



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias del Agua

COMUNIDADES DE MICROALGAS EN CUERPOS DE
AGUA EUTROFIZADOS DE YUCATÁN

Tesis que presenta

JUAN MANUEL ARANA RAVELL

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

Cancún, Quintana Roo, México

2023

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de investigación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se registrarán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

Firma: _____

Nombre: Juan Manuel Arana Ravell

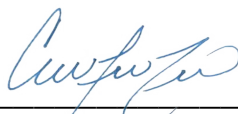
*CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.
POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA*



RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de **Juan Manuel Arana Ravell** titulado “**COMUNIDADES DE MICROALGAS EN CUERPOS DE AGUA EUTROFIZADOS DE YUCATÁN**”, fue realizado en la Unidad en Ciencias del Agua, en la línea Sostenibilidad de los Ecosistemas Acuáticos, en el laboratorio de Ecología Costera del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. bajo la dirección del **Dr. Antonio Almazán Becerril** y la Codirección del **Dr. Ernesto García Mendoza** perteneciente al Programa de Posgrado en ciencias del Agua de este Centro.

Atentamente



Dra. Cecilia Hernández Zepeda
Directora de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 22 de junio de 2023

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca nacional para estudios de posgrado otorgada (CVU 1092446).

Al posgrado en Ciencias del Agua de la Unidad en Ciencias del Agua del Centro de Investigación Científica de Yucatán (UCIA-CICY) por brindar de una gran formación a sus estudiantes.

A los laboratorios de Ecología Costera y Fisicoquímicos de la UCIA-CICY, a los laboratorios FICOTOX y Biología Algal del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) y al Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Colima por la gran apertura, el espacio y los materiales brindados para llevar a cabo este proyecto.

A los miembros del comité tutor:

Dr. Antonio Almazán Becerril, por ser durante todo un año lleno de innumerables lecciones, paciencia y mucha calidez, un gran maestro no sólo de academia, sino de vida. Especialmente por hacerme ver que el trabajo es ameno si se hace con pasión y dedicación.

Dr. Ernesto García Mendoza, por todo su apoyo y ánimos durante el transcurso del trabajo y su amabilidad y disponibilidad durante mi viaje a Ensenada.

Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza, por sus acertados comentarios en tema de algas de agua dulce y por estar al pendiente a pesar de la distancia.

Dr. Jesús Alvarado Flores, por todo el optimismo y sus creativas observaciones para mejorar este trabajo.

Dr. Oscar Alberto Moreno Valenzuela, por sus observaciones al escrito que enriquecieron el trabajo.

A los técnicos de la UCIA-CICY, en especial al M. en C. Benjamín Delgado Pech por todo su apoyo en laboratorio y en campo, y sobre todo por todos los consejos y enseñanzas que serán atesorados para siempre; al M. en C. Jorge Carlos Peniche Pérez, por su gran optimismo y apoyo en varias salidas de campo; a la Quím. Daniela Ortega Camacho por brindar de capacitación para la cuantificación de nutrientes; y a la M. en C. Gabriela Rosiles González por su capacitación para el uso del autoclave para la digestión de muestras.

A los técnicos M. en C. Marcela Ovalle Marroquín del CICESE y al Oceanól. Eric Joal García Nava de la Universidad de Colima por todo su apoyo y paciencia en el laboratorio para poder analizar las muestras durante mis estancias.

A Jocelyne Frias y Eunices Hernández, con quienes desde el día que tomamos el reto de pertenecer a Ecología Costera hemos estado en un continuo camino de aprendizaje, mucho apoyo y experiencias inolvidables. A Gabriela Pineda, Adriana Hernández y Jimena Peraza por todo sus consejos, ánimos, cariño y apoyo. Todas estas poderosas mujeres de ciencia, hermanas que nunca tuve, pero que afortunadamente pude elegir.

A la Mtra. Silvia J. López Adrián, por su incondicional apoyo en la identificación de algunas especies crípticas y todos sus consejos para mejorar este trabajo.

A Alejandro, por siempre acompañarme y motivarme a que el pequeño hámster que vive dentro de mi cabeza no deje de funcionar jamás. Gracias por remarcar el potencial que a veces no logro encontrar en mis días más nublados.

A Mayra, Odette y Maricruz, por siempre sacarme de mi guarida y llevarme a distraerme por todo Cancún. El trabajo es continuo, pero también se vale tomarse un descanso de vez en cuando.

A mamá y papá, por ser siempre ese empujoncito y motivación de mi vida y por apoyarme constantemente con este desafío que me atreví a tomar.

DEDICATORIA

Esta tesis se la dedico a todos los jóvenes ficólogos y también a los que aún están en su trayecto por descubrir que lo son. La curiosidad y el gusto por las algas siempre es el comienzo de cosas grandes.

