laguna (SPL), Santiago Atitlán (SA). (DICA/AMSCLAE, 2019)

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 la población, a través del sistema de abastecimiento de agua municipal.

Nutrientes

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 13, se observa el comportamiento de las concentraciones de fosfatos, amonio y nitratos durante el 2019, en la superficie (0 – 30 m) las concentraciones fueron menores a 0.02 mg/L, en comparación a la zona profunda, donde incrementa las concentraciones para todos los parámetros (0.03 a 0.25 mg/L) (Anexo 7). 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.

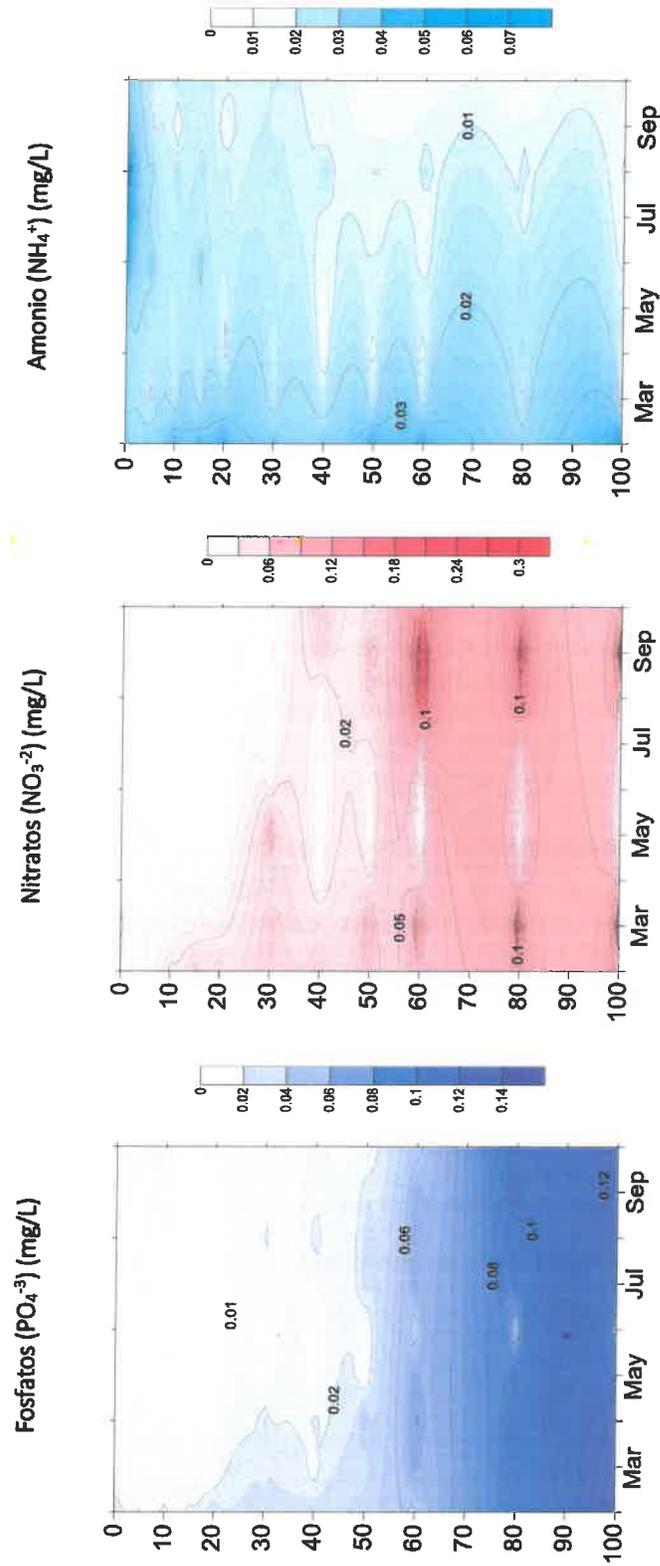


Figura 13. Variación espacial y temporal de nutrientes en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán durante el 2019 (DICA/AMSCLAE, 2019).

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, éstas tienden a sedimentar en las zonas profundas, incrementando su concentración (Fig. 13, Anexo 7). En los meses de mayo y junio las concentraciones de fosfatos y nitratos fueron menores en relación a los otros meses, y amonio en marzo y septiembre. Esto podría deberse a que en los meses anteriores el fitoplancton consumió la mayoría de nutrientes en la capa superficial, limitando la disponibilidad de nutrientes en los meses de mayo y junio para las algas (Anexo 5), en donde las densidades no superaron los 1,500 Org/L en la mayoría de los sitios de muestreo. Otro factor pudo ser que en los primeros meses del año aún había disponibilidad de nutrientes que ingresaron por la temporada lluviosa, además de que en los primeros meses del año la densidad de cianobacterias era alta, y ellas probablemente fijaron la mayoría de nitrógeno en la capa superficial.

