DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIÓN Y CALIDAD AMBIENTAL -DICA-

INFORME "MONITOREO LIMNOLÓGICO 2017"

Fátima Reyes, Flor Barreno, Isabel Arriola, Cristina Martínez,

Natanael Xamínez, Yoselin Martínez y Domingo Ujpan

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 de Atitlán. En el monitoreo limnológico se realizan varias mediciones fisicoquímicas y biológicas en ocho 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 (Sudeep *et al.*, 2014; DICA, 2015). 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 de 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.

Comparar el estado actual del Lago de Atitlán con estudios realizados en años anteriores.

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) (Cuadro 1, Fig. 1). El monitoreo se realizó muestreando de forma superficial y a diferentes profundidades, a manera de realizar perfiles verticales

Cuadro 1 Nombre de la estación de monitoreo y su ubicación sobre el espejo de agua.

Estación	Ubicación	Coordenadas		Profundidad máxima (m)
		N	W	
WA	Frente a San Pedro y San Juan la Laguna	14°42.129	91°15.009	230
WB	Frente a San Pablo y San Marcos la Laguna	14°43.201	91°12.828	316
WC	Frente a San Antonio y Sta. Catarina Palopó	14°41.288	91°7.950	309.4
WD	Bahía de San Lucas Tolimán	14°38.801	91°8.2330	130
WE	Entrada a Bahía de Santiago Atitlán	14°38.923	91°13.903	58.2
WG	Centro del Lago	14°41.943	91°11.076	311.1
WP	Bahía de San Buenaventura	14°44.529	91°10.038	112
W14	Centro de Bahía Atitlán	14°37.608	91°14.563	36.8

Fuente: DICA/AMSCLAE, 2015

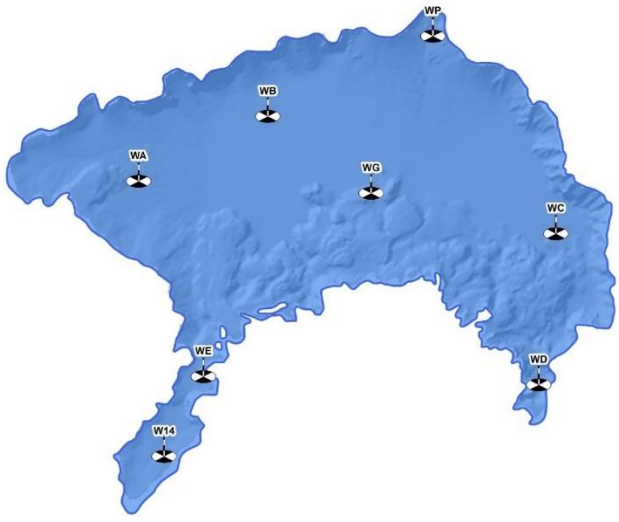

Figura 1. Mapa de Ubicación de los sitios de muestreo. (DICA/AMSCLAE, 2015).

Muestreo fisicoquímico

Las mediciones de los parámetros físicos *in situ* (Oxígeno Disuelto, Saturación de oxígeno, Temperatura, Conductividad, TDS, Salinidad, pH, Radiación fotosintéticamente activa y Clorofila *a*) se realizaron con una sonda multiparametrica 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 (PO_4), Nitratos (NO_3), E. Coli y Coliformes Totales). En la superficie se midió Demanda Bioquímica de Oxígeno.

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. La turbidez, color aparente y color verdadero fueron analizados al tercer día posterior a la toma de muestras. 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. En cada sitio se tomaron dos muestras de agua (~3.2 litros) con una manguera de 30m de largo. Posteriormente la muestra de agua se filtró con una red de fitoplancton de 20 micras de luz de malla y fueron fijadas con una solución de lugol y trasladadas 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 400 organismos por litro 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.

RESULTADOS Y DISCUSION

Transparencia

La transparencia del Lago de Atitlán durante el año 2017 osciló entre los 5 y 11m de profundidad. El sitio W14, ubicado en la bahía de Santiago Atitlán, fue en donde se registraron los valores más bajos de transparencia (Fig. 2), esto se podría deber a la alta productividad de algas en la bahía. Durante abril (10 m) y mayo (11 m) se registraron los valores más altos del disco Secchi, es decir mayor transparencia (Fig. 3), el resto de los meses los valores de Secchi estuvieron por debajo de estos valores. 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 del 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 sobre 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.

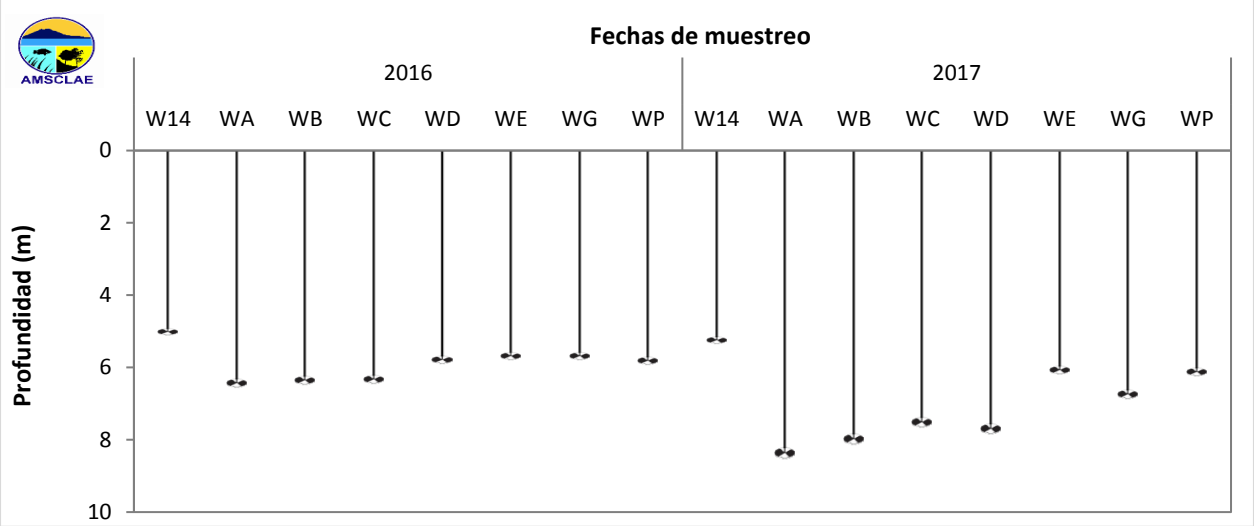

Figura 2 Valores promedio de transparencia por sitio durante enero a octubre del 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

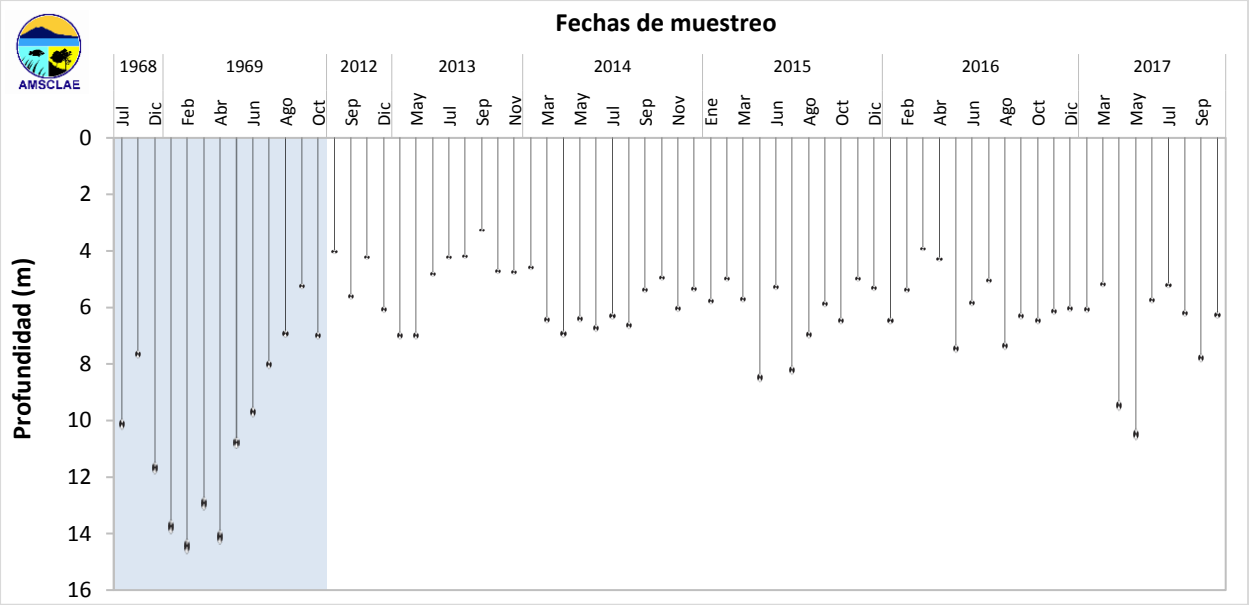

Figura 3. Valores promedio del registro histórico de transparencia en (m) del lago (DICA/AMSCLAE, 2017).

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, 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 2017 en el centro del lago.