CONTENIDO

LISTADO DE TABLAS	iii
LISTADO DE FIGURAS.....	v
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1	
ANTECEDENTES	4
1.1. Eutrofización en cuerpos de agua de Yucatán	4
1.2. Estudios sobre microalgas planctónicas y su relación con aspectos ambientales en cuerpos de agua de Yucatán.....	5
JUSTIFICACIÓN	11
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	11
OBJETIVOS.....	11
OBJETIVO GENERAL.....	11
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
HIPÓTESIS	12
CAPÍTULO 2	
MATERIALES Y MÉTODOS.....	13
2.1 ÁREA DE ESTUDIO	13
2.2 MÉTODOS	14
2.2.1 Estrategia de muestreo	14
2.2.2 Variables fisicoquímicas.....	17
2.2.3. Colecta de muestras	17
2.2.3.1. Agua para nutrientes.....	17
2.2.3.2. Agua para clorofila-a.....	18
2.2.3.3. Microalgas fitoplanctónicas	18
2.2.4. Observación de las microalgas fitoplanctónicas.....	18
2.2.4.1. Identificación.....	18
2.2.4.2. Determinación de la concentración celular	19
2.2.5. Análisis de datos	20

2.2.5.1.	Variables fisicoquímicas y nutrientes	20
2.2.5.2.	Análisis de la comunidad de fitoplancton	20
2.2.5.3.	Índice de estado trófico	21
2.2.5.4.	Análisis estadístico	21
CAPÍTULO 3		
3.1	RESULTADOS	23
3.1.1.	Variables fisicoquímicas y nutrientes	23
3.1.2.	Estado trófico.....	34
3.1.3.	Comunidades de microalgas fitoplanctónicas	35
3.1.4.	Análisis de diversidad.....	57
3.2	DISCUSIÓN	66
3.2.1.	Variables fisicoquímicas y nutrientes	66
3.2.1.1.	Variables fisicoquímicas	66
3.2.1.2.	Nutrientes	66
3.2.2.	Estado trófico.....	69
3.2.3.	Comunidades de microalgas fitoplanctónicas	73
3.2.4.	Perspectivas y riesgo potencial de los cuerpos de agua eutrofizados en Yucatán 78	
CONCLUSIONES		82
BIBLIOGRAFÍA		84

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Características de cuerpos de agua lenticos de acuerdo a su estado trófico	5
Tabla 2. Riqueza de microalgas fitoplanctónicas en diferentes cuerpos de agua de Yucatán	6
Tabla 3. Estado trófico, concertación de clorofila <i>a</i> y abundancias de los principales grupos de microalgas fitoplanctónicas en cuerpos de agua de Yucatán.....	9
Tabla 4. Sitios de muestreo.....	14
Tabla 5. Resumen de muestras	17
Tabla 6. Categorías de estado trófico con base en el TSI de Carlson (1977), propuesto por Kratzer y Brezonik (1981).....	21
Tabla 7. Variables fisicoquímicas medidas en los diferentes cuerpos de agua durante el periodo de muestreo.....	25
Tabla 8. Concentración de NT y fracciones de N_{org} y NID medidas en los diferentes cuerpos de agua durante el periodo de muestreo	29
Tabla 9. Concentración de PT y fracciones de P_{org} y PRS medidas en los diferentes cuerpos de agua durante el periodo de muestreo	33
Tabla 10. Índice de estado trófico (TSI) calculado con la concentración de clorofila <i>a</i>	34
Tabla 11. Índice de estado trófico (TSI) de acuerdo con el fósforo total	35
Tabla 12. Riqueza taxonómica de microalgas fitoplanctónicas para los cuerpos de agua muestreados	36
Tabla 13. Abundancias globales de las microalgas fitoplanctónicas estimadas en los cuerpos de agua muestreados	43
Tabla 14. Resumen de las abundancias totales por grupo taxonómico	48
Tabla 15. Abundancia absoluta y relativa de las especies fitoplanctónicas con mayor representación en los cuerpos de agua durante los meses muestreados	51
Tabla 16. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y Pielou calculados para los cuerpos de agua durante los meses muestreados	57
Tabla 17. ANOSIM global (diagonal superior) y esquematización del SIMPER con las especies que más contribuyeron entre sitios (diagonal inferior).....	65

Tabla 18. Propuesta de niveles de riesgo de acuerdo con límites de abundancias y concentración de clorofila a en reservorios con extracción para uso potable. Modificado de Izydorczyk *et al.* (2009) 79

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Mapa general del área de estudio con las zonas muestreadas dentro de diferentes municipios.....	13
Figura 2. Cuerpos de agua estudiados en este trabajo. A-B: Zona A en Dzilám de Bravo, A. San Miguel (SM), B. Kan Há (KH); C-E: Zona B en Buctzotz, C. Los Almendros I (ALI), D. Los Almendros II (ALII), E. Chun Kopó (CK); F-H: Zona C en Izamal, F. Kaxek I (KXI), G. Kaxek II (KXII), H. Pop (PP); I-K: Zona D en Kinchil, I. Área de Conservación Kekén I (ACKI), J. Área de Conservación Kekén II (ACKII), K. Área de Conservación Kekén III (ACKIII)	16
Figura 3. Conductividad eléctrica promedio (\pm EE)	23
Figura 4. Temperatura del agua promedio (\pm EE).....	24
Figura 5. Concentraciones promedio (\pm EE) de Nitrógeno total (NT).....	26
Figura 6. Concentraciones promedio de NT fraccionadas, y N_{org} y NID promedio (\pm EE). 27	
Figura 7. Concentración promedio (\pm EE) de fósforo total (PT)	30
Figura 8. Concentraciones promedio de PT fraccionadas, y P_{org} y PRS promedio (\pm EE) ..	31
Figura 9. Concentración de clorofila a promedio (\pm EE)	36
Figura 10. SM (A-D): A. <i>Scenedesmus opolinesis</i> var. <i>mononensis</i> , B. <i>Scenedesmus acutus</i> , C. <i>Rhoicosphenia</i> sp., D. <i>Coelastrum microporum</i> . KH (E-F): E. <i>Microcystis aeruginosa</i> , F. <i>Scenedesmus acuminatus</i>	38
Figura 11. ALI (A-B): A. <i>Microcystis flosaquae</i> , B. <i>M. cf. aeruginosa</i> y <i>Pseudanabaena voronichinii</i> . ALII (C-D): C. <i>Raphidiopsis curvispora</i> , D. <i>Monoraphidium</i> sp. CK (E-F): E. <i>Oscillatoria</i> sp. y <i>Tetraselmis</i> sp. y F. <i>Dictyosphaerium</i> sp.....	39
Figura 12. KXI (A-C): A. <i>Eucapsis cf. paralelepipedon</i> , B. <i>Chlorotetraedron cf. incus</i> , C. <i>Kirchneriella lunaris</i> . KXII (D): D. <i>Limnothrix</i> sp. P (E-G): E. <i>Pseudanabaena</i> sp., F. <i>Romeria</i> sp., G. <i>Tetraedron triangulare</i>	40
Figura 13. ACKI (A-C): A. <i>Scenedesmus brevispina</i> , B. <i>Microcystis wesenbergii</i> , C. <i>Peridiniopsis</i> sp. ACKII (D-F): D. <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> , E. <i>Nitzschia amphibia</i> , F. <i>M. flosaquae</i> . ACKIII (G-I). G. <i>Raphidiopsis africana</i> , H. <i>Chroococcus major</i> , I. <i>Merismopedia tranquilla</i>	41
Figura 14. Abundancia total promedio (\pm EE) de las microalgas fitoplanctónicas.....	42