Demanda Bioquímica Oxígeno (DBO) (mg/L)

La DBO es una forma de medir la cantidad de materia orgánica presente en el agua. Si la cantidad de materia orgánica es alta, mayor será el consumo de oxígeno disuelto y por ende la concentración de DBO. En la figura 14, 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 (Anexo 4) 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. 14), los valores de la DBO oscilaron entre 0 a 2 mg/L en la mayoría de los sitios y a partir de mayo los valores incrementaron ligeramente, esto podría deberse al ingreso de la temporada lluviosa a mediados de abril (Anexo 6). 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.

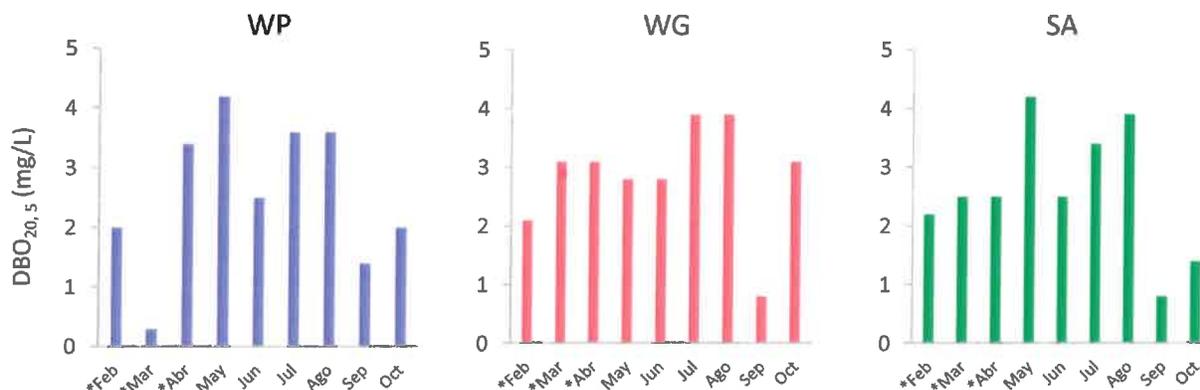


Figura 14. Valores de demanda bioquímica de oxígeno superficial (0-30 m) de los puntos de muestreo de Panajachel (WP) centro del lago (WG) y Santiago Atitlán (SA) durante el 2019 (DICA/AMSCLAE, 2019). Temporada seca (*)

Coliformes totales y *E. coli*

Los coliformes son indicadores de polución de origen fecal, como resultado de una contaminación reciente por heces humanas o animales. Los coliformes totales y *E. coli*, comparando los tres sitios de muestreo, fueron más altos en Panajachel y durante la temporada lluviosa (Fig. 15 y 16). Algunos de los factores que pueden estar ocasionando contaminación fecal en el lago Atitlán son: escorrentía pluvial, descarga de aguas residuales, y contaminación de las aguas subterráneas por aguas residuales.

La escorrentía pluvial que fluye por toda la cuenca del lago Atitlán, recoge y transporta suelo erosionado, excretas, pesticidas, fertilizantes, grasas, aceites y otros agentes contaminantes, hasta llegar a un punto de descarga en el lago Atitlán. Todo lo anterior ocurre actualmente en los principales ríos tributarios de la cuenca del lago Atitlán (*e.i.*, Río San Francisco, Quiscab, La Catarata, Tzununá y San Buenaventura). Debido a la escorrentía pluvial contaminada, todos los ríos que ingresan al lago Atitlán están altamente cargados de nutrientes, sustancias tóxicas, bacterias y otros patógenos (*E. coli* y coliformes) y sedimentos, ocasionando la degradación de la calidad del agua del lago Atitlán.