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 - 50m) en todos los sitios de muestreo oscilo entre los 20 y 24°C. Entre los 35 y 40m de profundidad se observa la termoclina y por debajo de esa profundidad el hipolimnion (capa profunda) (Fig. 4 y 5).

La baja variación de la temperatura en aguas superficiales y profundas (±2°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).

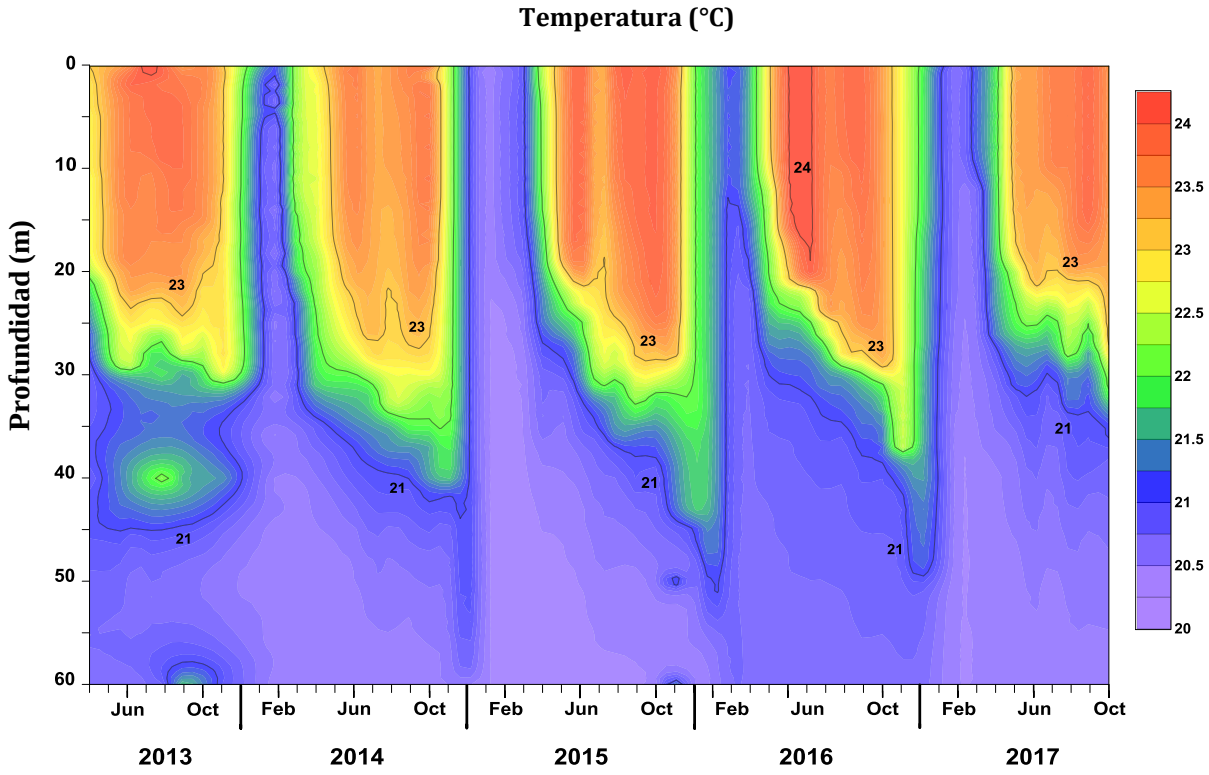

Figura 4. Variación espacial y temporal de la Temperatura (°C) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde abril del 2013 a octubre del 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

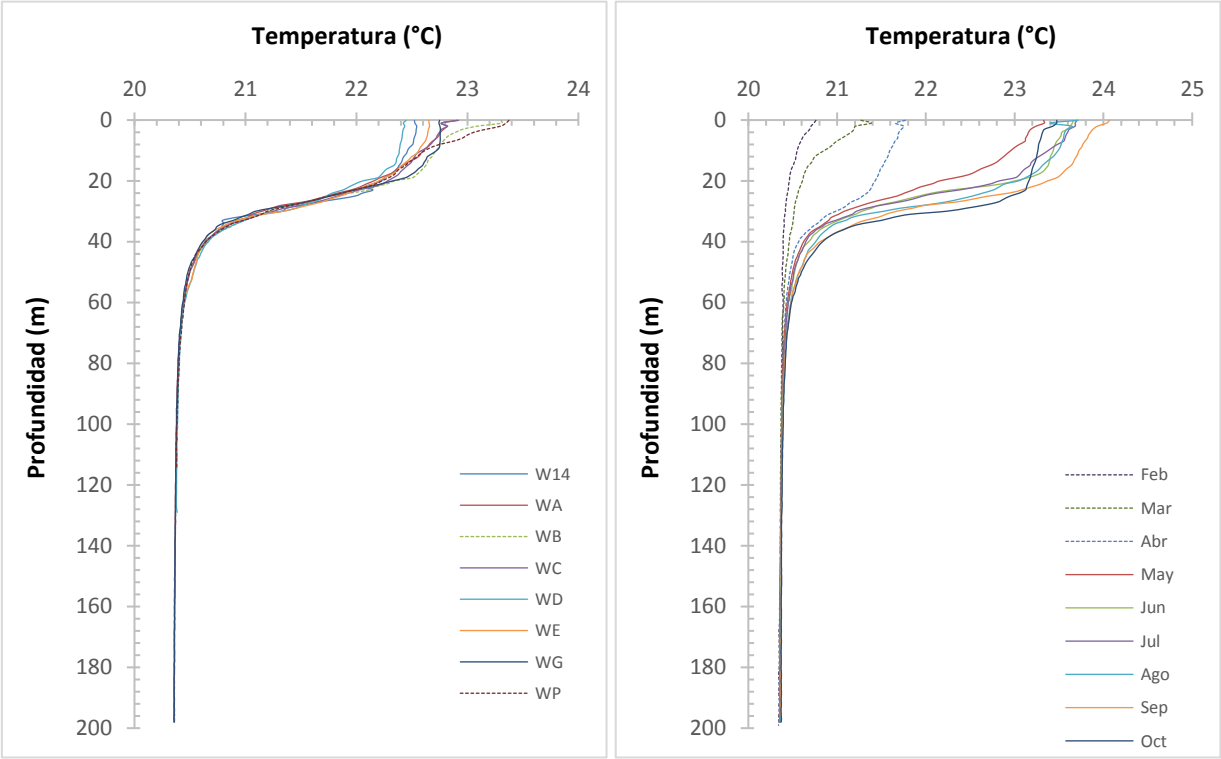

Figura 5. Perfiles de valores promedio de temperatura en la columna de agua por sitio de muestreo y mes durante el 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

Oxígeno Disuelto (O_2)

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 2013 al 2017. La concentración del oxígeno en la capa superficial (0 - 30m) osciló entre los 6 y 8.5 mg/L. 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).

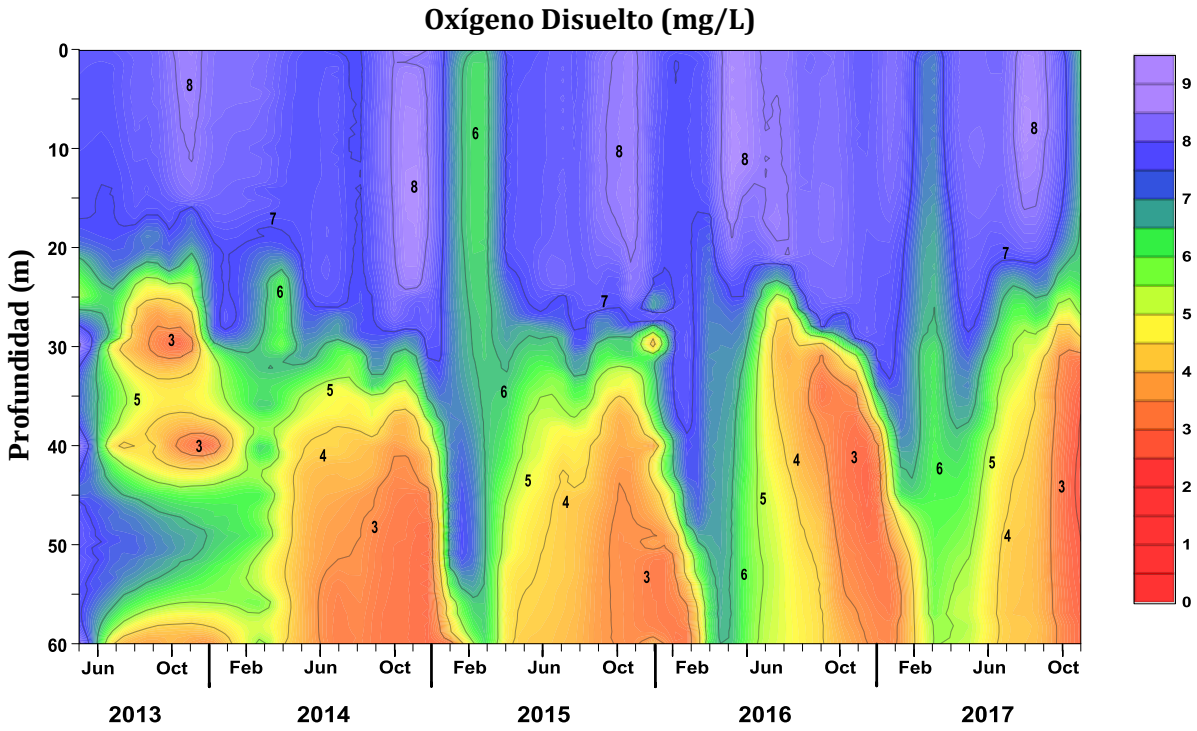

Figura 6. Variación espacial y temporal del Oxígeno disuelto (mg/L) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde abril del 2013 a octubre del 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

En el mes de febrero y octubre las concentraciones de oxígeno disminuyeron ligeramente en la capa superficial de la columna de agua, esto pudo deberse a que haya habido una mezcla de la capa superficial con la capa profunda, la cual tiene menor concentración de oxígeno. Al igual que la temperatura existe una estratificación del oxígeno disuelto en los primeros 40m de profundidad (Fig. 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 oxígneo osciló entre los 4 y 2mg/L, cuatro y cinco unidades menos que en la zona superficial. En los perfiles del oxígeno disuelto (Fig. 7) se observa que las concentraciones de oxígeno disuelto durante el 2015 fueron mayores en las capas profundas en comparación al 2016, los valores en el 2017 estuvieron por debajo de los 4 mg/L, entre los 200 y 250m las concentraciones fueron de 1 a 2 mg/L.