Figura 15. Abundancia total promedio por grupos taxonómicos. A. Cyanobacteria. B. Chlorophyta. C. Bacillariophyta. D. Miozoa. E. Cryptophyta. F. Otros grupos (Charophyta, Ochrophyta, Euglenozoa y flagelados fotosintéticos)	44
Figura 16. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona A	45
Figura 17. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona B	46
Figura 18. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona C	47
Figura 19. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona D	47
Figura 20. Especies con mayor representación en SM (A-E): A. <i>Coelastrum microporum</i> , B. <i>Cyclotella meneghiniana</i> , C. <i>Quadrigula</i> sp. D. <i>Microcystis</i> cf. <i>smithii</i> , E. <i>Microcystis</i> sp. 1. Especie con mayor representación en KH (F): F. <i>M. aeruginosa</i>	53
Figura 21. Especies con mayor representación en ALI (A): A. <i>M. flosaquae</i> . Especies con mayor representación en ALII (B-D): B. <i>Raphidiopsis cuspidis</i> , C. <i>Synechococcus</i> sp. D. <i>Microcystis</i> sp. 2. Especies con mayor representación en CK (E-H): E. <i>Dictyopshaerium ehrenbergianum</i> , F. Chlorococcales, G. Flagelado fotosintético, H. <i>Raphidiopsis</i> sp.	54
Figura 22. Especies con mayor representación en KXI (A-C): A. <i>Eucapsis parallelepipedon</i> , B. <i>Crucigenia tetrapedia</i> , C. <i>M. wesenbergii</i> . Especies con mayor representación en KXII (D): D. <i>Pseudanabaena galeata</i> . Especies con mayor representación en PP (E-F): E. <i>Pseudanabaena</i> sp. 1, F. <i>M. aeruginosa</i>	55
Figura 23. Especies con mayor representación en ACK (A-E): A. <i>M. wesenbergii</i> , B. <i>R. africana</i> , C. <i>Monoraphidium irregulare</i> , D. <i>Pseudanabaena</i> sp. 2, E. <i>M. flosaquae</i>	56
Figura 24. Valores promedio de los índices de H' y J' para los cuerpos de agua considerando todo el muestreo	57
Figura 25. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona A	58
Figura 26. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona B	59
Figura 27. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona C	60
Figura 28. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona D	62
Figura 29. Análisis de similitud (Bray Curtis) para todos los cuerpos de agua durante los diferentes periodos de muestreo	63

Figura 30. Relación entre la clofófila *a* (Chl *a*) y el disco de Secchi (SD) en los cuerpos de agua de este trabajo..... 72

Figura 31. Relación de la riqueza, H' y J' con las condiciones tróficas (TSI Chl *a*) de los diferentes muestreos 73