La descarga de aguas residuales con nulo o deficiente tratamiento desde los cascos urbanos o rurales se considera una de las principales causas que contaminan el lago Atitlán. Este tipo de contaminación no solo afecta a la flora y fauna del lago, sino que modifica la calidad del agua que es utilizada para uso recreacional o para consumo humano por las municipalidades de San Lucas Tolimán, Santiago Atitlán y San Pedro La Laguna. Por otra parte, el mal manejo de las aguas residuales urbanas y rurales generan altas tasas de contaminación a través de la infiltración a los acuíferos subyacentes, contaminando los acuíferos que se utilicen para el abastecimiento de agua potable, incluso pueden conllevar a la contaminación del agua del lago Atitlán (Escobar López & Rodríguez Juárez, 2017). La recarga de aguas residuales ocurre en áreas urbanas sin sistema de alcantarillado, debido a la presencia de instalaciones de saneamiento *in situ* (fosas sépticas y letrinas) cuya descarga directa al subsuelo constituye una fuente difusa de contaminación continua al manto freático. Ya que el agua del lago y la subterránea se utiliza a menudo para el abastecimiento de agua para consumo humano, el peligro de contaminar los acuíferos es asunto delicado. Por lo tanto, existe la necesidad urgente de controlar este tipo de contaminación para garantizar la disponibilidad, cantidad y calidad de los recursos hídricos dentro de la cuenca del lago Atitlán.

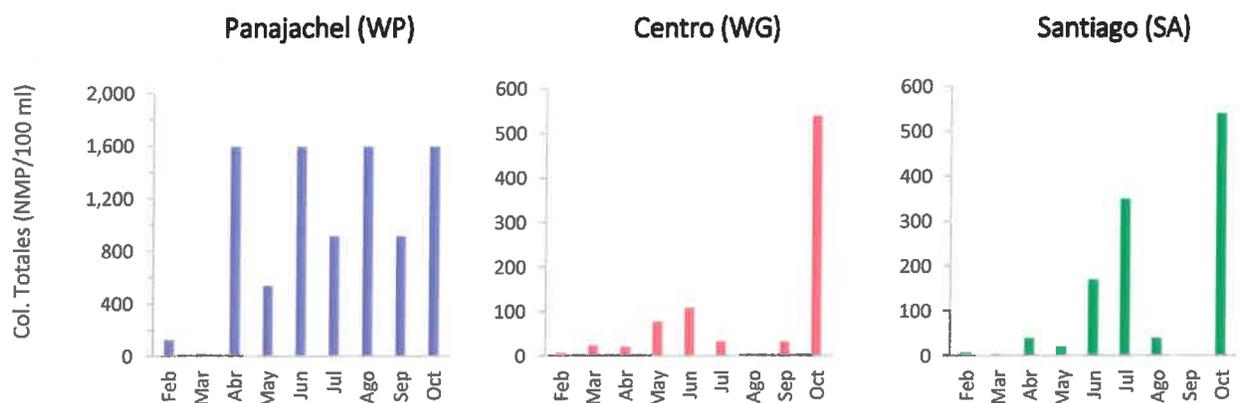


Figura 15. Variación temporal y espacial de coliformes totales (NMP/100 ml) durante el 2019 (DICA/AMSCLAE, 2019).

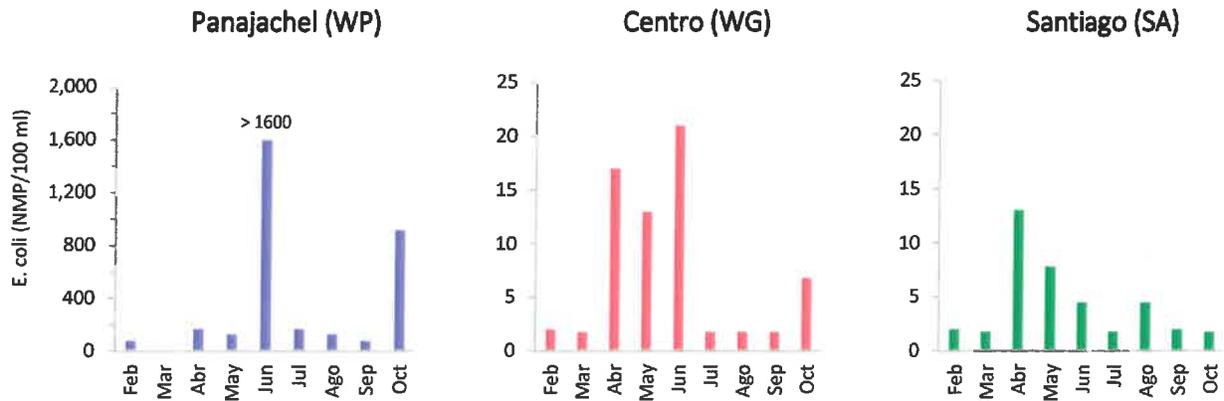


Figura 16. Variación temporal y espacial de *Escherichia coli* (NMP/100 ml) durante el 2019 (DICA/AMSCLAE, 2019).