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).

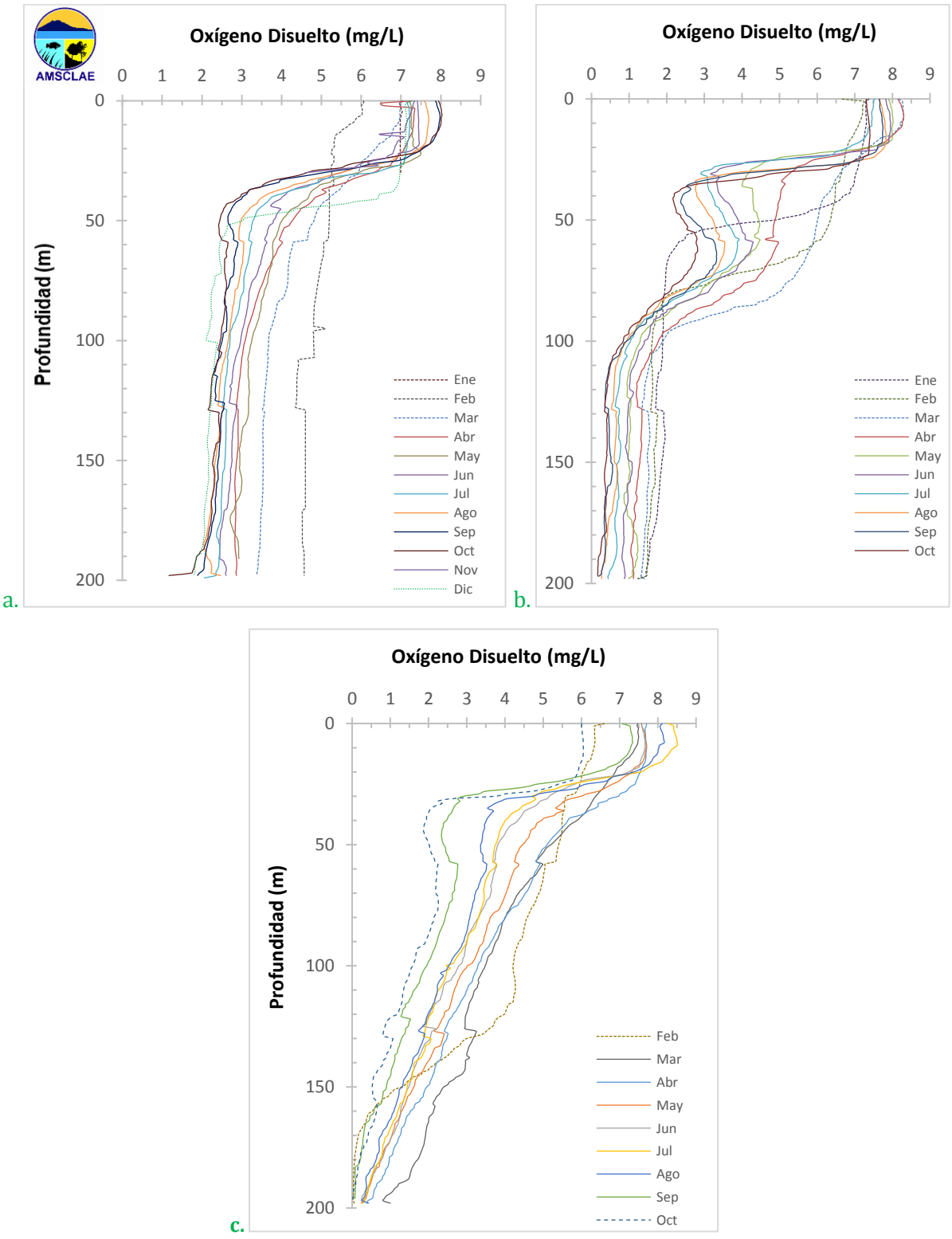

Figura 7. Perfiles de valores promedio de Oxígeno disuelto en la columna de agua durante el 2015 (a), 2016 (b) y 2017 (c) (DICA/AMSCLAE, 2017).

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 desde el 2014 hasta el 2017. Los valores de pH durante el 2017 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 ($C0_2$) 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 CO2 disuelto, disminuyendo así las concentraciones de CO2 en el lago y provocando un aumento del pH. El pH del agua de lago tiende a ser mayor en el verano y en las aguas superficiales, ya que más algas y plantas acuáticas están presentes en la zona superficial (Horne & Goldman, 1994; Pokorný & Květ, 2004; Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008).

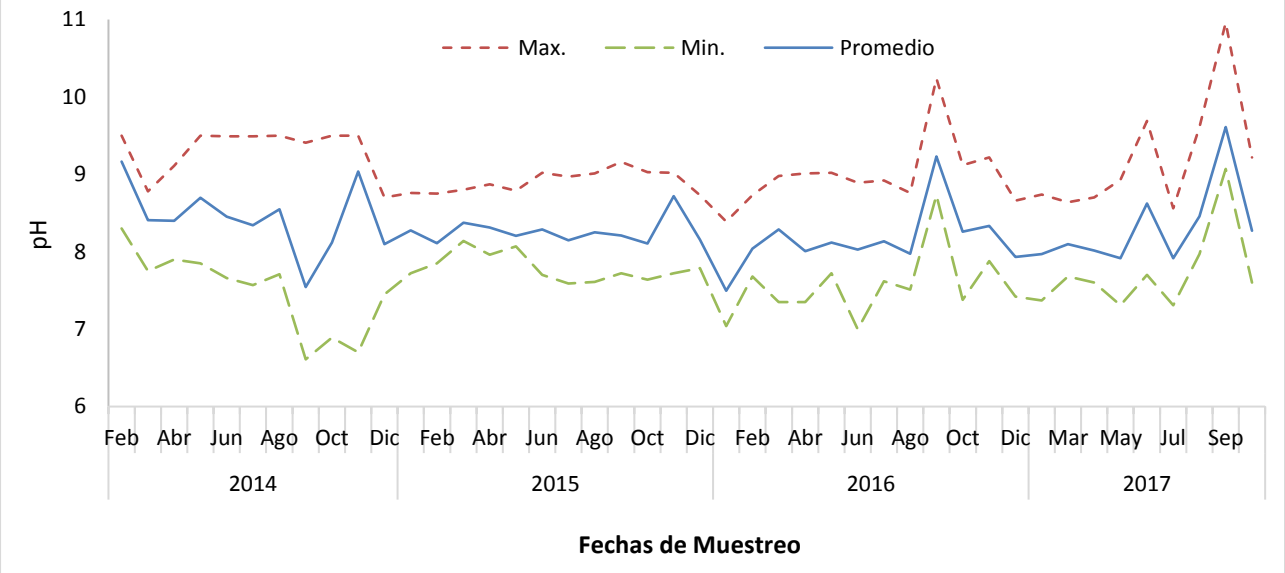

Figura 8. Valores promedio de pH durante el 2014, 2015, 2016 y 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

Conductividad eléctrica (*K*)

La conductividad (*K*) de una solución es una medida de su capacidad para conducir la electricidad, en muchos casos, está directamente vinculada a la cantidad de sólidos totales disueltos (TDS). La *K* en lagos de zonas tropicales está relacionada principalmente con el tipo del lago (oligo o eutrófico), la profundidad, la naturaleza geoquímica del terreno y las variaciones climáticas (época de lluvia y sequías) (Roldán y Ramírez, 2008). En la figura 9 se pueden observar los valores máximos y mínimos de *K* desde el 2014 hasta el 2017.

A lo largo del año 2016 los valores de conductividad se mantuvieron similares a los años previos (Fig. 9). El aumento de la cantidad de elementos o iones presentes en la columna de agua durante algunos meses podría deberse al arrastre de partículas por acción del viento o por la escorrentía. La variación de la *K* proporciona información sobre la productividad primaria, descomposición de la materia orgánica, la detección de fuentes de contaminación y la naturaleza geoquímica del terreno. Algunos sitios, sobre todo en aquellos que están ubicados cerca de las desembocaduras de los ríos (WP) pueden presentar valores más altos debido a las descargas de las aguas que provienen del Río San Francisco y Quiscab.