RESUMEN

En el estado de Yucatán se localizan municipios con una alta actividad agropecuaria que genera desechos nitrogenados y fosfatados que, por medio de la infiltración y escurrimiento, son vertidos al acuífero, contaminándolo por nutrientes y promoviendo la eutrofización de los cenotes, aguadas y sascaberas, que son los ecosistemas de agua dulce de la región. En estas condiciones, la comunidad fitoplanctónica es generalmente dominada por las cianobacterias. La dinámica de esta comunidad en ambientes eutrofizados es poco conocida en los cuerpos de agua de la región. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue caracterizar la variación temporal y espacial de la comunidad fitoplanctónica en once cuerpos de agua eutrofizados de Yucatán para ampliar el conocimiento sobre este fenómeno. Se realizaron muestreos en noviembre de 2021, y en enero, marzo, junio y agosto de 2022. Las variables medidas en cada muestreo fueron la conductividad eléctrica, temperatura, y concentración de nitrógeno total (NT), nitrógeno orgánico (N_{org}) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID), así como de fósforo total (PT), fósforo orgánico (P_{org}) y fósforo reactivo soluble (PRS). Asimismo, se midió la concentración de clorofila *a* (Chl *a*) y se cuantificó la abundancia de los diferentes grupos de microalgas mediante el método Ütermohl y se organizó en principales filos taxonómicos y especies dominantes. Se encontró que los indicadores de eutrofización como la Chl *a* fue de 9.8 a 397.4 $\mu\text{g/L}$ y el PT fue de 1.1 a 38.7 relacionados con cuerpos de aguas mesotróficos a hipereutróficos, donde se detectaron concentraciones de N_{org} y P_{org} de hasta 398.4 $\mu\text{mol/L}$ y 19.3 $\mu\text{mol/L}$, respectivamente. La abundancia celular total en las diferentes localidades va de las 2.5×10^7 a 6.3×10^9 cél/L. Las cianobacterias fueron el grupo que dominó la comunidad fitoplanctónica durante todo el año en siete cuerpos de agua, existiendo algunos cambios a nivel de especie en su composición; además, estos organismos dominaron durante la época de lluvias en todos los casos. Otros grupos abundantes fueron las algas verdes y las diatomeas. Las criptofitas, dinoflagelados y ocrofitas se presentaron en menor abundancia. *Microcystis* spp., *Pseudanabaena* spp. y *Raphidiopsis africana*, especies potencialmente productoras de toxinas, presentaron abundancias altas no reportadas con anterioridad, por lo que constituyen un riesgo potencial a la salud pública.

ABSTRACT

In the state of Yucatan, there are municipalities with high agricultural and livestock activity, which generate nitrogen and phosphate waste that is discharged into the aquifer through infiltration and runoff, contaminating it with nutrients and promoting eutrophication of the freshwater ecosystems in the region, such as cenotes, aguadas, and sascaberas. Under these conditions, the phytoplankton community is dominated by cyanobacteria. There is scarce information about the phytoplankton community in eutrophic freshwater ecosystems of the region. Therefore, the aim of this study was to characterize the temporal and spatial variation of the phytoplankton community in eleven eutrophicated water bodies in Yucatán to expand knowledge about this phenomenon. Sampling was carried out in November 2021, January, March, June, and August 2022. Variables measured in each sampling included electrical conductivity, temperature, and concentrations of total nitrogen (TN), organic nitrogen (DON), and dissolved inorganic nitrogen (DIN), as well as total phosphorus (TP), organic phosphorus (DOP), and soluble reactive phosphorus (SRP). Additionally, chlorophyll *a* (Chl *a*) concentration was measured, and the abundance of different groups of microalgae was quantified using the Ütermöhl method, organized into main taxonomic phyla and dominant species. Eutrophication indicators ranged from 9.8 to 397.4 µg/L in Chl *a* and from 1.1 to 38.7 in TP, indicating mesotrophic to hypereutrophic water bodies, with detected concentrations of DON and DOP reaching up to 398.4 µmol/L and 19.3 µmol/L, respectively. Total cellular abundance in different locations ranged from 2.5×10^7 a 6.3×10^9 cells/L. Cyanobacteria dominated the phytoplankton community throughout the year in seven water bodies, with some species composition changes; furthermore, these organisms were dominant during the rainy season in all cases. Other abundant groups included green algae and diatoms. Cryptophytes, dinoflagellates, and ochrophytes were present in lower abundance. *Microcystis* spp., *Pseudanabaena* spp., and *Raphidiopsis africana*, potentially toxin-producing species, showed previously unreported high abundances, representing a potential risk to public health.

INTRODUCCIÓN

La Península de Yucatán es una región que presenta un terreno calcáreo (también llamado cárstico), debido a que está constituido por roca caliza. Ésta es altamente permeable y permite que el agua de las precipitaciones se infiltre hasta el acuífero a través de sus poros (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). En su paisaje es posible encontrar huecos de disolución, siendo los cenotes, aguadas y grutas las principales formaciones resultado de este proceso (Schmitter-Soto *et al.*, 2002a). Por otra parte, existe en la región el caso de las sascaberas, las cuales son minas de extracción de material pétreo que, tras la ruptura artificial del techo del acuífero, el depósito se llena de agua y éstos se abandonan. Posteriormente son rehabilitados como parques o áreas de protección (López-Adrián y Barrientos-Medina, 2005b; Brady y Layco, 2018). Aunque muchos cuerpos de agua en la región son considerados como una manifestación abierta del acuífero, también pueden ser estudiados como ecosistemas, ya que albergan una biota estructurada en niveles tróficos que permite el flujo de energía y son parte de los ciclos biogeoquímicos a nivel regional. Además, brindan una variedad de servicios ecosistémicos de soporte, regulación, suministro y culturales (López, 2017).

Por su naturaleza calcárea, estos cuerpos de agua son vulnerables a la contaminación, la cual propicia la concentración de muchas sustancias orgánicas e inorgánicas con efectos potencialmente nocivos. Con la expansión de la superficie destinada a las actividades agropecuarias en el estado de Yucatán, han aumentado los compuestos nitrogenados y fosfatados, provenientes de los lixiviados de fertilizantes, aguas residuales y materia orgánica (García-Gil *et al.*, 2013; Cupul *et al.*, 2021). Lo anterior constituye un tema preocupante en la región pues potencia la eutrofización cultural, como resultado del enriquecimiento de nitrógeno y fósforo en los cuerpos de agua inducido por la actividad humana (Richardson y Jørgensen, 1996; García y Miranda, 2018). Este problema se agrava en el anillo de cenotes, pues, de acuerdo con Bauer-Gottwein *et al.* (2011) y Perry *et al.* (1995), es una zona con alta conductividad hidráulica, lo que podría implicar que la contaminación por nutrientes pudiese alcanzar a varios cuerpos de agua por medio de los flujos subterráneos.