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. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en las zonas profundas, se debe al agotamiento del oxígeno en el agua y está asociado a que son áreas con un limitado intercambio de agua y a procesos de eutrofización. La eutrofización puede estar relacionada con el ingreso continuo de sedimentos, materia orgánica, agroquímicos y aguas residuales al lago Atitlán. 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.

Las concentraciones de nutrientes en el lago Atitlán son relativamente bajas (< 0.26 mg/L), los valores de fosfatos son mayores que nitratos, lo que sitúa al nitrógeno como el elemento limitante, en especial en la superficie. El bajo contenido de nutrientes en la superficie indica que el estrato biológicamente activo se sitúa en los primeros 30 m de profundidad, lo cual es respaldado con los perfiles de clorofila *a* y ficocianinas. Las aguas más profundas, son aguas con una composición química y física distinta al resto de la columna de agua, debido a la poca actividad fotosintética y mezcla con la capa superficial.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en cuerpos de agua no contaminada debe ser menor a 2 mg/L o al menos no debe ser mayor a 5 mg/L, cuando el agua se desina al consumo humano. El lago Atitlán presentó valores de DBO que oscilaron entre los 2 y 4 mg/L. Los valores bajos se registraron durante la temporada seca e incrementaron durante la temporada lluviosa, esto evidencia el impacto que genera la escorrentía pluvial y el arrastre de materia orgánica en la calidad del agua del lago Atitlán.

La concentración de clorofila *a* y ficocianinas presenta pocos cambios en la superficie. Los valores más altos de clorofila *a* ($> 5 \mu\text{g/L}$) y ficocianinas (500 cel./L) se dan en fechas próximas a eventos de florecimientos de cianobacterias y otros grupos algales (e.i., diatomeas +20,000 Org./L). Existen muchos factores que inciden en la dinámica de la comunidad fitoplanctónica, no obstante, la combinación de varios factores, tales como la disponibilidad de nutrientes, la temperatura y radiación solar, pueden explicar las variaciones de las densidades de fitoplancton en el lago Atitlán ($903 \pm 3461 \text{ Org./L}$). Con relación a la comunidad fitoplanctónica, los grupos taxonómicos que hay en el lago Atitlán son cianobacterias, clorofíceas, diatomeas, dinoflagelados y carofíceas, siendo las diatomeas las que dominan la comunidad. En lagos profundos, el fitoplancton constituye el elemento más importante e inicial de la red trófica, que da soporte al resto de comunidades del medio lacustre tales como el zooplancton, el macroinvertebrados, zoobentos, los peces, las aves acuáticas y otros microorganismos heterotróficos.

La abundancia de cianobacterias durante el 2019 fue baja ($903 \pm 508 \text{ Org./L}$) en relación a años anteriores. No obstante, se registraron eventos aislados de florecimiento en el lago Atitlán (e.g., enero y agosto). Las cianobacterias son organismos procariontes fotosintéticos con un alto potencial para fijar nitrógeno atmosférico (e.g., *Dolichospermum*) que, cuando las condiciones son favorables, pueden incrementar masivamente en el número de células ocasionando cambios en la calidad del agua y efectos negativos sobre la salud humana, debido a la producción de toxinas.

Es importante continuar con los proyectos de saneamiento ambiental, educación 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 Sigeo, 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. 2018. 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.
- Escobar López, H., & Rodríguez Juárez, E. 2017. Calidad de las aguas subterráneas en el municipio de San Pedro la Laguna y sus efectos sobre el cuerpo de agua del lago de Atitlán. Tesis Facultad de Ingeniería, Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos: Universidad de San Carlos de Guatemala. 218 p.
- 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 identification 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. Valores de transparencia en los sitios de muestreo durante el 2019 (Fuente: DICA/AMSCLAE, 2019).

Transparencia (m)					
Mes	SA	WA	WD	WG	WP
Feb	6.9	8.9	9.0	8.8	7.9
Mar	6.1	-	-	7.5	6.5
Abr	6.9	8.9	7.3	8.2	4.0
May	6.3	7.1	6.7	7.8	5.0
Jun	5.7	-	-	6.9	4.5
Jul	4.6	7.1	-	7.0	4.7
Ago	8.2	10.0	7.2	7.9	6.5
Sep	7.1	7.1	5.9	9.1	4.7
Oct	7.1	8.6	4.3	7.1	3.1

Anexo 2. Valores promedio de las principales variables físicas en los sitios de muestreo durante el 2019 (Fuente: CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2019).