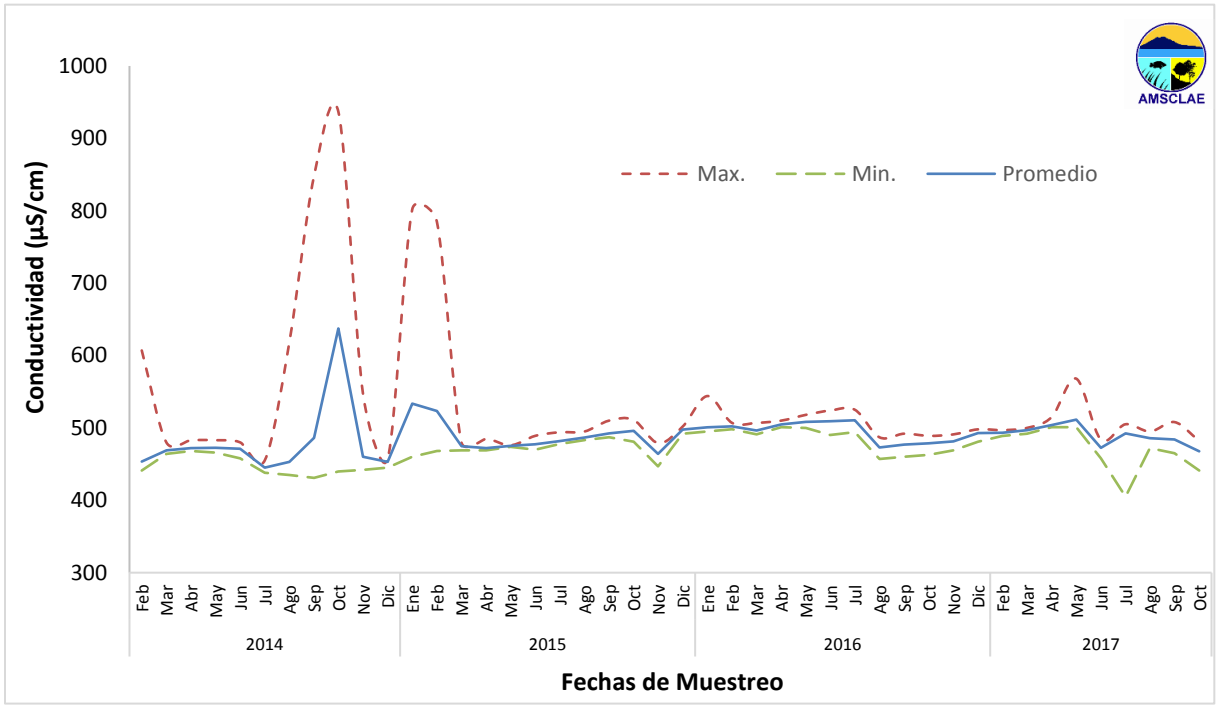

Figura 9. Valores promedio de Conductividad (µS/cm) desde el 2014 al 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

Fosfatos (PO_4^{-3})

El fósforo se encuentra en el agua en dos formas principales, ortofosfatos y polifosfatos, los cuales puede ser absorbido 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). En la figura 10 se observa el comportamiento de los fosfatos durante el 2017, en septiembre las concentraciones fueron menores en relación a los otros meses. Esto podría deberse a que en esas fechas la temperatura del agua aumenta por la canícula y hay poca turbulencia en la superficie del lago, incrementando la productividad primaria de las algas y por lo tanto la absorción de fosfatos es mayor (Ochaeta, 2014).

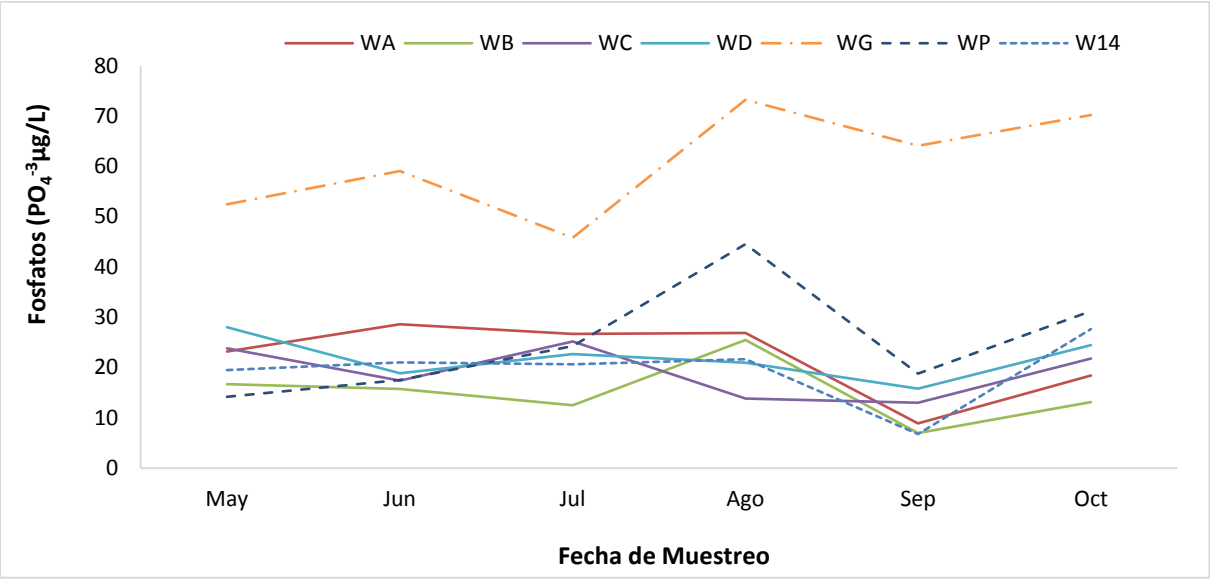

Figura 10. Valores promedio de fosfatos en el lago Atitlán durante el 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

Las concentraciones de fosfatos en el 2017 en los primeros 30m oscilaron entre los 10 y 20µg/L (Fig. 11). La baja concentración de fosfatos en la capa superficial podría deberse a que en esta zona hay una mayor absorción de fosforo, debido a la productividad primaria de las algas.

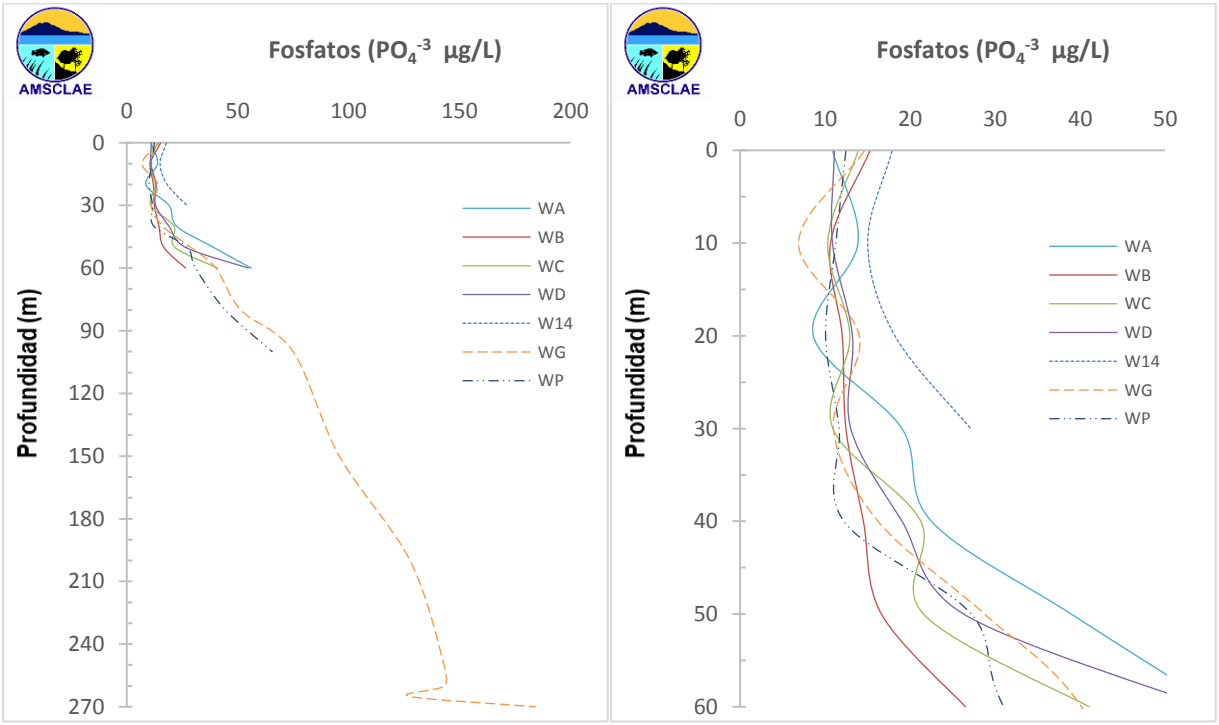

Figura 11. Perfiles de valores promedio de Fosfatos a lo largo de la columna de agua (Izq.) y en la superficial (Der.) durante mayo a octubre del 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

Los ortofosfatos son menos móviles que otros nutrientes y precipitan más rápido cuando se combina con otros cationes (Ca2+, Fe3+, Al3+), formando productos altamente insolubles (Lampler & Sommer, 2007) y más pesados. Por lo tanto, a partir de los 60m 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.