Cuando el enriquecimiento con nutrientes comienza, las microalgas suelen presentar una respuesta rápida ante la modificación de su entorno y se incrementa su biomasa (de aquí gran parte del incremento del carbono orgánico), alterando la estructura de las comunidades fitoplanctónicas (Vázquez *et al.*, 2006). Si el enriquecimiento es continuo, el estado trófico del sistema aumenta

hasta alcanzar niveles importantes de eutrofización con consecuencias como hipoxia y pérdida de biodiversidad al presentarse cambios en la abundancia y composición taxonómica de los principales grupos del fitoplancton de agua dulce. En la gran mayoría de los reportes sobre cuerpos de agua eutrofizados, se ha visto que las cianobacterias pueden dominar la comunidad, ya que presentan ventajas competitivas en la absorción de diferentes formas de nutrientes (tanto orgánicos como inorgánicos) sobre otros filos, impidiendo su desarrollo y como consecuencia se presenta poca variación en la composición de la comunidad fitoplanctónica (Smith *et al.*, 1999). Además, factores ambientales como temperaturas elevadas, cambios en los niveles de salinidad, acidificación, baja preferencia en herbivoría por el zooplancton, y cambios en la estratificación pueden no ser significativos para propiciar cambios en la comunidad, o bien, fomentan su permanencia y crecimiento (Paerl y Paul, 2012).

Cuando las condiciones de eutrofización son prolongadas, los florecimientos algales nocivos (abreviados como FAN) de cianobacterias pueden permanecer por largo tiempo. Algunas especies de los géneros *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* y *Anabaena*, entre otros, tienen la capacidad de producir cianotoxinas que pueden impactar negativamente a la salud animal y humana (Cronberg y Annadotter, 2006; O'Neil *et al.*, 2012; Cagle *et al.*, 2021). Esto último amerita ser atendido en la Península de Yucatán, ya que hasta la fecha se han reportado 373 especies de cianobacterias, incluidas especies pertenecientes a los géneros mencionados anteriormente en los cuerpos de agua de la zona (Arana-Ravell *et al.*, 2022).

Aunque en Yucatán se han realizado estudios enfocados en conocer la diversidad, la composición y la abundancia del fitoplancton (López-Adrián y Barrientos-Medina, 2005a; López-Adrián y Novelo, 2017; Sánchez *et al.*, 2002), éstos carecen de continuidad y, por lo tanto, no se conocen los cambios de la comunidad fitoplanctónica en respuesta a los factores ambientales que varían estacionalmente como la temperatura, la conductividad o el nivel de irradiancia. En la temporada de secas éstas variables son más altas en comparación con la temporada de lluvias, ya que sus valores disminuyen cuando existe precipitación y los vientos se intensifican. Durante secas, la irradiancia aumenta y la temperatura superficial del agua se eleva, causando que aumente la evaporación, con un consecuente aumento de la conductividad. En contraste, durante lluvias hay un mayor flujo de agua, la conductividad disminuye y la temperatura aumenta. Conforme las lluvias disminuyen a finales del año y la temporada con temperaturas más bajas se acerca (nombrada como

nortes), los fuertes vientos fríos disminuyen la temperatura de la capa superficial y mezclan la columna de agua (Schmitter-Soto *et al.*, 2002b; Cervantes-Martínez *et al.*, 2009; Arcega-Cabrera *et al.*, 2014).

Estas diferencias estacionales en los parámetros hidrológicos pueden tener efectos importantes en la estructura de la comunidad de fitoplancton, ya sea modificando su composición taxonómica, o su abundancia (Villafañe *et al.*, 2015), principalmente en cuerpos de agua oligotróficos o mesotróficos. Sin embargo, si los cenotes, aguadas y sascaberas de agua de Yucatán se encuentran eutrofizados, los cambios en la comunidad fitoplanctónica y su diversidad pueden ser menores tal y como se han reportado otros cuerpos de agua localizados en zonas diferentes al de la Península, como el caso de Zimapán, Hidalgo (Bravo-Inclán *et al.*, 2008) o el Lago Tezozomoc, Ciudad de México (Oliva-Martínez *et al.*, 2008).

Por otro lado, son muy pocas las investigaciones que relacionan a la comunidad fitoplanctónica con el estado trófico de los cuerpos de agua en Yucatán. Debido a esto, el estudio de la composición taxonómica y la abundancia de las comunidades de fitoplancton en ambientes eutrofizados, como algunos cenotes de la zona noreste del mismo estado, constituye el punto de partida para futuros trabajos. La información servirá para establecer un adecuado manejo y gestión de estos cuerpos hídricos, así como la adopción de medidas de prevención ante los efectos de los FAN, en particular si se hace uso de esta agua. Por lo anterior, este trabajo tiene como objetivo el determinar las variaciones espaciotemporales de la estructura de las comunidades de microalgas fitoplanctónicas presentes en cuerpos de agua eutrofizados del estado de Yucatán durante un año.