Temperatura (°C)										
Mes	SA (0 - 50 m)		WA (0 - 215 m)		WD (0 - 120 m)		WG (0 - 300 m)		WP (0 - 100 m)	
Feb	20.6	± 0.1	20.4	± 0.2	20.5	± 0.1	20.3	± 0.1	20.5	± 0.1
Mar	20.9	± 0.2					20.4	± 0.3	20.6	± 0.2
Abr	21.1	± 0.3	20.5	± 0.4	20.6	± 0.4	20.5	± 0.4	20.8	± 0.5
May	21.9	± 1.0	20.7	± 0.8	21.0	± 1.0	20.6	± 0.8	21.1	± 1.2
Jun	22.1	± 1.2					20.6	± 0.9	21.4	± 1.3
Jul	22.2	± 1.2	20.8	± 1.0			20.6	± 0.9	21.2	± 1.2
Ago	22.5	± 1.3	20.8	± 1.1	21.1	± 1.2	20.7	± 0.9	21.5	± 1.4
Sep	22.5	± 1.3	20.8	± 1.1	21.3	± 1.3	20.7	± 1.0	21.4	± 1.4
Oct	22.5	± 1.2	20.8	± 1.1	21.3	± 1.3	20.7	± 1.0	21.4	± 1.4

Oxígeno Disuelto (mg/L)										
Mes	SA (0 - 50 m)		WA (0 - 215 m)		WD (0 - 120 m)		WG (0 - 300 m)		WP (0 - 100 m)	
Mar	5.83	± 1.48					4.83	± 2.03	5.38	± 0.96
Abr	6.07	± 1.19	5.03	± 1.66	4.65	± 1.73	5.11	± 1.73	5.27	± 1.36
May	4.84	± 2.19	2.46	± 1.97	3.32	± 2.31	2.11	± 1.84	3.93	± 2.11
Jun	4.48	± 2.30					2.04	± 1.94	3.92	± 1.81
Jul	4.53	± 2.32	2.27	± 1.92			1.88	± 1.84	3.59	± 1.91
Ago	4.66	± 2.46	2.16	± 2.06	3.00	± 2.18	1.80	± 1.84	3.76	± 2.07
Sep	4.66	± 2.54	1.98	± 2.05	3.11	± 2.33	1.74	± 1.95	3.33	± 2.07
Oct	4.25	± 2.66	1.92	± 1.90	3.07	± 2.46	1.61	± 1.93	3.27	± 2.06
0 m	7.27	± 0.25	7.14	± 0.23	7.19	± 0.19	7.25	± 0.27	7.22	± 0.26
50 m	2.30	± 0.85	3.59	± 0.63	3.06	± 0.42	3.92	± 0.64	3.70	± 0.87
100 m	NA		1.48	± 0.38	1.32	± 1.12	1.58	± 0.43	1.31	± 0.64
200 m	NA		0.89	± 0.62	NA		1.04	± 0.68	NA	
300 m	NA		NA		NA		0.05	± 0.03	NA	

Potencial de Hidrógeno (pH)															
Mes	SA (0 - 50 m)			WA (0 - 215 m)			WD (0 - 120 m)			WG (0 - 300 m)			WP (0 - 100 m)		
Feb	8.29	±	0.12	7.71	±	0.30	7.93	±	0.21	7.70	±	0.31	8.01	±	0.19
Mar	8.35	±	0.27							7.99	±	0.39	8.23	±	0.13
Abr	8.09	±	0.47	7.57	±	0.52	8.00	±	0.30	7.57	±	0.41	8.11	±	0.29
May	8.22	±	0.40	8.01	±	0.32	8.19	±	0.38	7.98	±	0.29	8.25	±	0.35
Jun	8.19	±	0.47							7.96	±	0.33	8.22	±	0.34
Jul	8.05	±	0.56	7.56	±	0.59				7.54	±	0.49	7.94	±	0.44
Ago	7.87	±	0.70	7.38	±	0.42	7.33	±	0.57	7.54	±	0.40	7.98	±	0.39
Sep	8.37	±	0.51	7.80	±	0.43	7.89	±	0.51	7.80	±	0.46	8.13	±	0.42
Oct	8.15	±	0.62	7.82	±	0.45	8.22	±	0.45	7.85	±	0.43	8.03	±	0.47

Anexo 3. Valores promedio de clorofila α y ficocianinas en los sitios de muestreo durante el 2019. (Fuente: CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2019)