Los datos del año 2017 no se pueden comparar con los años anteriores, pues en el 2016 se cambió la metodología en el laboratorio y se utilizó un espectrofotómetro diferente al utilizado en el 2014, 2015 y 2017

Nitratos (µg/L)

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 los primeros 60m las concentraciones de nitratos oscilaron entre los 0 y 45µg/L (Fig. 12). Las concentraciones de nitratos son mayores en la capa superficial debido a la fijación de nitrógeno por algunas algas y/o por la excreción de amonio. No obstante, debido al peso de las moléculas, están tienden a sedimentar en las zonas profundas, incrementando su concentración.

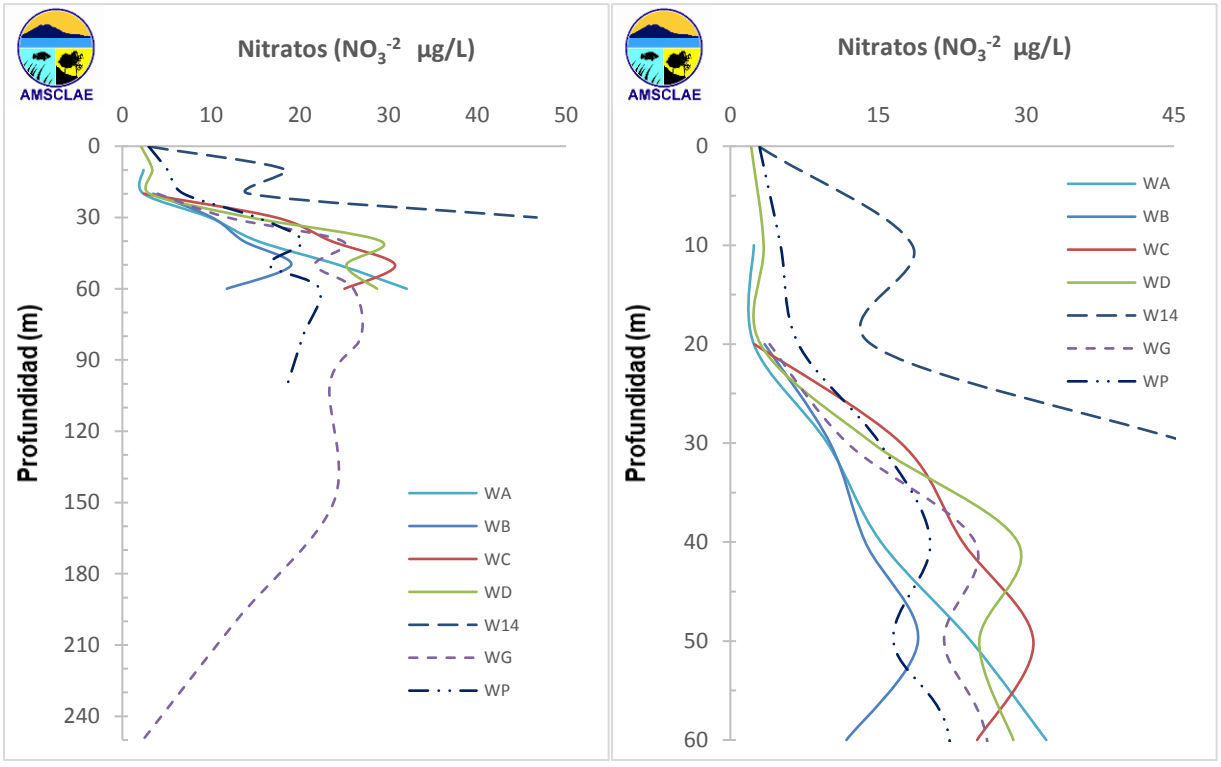

Figura 12. Perfiles de valores promedio de nitratos a lo largo de la columna de agua (Izq.) y superficial (Der.) durante mayo a octubre del 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

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, mientras mayor sea la cantidad de materia orgánica mayor será el consumo de oxígeno disuelto. En la figura 13 se observa que en la mayoría de los puntos de muestreo las concentraciones de DBO fueron similares. En los meses de la temporada seca la DBO fue menor en relación a los meses con lluvias. En el mes de mayo se registraron los valores más altos de DBO esto coincide con las primeras lluvias (mayo) que arrastran una gran cantidad de materia orgánica hacia los ríos y finalmente al lago. La degradación de toda la materia orgánica que ingresó al lago hizo que aumentara la DBO en el mes de mayo lo mismo sucedió en el mes de agosto, que luego de la canícula inician nuevamente las lluvias, arrastrando grandes cantidades de sedimentos y materia orgánica. abril y mayo (Informe Clima 2016).

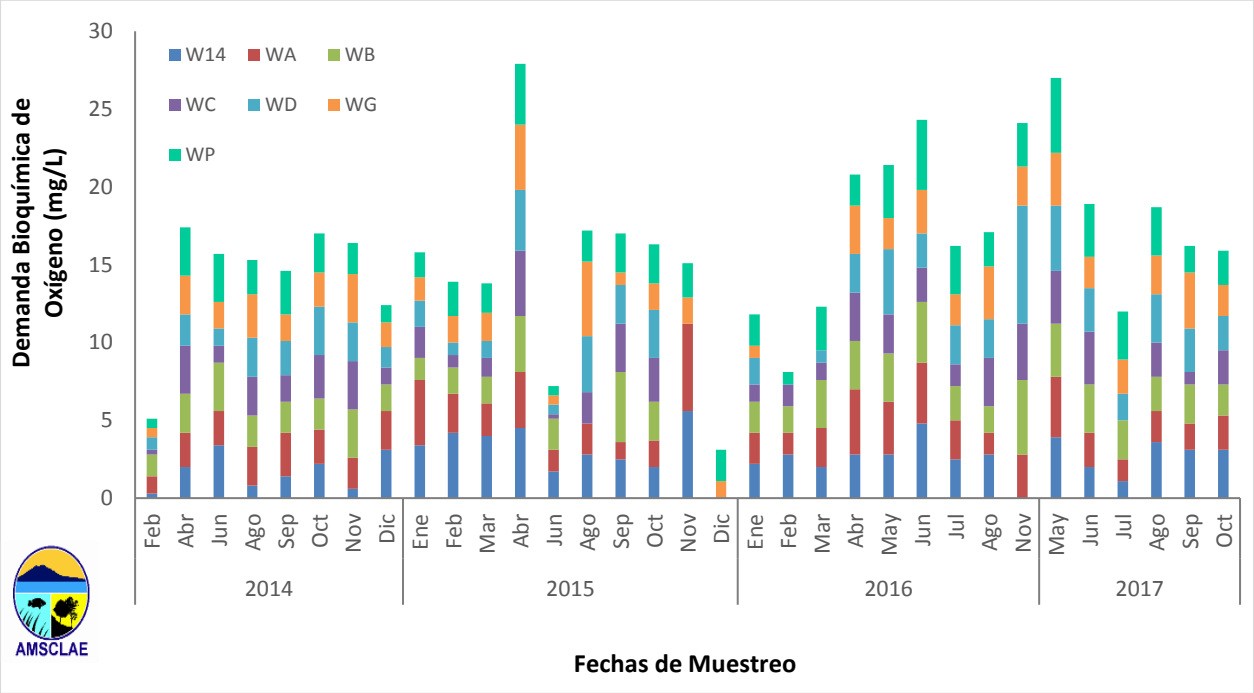

Figura 13. Valores de demanda bioquímica de oxígeno ($DBO_{20,5}$) superficial por fecha y sitio de muestreo durante el 2015 (arriba), 2016 (en medio) y 2017 (abajo). (DICA/AMSCLAE, 2017).

Clorofila *a* (µg/L)

En la figura 14 se puede observar que, durante el año 2017 las concentraciones de clorofila fueron bajas, en relación a las del 2014, 2015 y 2016. Esto puede indicar que la densidad de algas durante el 2017 fue menor, y puede estar aunado a diferentes factores ambientales y químicos, tales como, disponibilidad de nutrientes y radiación solar.