CAPÍTULO 1

ANTECEDENTES

1.1. Eutrofización en cuerpos de agua de Yucatán

Los principales reservorios de agua dulce de origen natural que se encuentran en Yucatán son resultado de depresiones de suelo cárstico, que dan lugar a cenotes, lagunas y aguadas (Herrera y Heredia, 2017) y por otro lado las sascaberas, que son reservorios artificiales (López-Adrián y Barrientos-Medina, 2005b). El balance hídrico de estos cuerpos ocurre por las precipitaciones y esto es importante ya que el agua se infiltra a través del suelo, o bien, se escurre de forma superficial hacia estas aberturas. Lo anterior hace que los cuerpos de agua de la región sean propensos a presentar casi cualquier agente químico disuelto en el agua (Aguilar-Duarte *et al.*, 2016).

La actividad antropogénica se ha incrementado durante los últimos años, lo que impacta a los recursos hídricos de la región. El crecimiento poblacional, la actividad turística y la producción agropecuaria traen consigo impactos a estos cuerpos de agua, principalmente por los altos niveles de nutrientes que son acarreados por la actividad circundante (Pacheco y Cabrera, 1997).

Uno de los sitios que más ha preocupado en la península es la zona noreste del estado de Yucatán, en donde las actividades predominantes son la agricultura y la ganadería (García Gil *et al.*, 2013), principalmente en los municipios con más producción, que son Tizimín, Panabá y Buctzotz (INEGI, 1992). La amenaza al acuífero por estas actividades recae en que la agricultura extensiva por lo general suele utilizar agroquímicos, donde los fertilizantes son una fuente que aporta significativamente nitrógeno a los cuerpos de agua (Pacheco y Cabrera, 1996) y en la ganadería, las aguas residuales y los desechos derivados del manejo de los animales de producción, al no ser tratadas de manera adecuada (o simplemente no ser tratadas), pueden ocasionar contaminación al acuífero por nutrientes (Eastmond y García, 2010). Lo anterior se ha reflejado en una reducción drástica en la calidad del agua para esta porción de Yucatán, al detectarse concentraciones altas de nitrógeno y otros componentes en muestras de agua de pozos (SEDUMA, 2012; Cupul *et al.*, 2021), lo que podría indicar una potencial causa para que los cenotes y aguadas de la zona se eutroficen. Finalmente, es importante mencionar que las actividades agropecuarias no son exclusivas de la zona norte del estado, pues en todo el territorio yucateco se distribuyen granjas y zonas de cultivo que podrían afectar potencialmente a estos cuerpos de agua (INEGI, 1992; INEGI 2017).

Aunque Schmitter-Soto y colaboradores (2002b) señalan que en la península existe un bajo porcentaje de cenotes eutróficos, es necesario realizar estudios actualizados en zonas en donde la actividad antropogénica se ha incrementado. Además, es fundamental evaluar la relación entre el enriquecimiento de nutrientes y la estructura de la comunidad de microalgas y otras variables asociadas a estos cuerpos de agua, para entender mejor el impacto de la eutrofización en estos sistemas y en otros relacionados como las aguadas y sascaberas. La tabla 1 presenta un resumen de las características asociadas a diferentes estados tróficos para cuerpos de agua lénticos, incluyendo datos de clorofila y abundancia de fitoplancton para Yucatán.

Tabla 1. Características de cuerpos de agua lénticos de acuerdo a su estado trófico.

Parámetros	Estado trófico		
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
PT (µg/l)	4–10	10–35	35–100
PRS (µg/l)	<2	2–5	5–100
NID (µg/l)	<10	10–30	30–100
Clorofila <i>a</i> en superficie (µg/l)	1–2.5	2.5–8	8–25
En PY*	0.03–0.4	3–8	8.3–48.9
Abundancia de fitoplancton en PY*	1.2x10 ² –1.2x10 ⁵	~1.1x10 ⁴	4.8x10 ⁸ –9.6x10 ⁹
Grupos microalgales dominantes	Cianobacterias coloniales, criptofitas, diatomeas. Especies picoplanctónicas.	Diatomeas, crisofitas, aumenta la abundancia de algas verdes y cianobacterias filamentosas	Abundancia de diatomeas y algas verdes es similar y compiten. Las cianobacterias aumentan densidad.

Modificado de Bellinger y Sigeo (2010). *Ref. PY: Moscoso Alejo (2019); Irola-Sansores *et al.* (2013); López-Adrián y Herrera-Silveira (1994); Torres-Talamante *et al.* (2011); Villafañe *et al.* (2015).

1.2. Estudios sobre microalgas planctónicas y su relación con aspectos ambientales en cuerpos de agua de Yucatán.

Muchos de los trabajos sobre microalgas de ecosistemas de agua dulce de Yucatán se han enfocado en la realización de inventarios que han permitido estimar una diversidad aproximada de 753 especies (Novelo y Tavera, 2022). Particularmente de la comunidad fitoplanctónica, Oliva-Martínez *et al.* (2014) estiman 205 especies para los tres estados de la región.

La diversidad de estos organismos en Yucatán es relativamente desconocida, habiendo pocos estudios sobre este tópico (López-Adrián *et al.*, 2017; Osorio, 2003; López-Adrián y Barrientos-Medina, 2017b; Catzim Cruz, 2009). Se ha reportado una mayor riqueza de diatomeas, seguido de algas verdes y cianobacterias. Es necesario recalcar que dos de estos trabajos han sido específicos para algas verdes (Osorio, 2003) y cianobacterias (Catzim Cruz, 2009) (Tabla 2).

Tabla 2. Riqueza de microalgas fitoplanctónicas en diferentes cuerpos de agua de Yucatán.