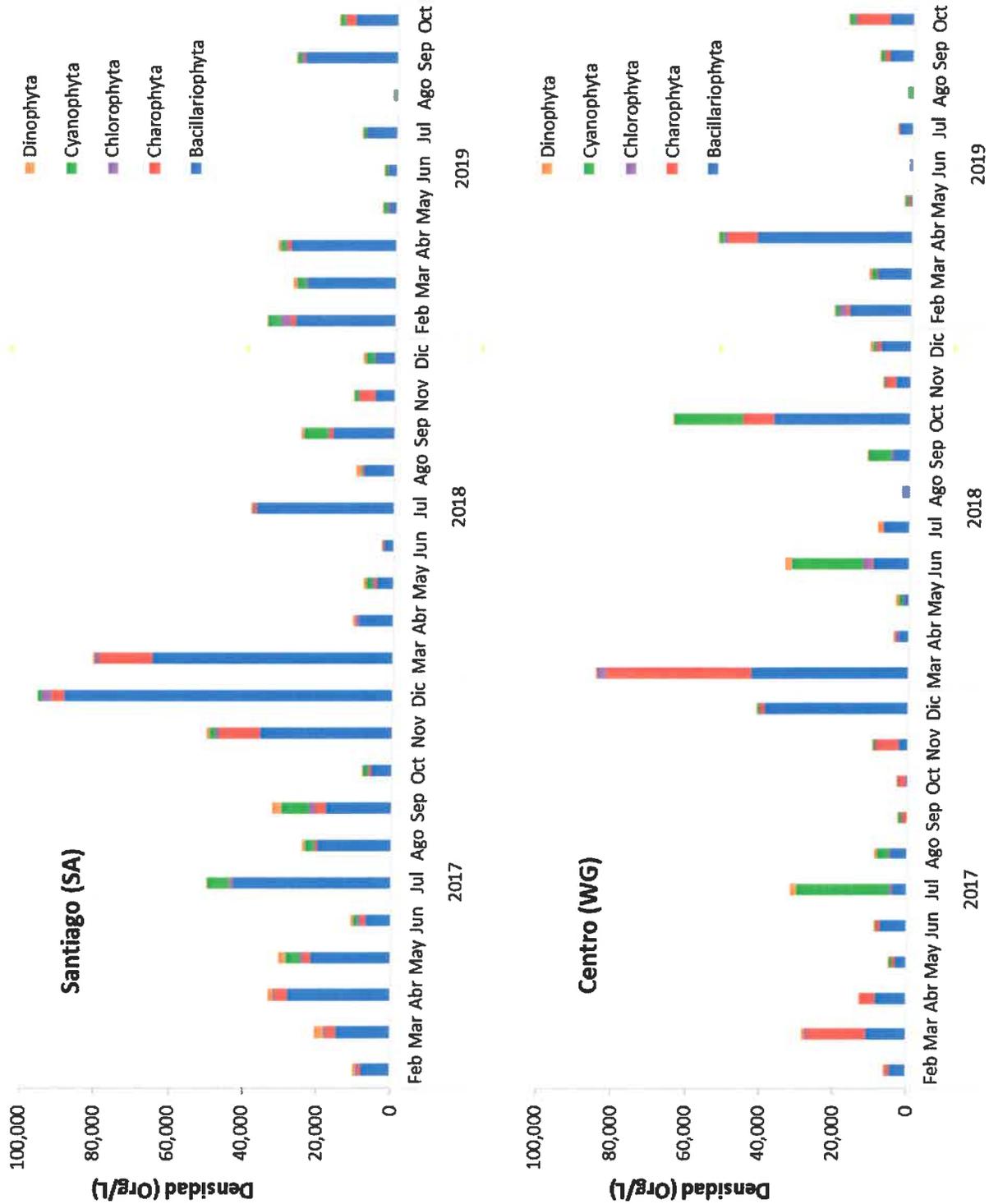
Clorofila α ($\mu\text{g/L}$)															
Mes	SA (0 - 50 m)			WA (0 - 60 m)			WD (0 - 60 m)			WG (0 - 60 m)			WP (0 - 60 m)		
Feb	4.2	±	3.4	2.4	±	0.6	3.1	±	0.7	2.2	±	0.4	4.5	±	3.4
Mar	3.3	±	3.4							1.7	±	1.1	1.4	±	0.8
Abr	2.1	±	1.0	1.3	±	0.8	1.0	±	0.5	1.6	±	1.2	1.3	±	0.9
May	1.1	±	0.5	0.9	±	0.4	0.8	±	0.4	0.8	±	0.3	0.7	±	0.3
Jun	1.0	±	0.4							0.9	±	0.4	0.8	±	0.3
Jul	1.4	±	0.7	1.3	±	0.9				1.3	±	0.8	1.0	±	0.5
Ago	1.2	±	0.5	1.0	±	0.4	1.2	±	0.6	1.2	±	0.6	1.1	±	0.5
Sep	2.9	±	4.9	1.2	±	0.6	1.1	±	0.5	1.1	±	0.6	1.0	±	0.5
Oct	1.8	±	0.8	1.6	±	0.9	1.4	±	0.7	1.4	±	0.7	1.1	±	0.5