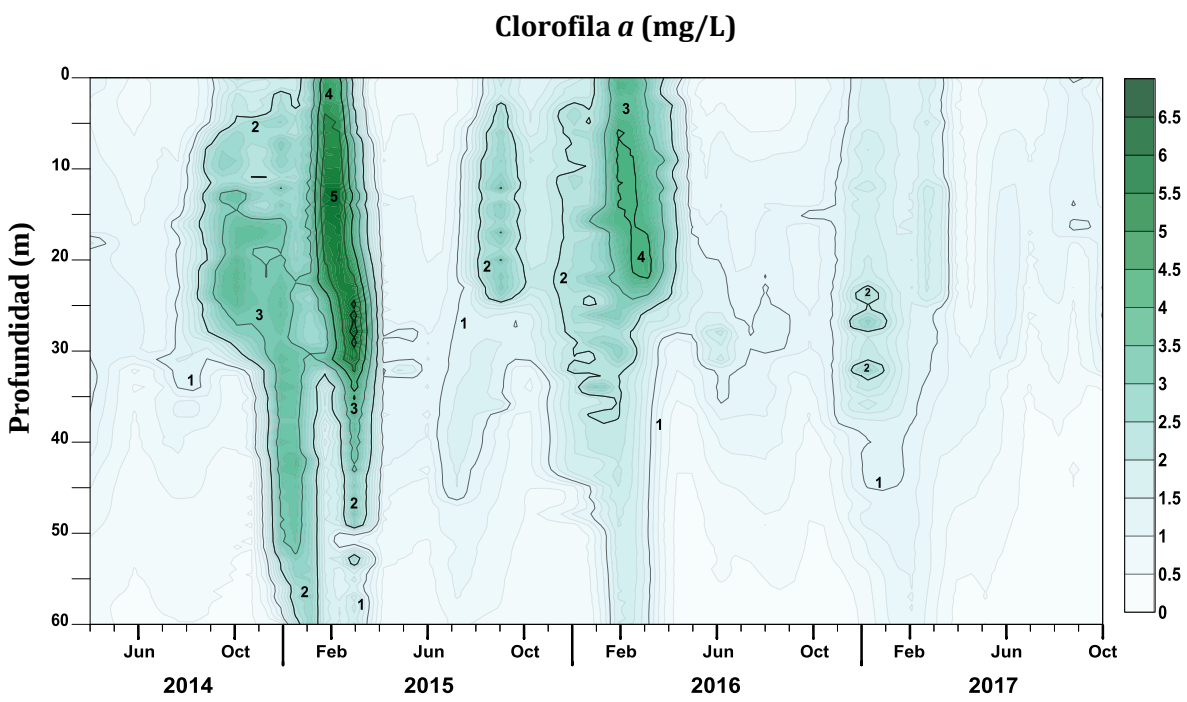

Figura 14. Variación espacial y temporal de Clorofila (α) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán 7desde el 2014 al 2016 (DICA/AMSCLAE, 2017).

En los sitios WE, W14 y WP las concentraciones de clorofila fueron relativamente mayores a los otros sitios (Fig. 15), esto podría deberse a que el W14 y WE son sitios con profundidades muy someras y productivas; y WP está entre la desembocadura del río Quiscab y el río San Francisco, por lo que hay un continuo ingreso de nutrientes. Al haber mayor disponibilidad y condiciones ambientales favorables la productividad primara en estos sitios es más alta.

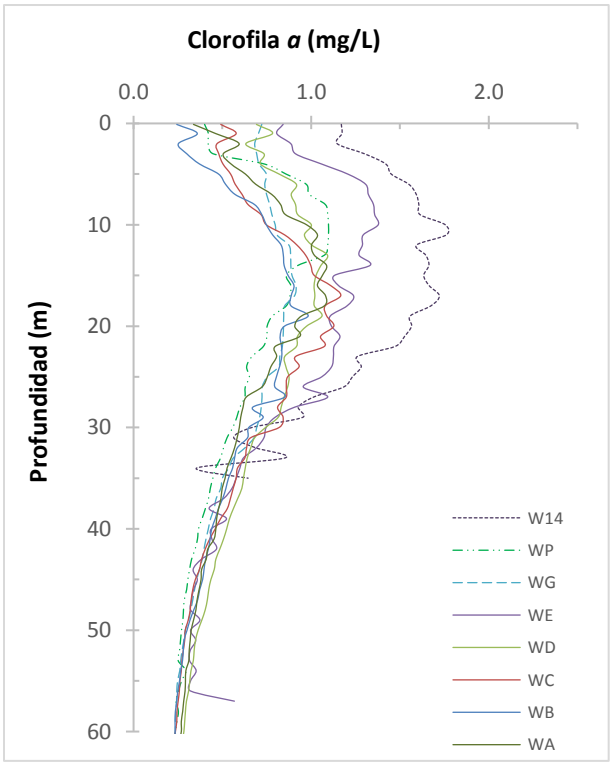

Figura 15. Perfiles de valores promedio de clorofila *a* superficial durante febrero a octubre del 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

Radiación Fotosintéticamente Activa (µE m^{-2} s^{-1})

La distribución de la radiación en la columna de agua tiene un efecto en la distribución de las comunidades de plancton. Desde el punto de vista limnológico, la luz que penetra en el agua es afectada por la latitud, la altitud, la época del año, la hora del día y las condiciones climáticas. En la figura 16 se puede observar que en los primeros metros de profundidad (0 - 2m) la intensidad de la luz es mayor e inicia a atenuarse a partir de los 3m. Este efecto se puede ver reflejado en el desarrollo del fitoplancton en la superficie. En la superficie (0 - 5m) la densidad de algas y las concentraciones de clorofila son menores (Fig. 14). A una determinada intensidad luminosa, el fitoplancton deja de fotosintetizar debido a que se degradan los pigmentos. Entre los 10 y 30m hay mayor disponibilidad de nutrientes y la intensidad lumínica puede que sea más adecuada para las algas, lo que podría incrementar la eficiencia fotosintética (Fig. 15) (Pinilla, 2005). Finalmente, cabe mencionar que en el año 2015 y 2017 hubo mayor radiación fotosintéticamente activa en comparación con los años 2014 y 2016 (Fig. 15).

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. En la figura 17 se pueden observar los perfiles de los valores de coliformes totales y *E. coli* por fecha de muestreo y por sitio de muestreo (W14, WP y WG). Los coliformes totales y *E. coli* fueron más altos durante el mes de octubre y el sitio WP fue el que presentó valores más altos en relación al WG y W14. Los valores altos en el mes de octubre podrían deberse a algún evento de lluvia que ocurrió días previos al muestreo, que arrastro por escorrentía material de origen fecal presente en la cuenca (DICA/Clima, 2017a). En la superficie los valores altos de ambos parámetros fueron más altos en comparación con aquellos que fueron colectados por debajo de los 30m de profundidad.

Los sitios con mayor número coliformes totales y *E. coli* fueron el W14 y WP (Fig. 18). Esto podría deberse a que ambos sitios, se encuentran fuertemente influenciados por descargas de aguas residuales. El sitio WP se encuentra muy cercano al delta del Río San Francisco, el cual está muy alterado desde la parte media de la cuenca por descargas de aguas grises y negras sin tratar, por lo tanto, tienen un alto número de microorganismos y patógenos.

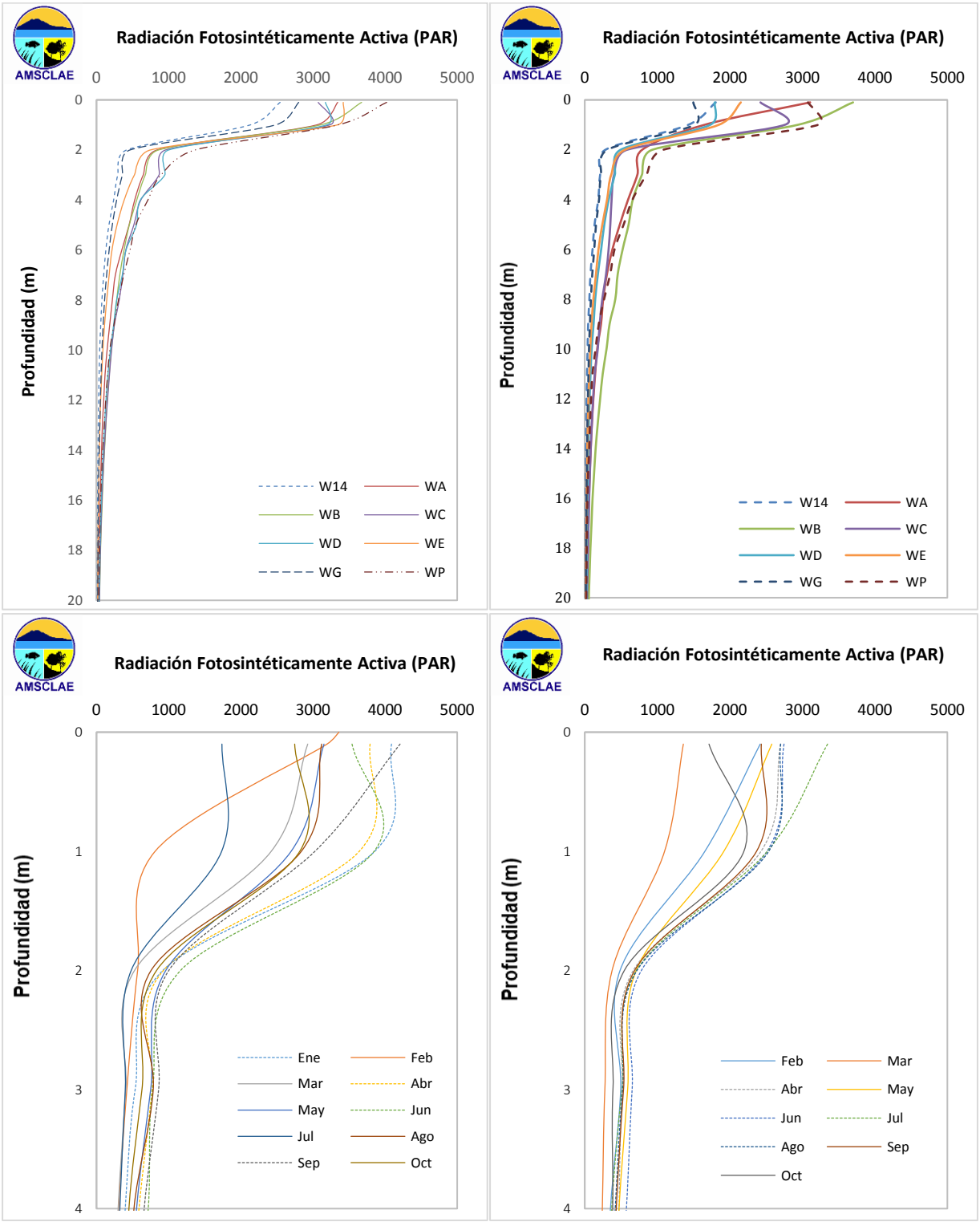

Figura 16. Perfiles de valores promedio de Radiación fotosintéticamente activa (µE m^{-2} s^{-1}) por sitio de muestreo (arriba) durante el 2016 (Izq.) y 2017 (Der.) y por mes de muestreo (abajo) el 2016 (Izq.) y 2017 (Der.) (DICA/AMSCLAE, 2017).