Municipio	Cenotes	Año	Riqueza									
			Total	Cy	Ba	Chl	Di	Eu	Cha	Oc	Cr	Ref
Tizimín	Kikil	1993	25	4	13	6	1			2		A
	Santa Isabel	1998				4						B
Buctzotz	Homozatz	1998				21						B
	Buenavista	1998				5						B
	Nohulú	1998				14						B
Dzilám de Bravo	Elepetén	2005-2007	22	4	10	4	2	1	1			C
		2007-2008		5								D
	Chumuché	2005-2007	15	4	9	2						C
		2007-2008		5								D
Homún	Kikal	2005-2007	25	3	17	3	1		1			C
Mérida	Xlakah	2005-2007	27	6	15	6						C
	Xcaamal	2003-2005			19							E
	Cholul	2003-2005			2							E
Kopomá	Chen-Ha	1994	24	5	13	5		1				F
Chapab	Sacalum	1994	6	2	2	2						F
Abalá	Abalá	1994	8	3	1	3			1			F
Huhí	Ixin-há	1994	3	2		1						F
Yaxcabá	Xtojil	1994	88			34						G
Tulum*	Nohoch Hol		11	2	6	3						H
		2007-2008	67	22	28	7	6	2			2	I

Notas: Cy= Cyanobacteria, Ba= Bacillariophyta, Chl= Chlorophyta, Di= Dinoflagellata, Eu= Euglenozoa, Cha= Charophyta, Oc= Ochrophyta, Cr= Cryptomonas. **Ref.:** A) López-Adrián *et al.* (2017); B) Osorio (2003); C) López-Adrián y Barrientos-Medina (2017b); D) Catzim Cruz (2009); E) Tavera *et al.* (2013); F) López-Adrián y Barrientos-Medina (2005a); G) López-Adrián y Herrera-Silveira (1994); H) Torres-Talamante *et al.* (2011); I) Nava-Ruiz y Valadez (2012). *Sitios en Quintana Roo. **Sistema lagunar de agua dulce.

Asimismo, son pocos los trabajos que contemplan el efecto de las lluvias, secas y nortes, y su relación con la concentración de nutrientes, de variables ambientales y del estado trófico.

En un estudio realizado mensualmente durante un año con el propósito de conocer la diversidad de la comunidad planctónica en el cenote abierto de Xtojil, Yaxcabá, se observó que la mayor diversidad de microalgas fitoplanctónicas correspondió a la temporada de secas y a medida que las precipitaciones incrementan, la diversidad disminuyó gradualmente. También se observó que los índices de la diversidad de la comunidad indican una tendencia a la eutrofización. Además, durante secas hubo un florecimiento de la diatomea *Synedra ulna* (López-Adrián y Herrera-Silveira, 1994).

En un muestreo hecho por López-Adrián y Barrientos-Medina (2005a), en doce cuerpos de agua de los diferentes estados de la península (entre cenotes y aguadas) durante la época de lluvias se obtuvo una riqueza de 98 especies de microalgas. En esta temporada, los grupos con mayor riqueza en los sitios de estudio fueron las diatomeas.

López-Adrián y colaboradores (2009) compararon la riqueza y distribución de las cianobacterias en dos zonas de Yucatán con diferentes temperaturas promedio y reportaron la presencia común de *Chroococcus turgidus*, *Microcystis aeruginosa* y *Oscillatoria* sp. y discuten que estas son especies con amplia tolerancia ambiental.

En el trabajo de Irola-Sansores y colaboradores (2013) realizado en cenotes oligotróficos, se reporta la presencia de especies picoplanctónicas (regularmente especies cocales de tallas menores a 2.5 μm), seguido de diatomeas y especies de flagelados fotosintéticos.

En su estudio de la ficoflora de cianobacterias en cenotes y sascaberas de Mérida, Tavera y colaboradores (2013), señalaron la presencia de algunas especies comunes para ambientes eutrofizados, que son *Aphanocapsa incerta*, *Aphanothece stagnina*, *Geitlerinema unigranulatum*.

Villafañe y colaboradores (2015) reportaron la dominancia en riqueza de cianobacterias y una dominancia en biomasa de diatomeas y criptofitas en la comunidad fitoplanctónica de dos cenotes mesotróficos. Aunque el análisis sólo contempló un ciclo diurno, los autores mencionaron que los aumentos en la radiación solar y la temperatura podrían fomentar los florecimientos algales nocivos.

López-Adrián y Barrientos-Medina (2017a), reportaron una riqueza de 75 especies entre varios cuerpos de agua en un estudio enfocado en conocer la composición, riqueza y distribución de ciertas especies de cianobacterias planctónicas respecto a las variaciones de pH, oxígeno disuelto, salinidad, conductividad eléctrica y temperatura.

Por otro lado, en el trabajo de Moscoso Alejo (2019), se mencionan algunos cenotes de la zona noreste de Yucatán y reporta que la comunidad de cianobacterias fue la que dominó en cenotes que resultaron eutróficos, de acuerdo con sus análisis. Se menciona la presencia de especies de importante interés y riesgo ecológico de los géneros *Microcystis* y *Anabaena*.

Finalmente, la abundancia del fitoplancton es de suma relevancia para establecer relaciones funcionales con el estado trófico de los cenotes, aguadas y sascaberas. Como se ha comentado, las mayores abundancias en cuerpos de agua eutróficos de la región (puntualmente cenotes) son de cianobacterias (Moscoso Alejo, 2019). En la Tabla 3 se presentan las abundancias de microalgas reportadas en cuerpos de agua de la región eutrofizados e hipereutrofizados, donde la densidad celular es elevada y la comunidad de cianobacterias es dominante. También se presentan datos de abundancias de otros cuerpos de agua cuyo estado trófico es diferente.