Ficocianinas (Cel./L)															
Mes	SA (0 - 50 m)			WA (0 - 60 m)			WD (0 - 60 m)			WG (0 - 60 m)			WP (0 - 60 m)		
Feb	303	±	75	247	±	62	276	±	63	226	±	56	269	±	45
Mar	246	±	76							227	±	103	195	±	67
Abr	224	±	53	180	±	58	171	±	47	199	±	69	201	±	73
May	232	±	72	202	±	65	214	±	98	203	±	69	200	±	58
Jun	241	±	83							197	±	70	232	±	72
Jul	225	±	77	228	±	72				229	±	76	211	±	61
Ago	232	±	77	215	±	74	225	±	106	247	±	87	277	±	109
Sep	266	±	104	234	±	93	232	±	84	217	±	69	231	±	91
Oct	258	±	100	260	±	119	247	±	115	228	±	84	266	±	73

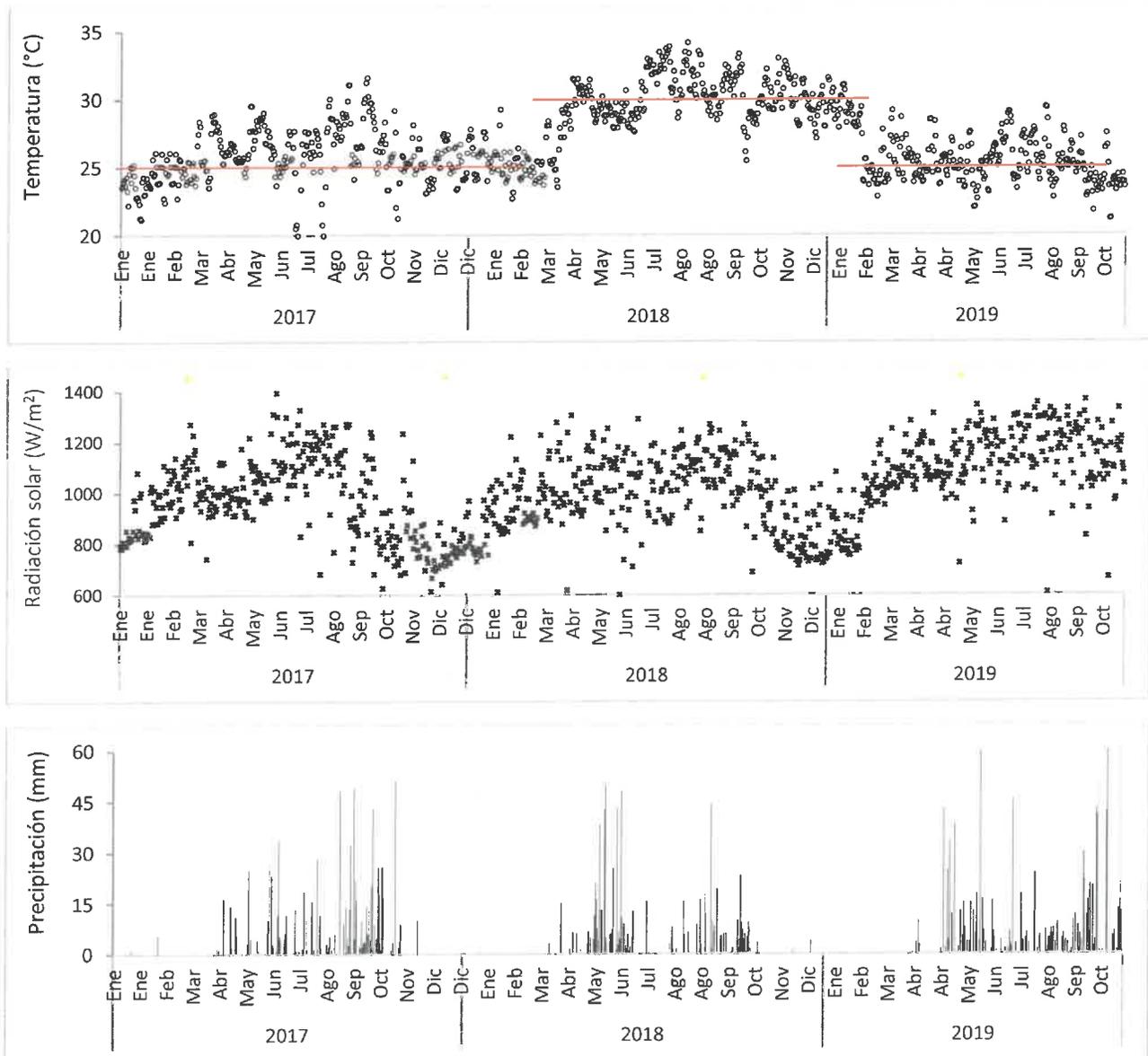
Anexo 4. Valores de demanda bioquímica de oxígeno en los sitios de muestreo durante el 2019 (Fuente: DICA/AMSCLAE, 2019).