Coliformes Totales (NMP)

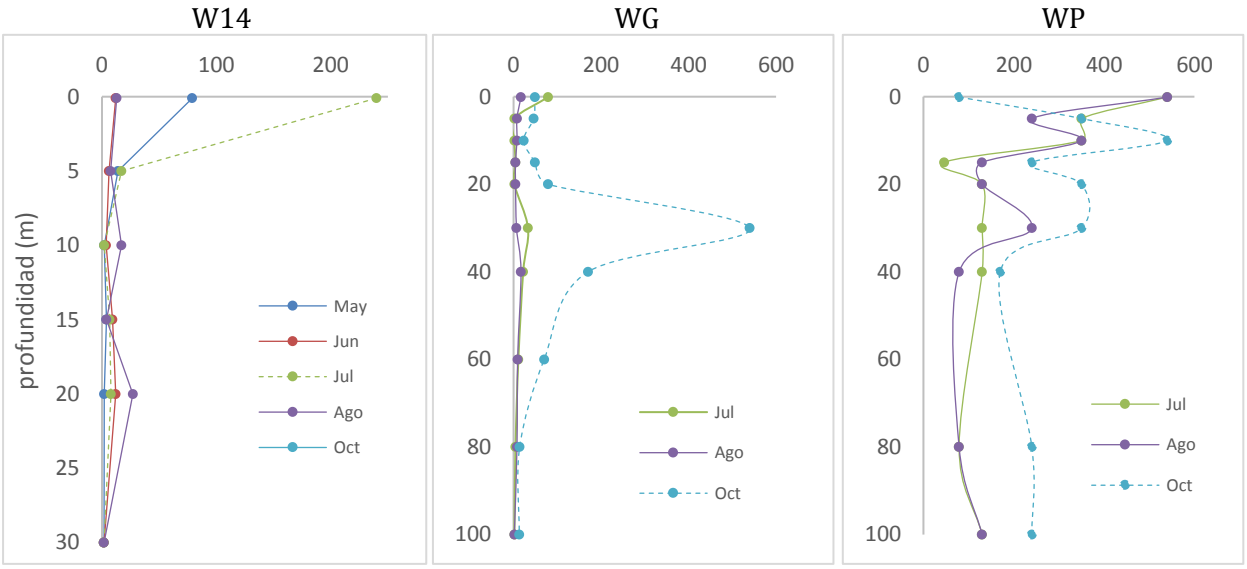

Figura 17. Variación temporal y espacial de coliformes totales durante el 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

***E. coli* (NMP)**

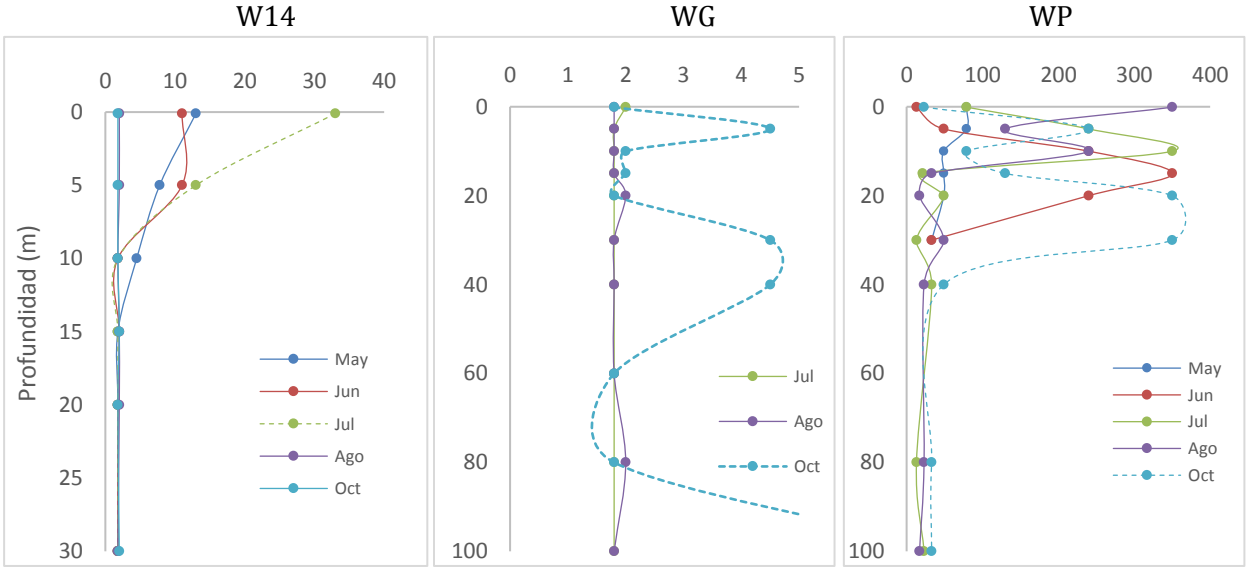

Figura 18. Variación temporal y espacial de *E. coli* durante el 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

Fitoplancton

Abundancia relativa y diversidad

Durante el 2017, se registraron 23 géneros de fitoplancton, distribuidos en cinco clases: Bacillariophyceae (diatomeas), Charophyceae (Algas quebradizas), Chlorophyceae (Algas verdes), Cyanophyceae (Cianobacterias) y Dinophyceae (Dinoflagelados). Las diatomeas fueron las más diversas con un total de ocho géneros, seguidas de las algas verdes y las cianobacterias con siete y cinco géneros respectivamente. Los dinoflagelados fueron los menos diversos, únicamente con el género *Ceratium*.

Como se observa en la figura 1, el ensamble de fitoplancton en todos los sitios de muestreo, está dominado por diatomeas. En general, las diatomeas *Aulacoseira* y *Fragilaria* presentaron las mayores abundancias, así como el alga quebradiza *Mougeotia*. De las algas verdes, las más abundantes fueron *Pediastrum* y *Botryococcus*, y de las cianobacterias fue *Limnoraphis.*

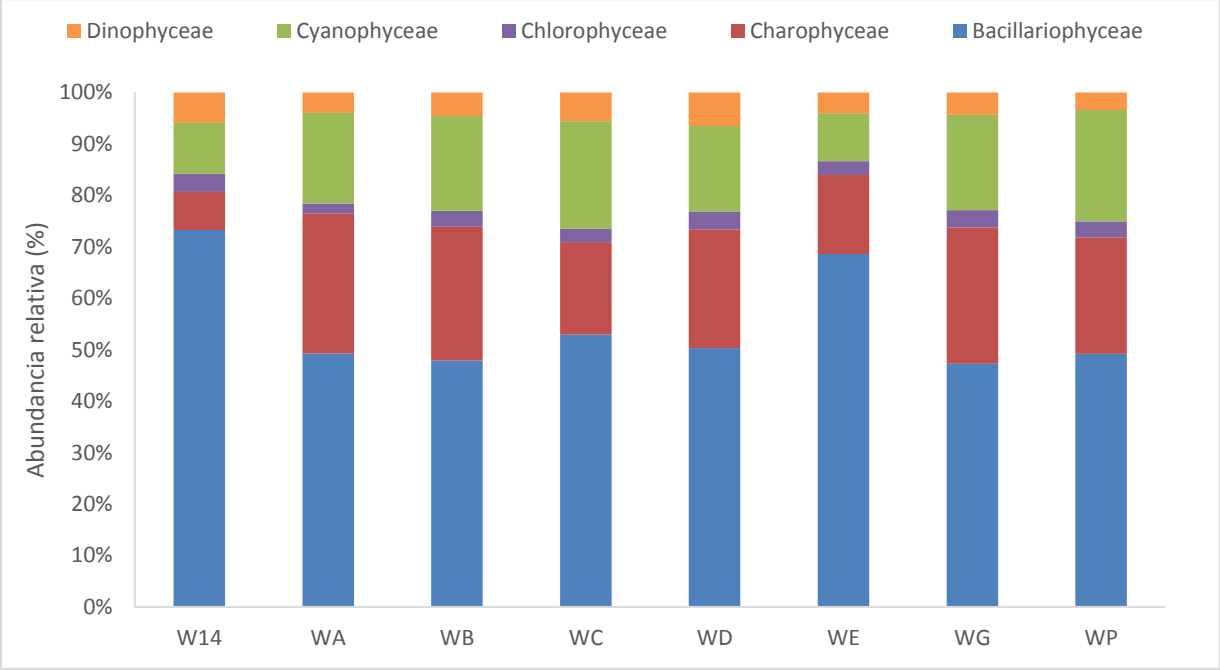

Figura 1 Abundancia del ensamble de fitoplancton en el lago Atitlán (DICA/AMSCLAE, 2017).