Demanda Bioquímica de Oxígeno					
Mes	SA (0 - 30 m)	WA (0 - 30 m)	WD (0 - 30 m)	WG (0 - 30 m)	WP (0 - 30 m)
Feb	2.2	1.7	1.4	2.1	2.0
Mar	2.5	-	-	3.1	0.3
Abr	2.5	1.1	3.1	3.1	3.4
May	4.2	0.6	3.9	2.8	4.2
Jun	2.5	-	-	2.8	2.5
Jul	3.4	3.9	-	3.9	3.6
Ago	3.9	3.4	3.9	3.9	3.6
Sep	0.8	1.2	0.8	0.8	1.4
Oct	1.4	0.6	0.8	3.1	2.0
\bar{x}	2.6 ± 1.1	1.8 ± 1.3	2.3 ± 1.5	2.8 ± 0.9	2.6 ± 1.3

Anexo 5. Dinámica del fitoplancton (Org/L) de 2017 a 2019 (DICA/AMSCLAE, 2019).



Anexo 6. Comportamiento diario de la temperatura máxima, radiación solar máxima y precipitación acumulada en los años 2017, 2018 y 2019. Datos obtenidos de la estación climática de Panajachel (DICA/AMSCLAE, 2019).



Anexo 7. Valores de concentración (mg/L) de fosfatos, nitratos y amonio en el centro de lago Atitlán durante el 2019. Fuente: DICA/AMSCLAE, 2019

Nutriente	Profundidad (m)	Fecha de muestreo								
		Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct
Fosfatos (mg/L)	0	0.026	0.011	0.016	0.001	0.003	0.009	0.008	0.012	0.012
	50	0.036	0.017	0.052	0.003	0.009	0.033	0.025	0.028	0.009
	100	0.138	0.126	0.126	0.127	0.043	0.133	0.131	0.129	0.123
	150	0.144	0.135	0.126	0.142	0.047	0.151	0.151	0.149	0.130
	200	0.131	0.145	0.130	0.146	0.051	0.166	0.147	0.163	0.150
	250	0.146	0.147	0.137	0.158	0.051	0.168	0.174	0.180	0.142
	300	0.175	0.173	0.229	0.180	0.055	0.203	0.198	0.236	0.215
Nitratos (mg/L)	0	0.008	0.034	0.002	< 0.002	< 0.002	0.003	< 0.002	0.004	< 0.002
	50	0.047	0.086	0.015	0.007	0.010	0.026	0.036	0.069	0.019
	100	0.069	0.224	0.049	0.005	0.012	0.052	0.049	0.261	0.024
	150	0.039	0.213	0.051	0.014	0.009	0.066	0.066	0.047	0.069
	200	0.094	0.142	0.038	0.008	0.017	0.042	0.059	0.142	0.056
	250	0.102	0.252	0.055	0.009	0.022	0.022	0.050	0.057	0.017
	300	0.049	0.206	0.072	0.008	0.006	0.019	0.040	0.009	0.003
Amonio (mg/L)	0	0.024	0.018	0.017	0.016	0.040	0.037	0.059	0.018	0.023
	50	0.048	0.006	0.008	0.013	0.013	0.003	0.014	0.005	0.009
	100	0.062	0.007	0.012	0.014	0.009	0.004	0.012	0.006	0.010
	150	0.056	0.007	0.006	0.015	0.015	0.011	0.020	0.007	0.008
	200	0.033	0.016	0.010	0.016	0.018	0.011	0.015	0.016	0.012
	250	0.028	0.010	0.011	0.014	0.024	0.016	0.008	0.018	0.013
	300	0.051	0.006	0.076	0.016	0.022	0.017	0.008	0.064	0.015

* Fosfatos Límite de detección 0.001 mg/L

* Nitratos Límite de detección 0.002 mg/L

* Amonio Límite de detección 0.003 mg/L


 MSc. Elsa María de Fátima Reyes
 Jefe del Depto. de Investigación y
 Calidad Ambiental
 -AMSCLAE-


 MSc. Onelia Xicay Franco
 Subdirectora Técnica
 AMSCLAE