En la figura 2, se muestra el comportamiento del ensamble de fitoplancton en el tiempo (2016-2017). Aunque la dominancia de diatomeas es generalizada, durante el 2017 se puede observar un aumento de algas quebradizas en marzo y septiembre-octubre. Así mismo, se observa un aumento de cianobacterias, principalmente de *Limnoraphis* en julio-septiembre lo que puede estar asociado al aumento de nutrientes por efecto de las lluvias. Las algas verdes y los dinoflagelados, presentaron un comportamiento homogéneo, sin mayores cambios a lo largo del año.

Densidad

Durante el 2017, las mayores densidades (org/L) fueron registradas para las diatomeas y las algas quebradizas (Fig. 3). Se puede observar una disminución gradual de las diatomeas a partir de junio, acompañado de un aumento de cianobacterias. Las algas verdes y los dinoflagelados mantuvieron sus densidades a lo largo del año. Las algas quebradizas presentaron un aumento en marzo y en octubre.

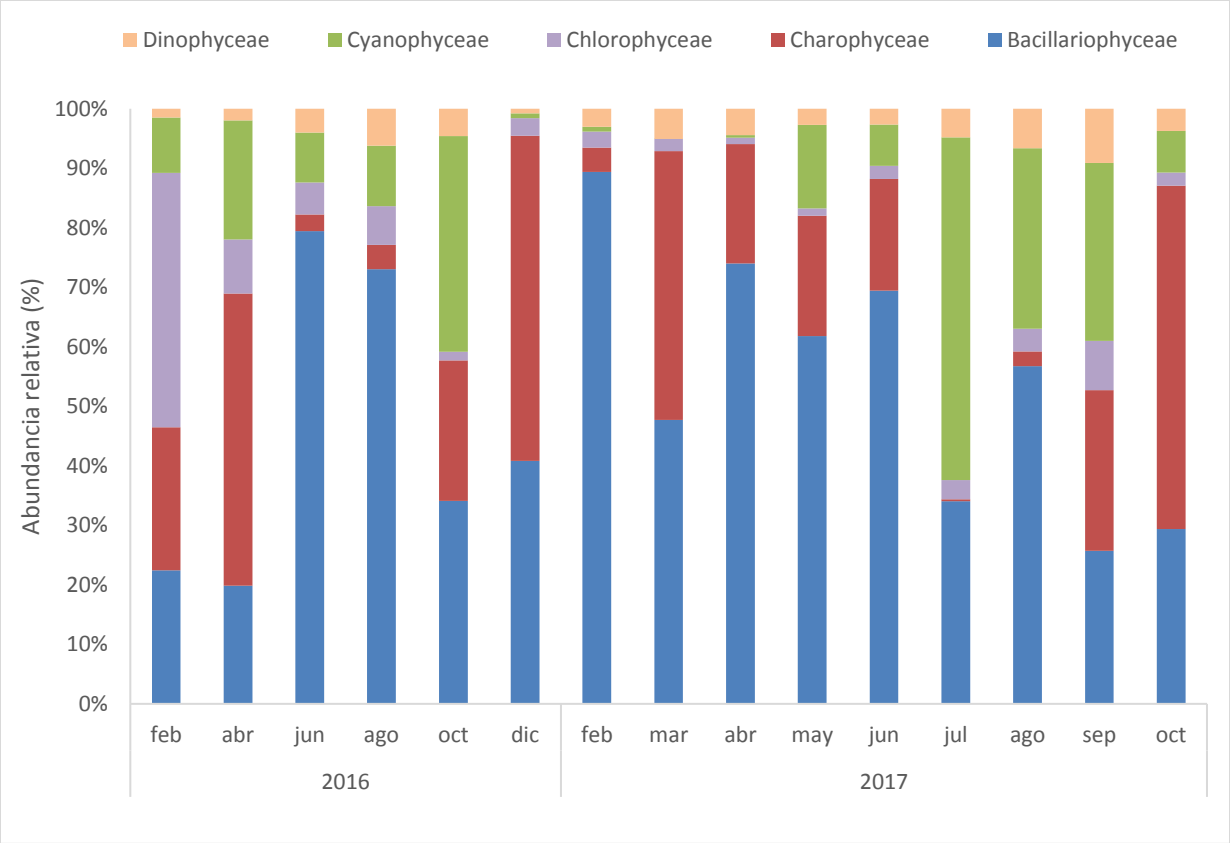

Figura 2 Dinámica del fitoplancton durante los años 2016 -2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

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 20.8 °C (DICA/AMSCLAE, 2017) 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 (Ochaeta, 2014; Bellinger & Sigee, 2010).

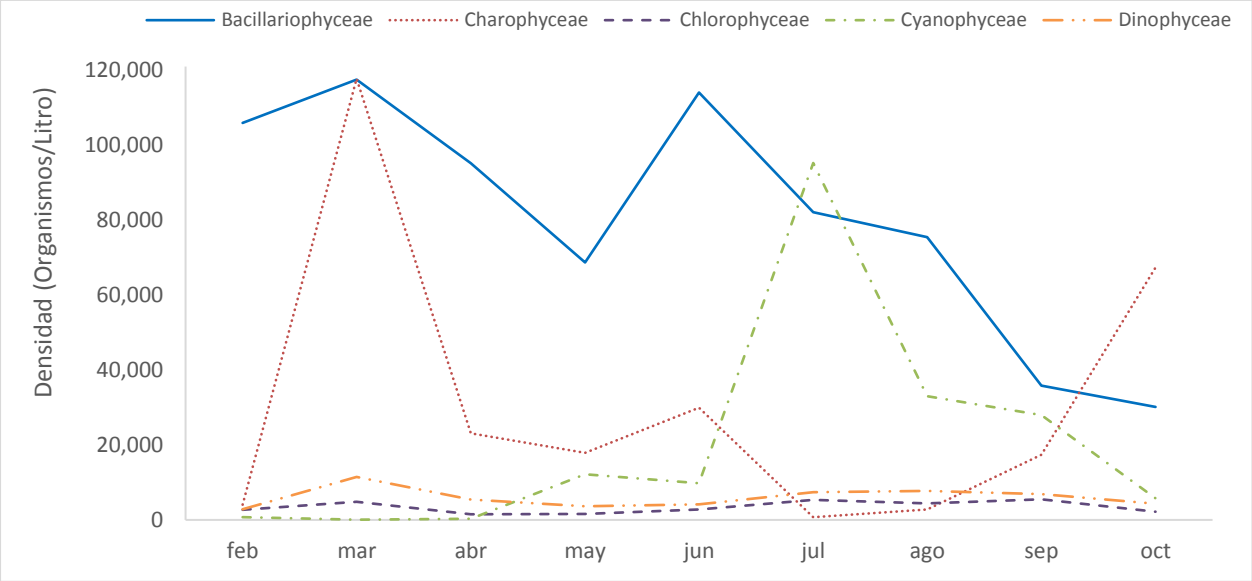

Figura 3 Densidad del ensamble de fitoplancton durante el 2017 (DICA/AMSCLAE, 2017).

4. CONCLUSIONES

En los últimos diez 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.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

Chandra, S., E. Rejmánková, M. Dix, N. Girón, V. Mosquera *et al.* 2014. Estado del Lago Atitlán Informe 2014. Unidos por el Lago Atitlán – Universidad del Valle de Guatemala, Campus Altiplano, Centro de Estudios Atitlán. Sololá, Guatemala. 33 pp.

Confederación Hidrográfica del Ebro, URS, Vicente, E., de Hoyos, C., Sánchez, P., Cambra, J. (2005). Protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton [en línea]. Recuperado 02 de diciembre, 2013. http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/Manual_fitoplancton.pdf

DICA/Clima. 2017. Informe Monitoreo Climático 2017. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá. 16 pp.

Horne, A. & C. Goldman. 1994. Limnology. McGraw-Hill, Inc., EEUU. 575 pp.

Lamper, W. & U. Sommer. 2007. Limnoecology. Oxford University Press, Oxford, Great Britain. 335pp.

Ley de Creación de la AMSCLAE y su reglamento. Decreto número 133-96 del congreso de la República y Acuerdo Gubernativo No. 78-2012. 45 pp.

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.

Ochaeta Constanza, G. (2014). Análisis temporal y espacial de la comunidad de fitoplancton en los puntos Panajachel, Centro Weiss G 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. 78p.

Pinilla Agudelo, G.A. 2005. Ecología del fitoplancton en un lago amazónico de aguas claras (Lago Boa, Caquetá, Media República de Colombia). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia.

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.

Roldán, G. y Ramírez J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Editorial universidad de Antioquía. 2da. Edición. Colombia. 440 pp.

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

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.