Tabla 3. Estado trófico, concertación de clorofila a y abundancias de los principales grupos de microalgas fitoplanctónicas en cuerpos de agua de Yucatán.

Municipio	Cenote	Temporada	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	Estado trófico	Densidad celular (cel/L)	Abundancia relativa (%)						
						Cy	Ba	Chl	Cry	Pico	Fla	Ref
Dzilám de Bravo	Santa María	Nortes	13.87	Eutrófico	4.81×10^8	78.37	1.01	20.25	0.38			A
		Secas	8.3	Eutrófico	5.35×10^8	83.87	0.9	15.23	0			A
		Lluvias	38.91	Hipereutrófico	2.76×10^9	98.36	0.41	0.65	0.59			A
	Buena Esperanza	Nortes	8.19	Eutrófico	1.09×10^9	56.3	4.65	33.11	5.94			A
		Secas	8.97	Eutrófico	2.38×10^9	51.3	29.69	7.84	11.17			A
		Lluvias	48.39	Hipereutrófico	9.62×10^9	73.11	4.73	15.27	6.9			A
	X-Labón Subín	Nortes	2.44									A
			Oligotrófico	3.34×10^9	10.65	5.63	61.08	22.64				
X-Labón Subín 2	Nortes	23.17									A	
				Eutrófico	7.89×10^9	86.38	0	0	13.62			
Tizimín	Kikil	Lluvias	13.45	Eutrófico								B
		Secas	1.7	Oligotrófico								B
Sucilá	Sucilá	Lluvias	0.56	Oligotrófico								B
		Secas	1.7	Oligotrófico								B
Tunkas	Mumutdzonot	Nortes	0.035	Ultraoligotrófico	2.96×10^3	0.13	97.99	1.21	0.67			A
		Lluvias	0.178	Ultraoligotrófico	2.80×10^2	1.46	22.31	76.23	0			A
		Secas	0.144	Ultraoligotrófico	2.70×10^3	0	20.76	79.08	0.17			A
		Lluvias	0.33	Oligotrófico	1.33×10^4		0.15			99.24	0.61	C
	Lukunchán	Nortes	0.394	Ultraoligotrófico	4.05×10^2	0.39	55.66	26.89	17.06			A
		Lluvias	7.919	Mesotrófico	5.13×10^4	1.99	29.61	15.68	52.72			A
		Secas	1.2	Oligotrófico	2.33×10^8	0.22	31.46	1.71	66.62			A
Espita	X-Azul	Nortes	1.607	Oligotrófico	2.11×10^4	18.08	29.38	24.19	28.35			A
		Lluvias	2.429	Oligotrófico	4.76×10^7	17.45	22.22	28.76	31.59			A
		Secas	2.468	Oligotrófico	1.04×10^5	18.14	18.71	36.75	26.4			A
Cenotillo	Ucil	Nortes	0.035	Ultraoligotrófico	1.21×10^3	0	100	0	0			A

		Lluvias	0.08	Ultraoligotrófico	4.40x10 ²	0	100	0	0	A
		Secas	0.033	Ultraoligotrófico	1.20x10 ²	2.57	58.5	38.86	0.07	A
Tecoh	Nohmozón	Lluvias	0.4	Oligotrófico	3.02x10 ⁵		0.01		99.99	C
	Calcuch	Lluvias	0.03	Oligotrófico	4.14x10 ⁵	0.02	0.007		99.96	C
Yaxcabá	Xtogil	Anual			1.9x10 ⁴ a 1x10 ⁷	5.3	79	13.2	1.3	D
Tulum*	Nohoch Hol	Nortes		Oligotrófico	2.19x10 ⁴	0.2	3.8	96		E
Puerto	Leona Vicario	Nortes	3	Mesotrófico		62				F
Morelos*	La Mojarra	Nortes	9.4	Mesotrófico		92				F

Notas: Cy= Cyanobacteria, Ba= Bacillariophyta, Chl= Chlorophyta, Cry=, Cr= Cryptophyta, Pico= Picoplancton (células < 2.5 µm), Fla= Organismos flagelados. **Ref.:** A) Moscoso Alejo (2019); B) Carrillo Jovel (2019); C) Irola-Sansores *et al.* (2013); D) López-Adrián y Herrera-Silveira (1994); E) Torres-Talamante *et al.* (2011), F) Villafañe *et al.* (2015). *Sitios en Quintana Roo.

JUSTIFICACIÓN

Existen trabajos que describen la diversidad de las microalgas fitoplanctónicas y su variación espacio-temporal en los cuerpos de agua de la Península de Yucatán, pero han sido pocos los que se orienten en comprender los cambios de esta comunidad (a nivel de filos y especies) en ambientes eutrofizados.

Por lo tanto, comprender la composición de microalgas en los cuerpos de agua eutrofizados de Yucatán constituye un punto de partida para futuros trabajos relacionados con el conocimiento y prevención de potenciales florecimientos algales nocivos producidos por grupos como las cianobacterias, tema que le concierne a la población que hace uso del recurso hídrico en la zona con fines de abasto doméstico y agropecuarios.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Cómo varía la composición taxonómica y la abundancia de las microalgas en cuerpos de agua eutrofizados de Yucatán durante un ciclo anual?
2. ¿Qué especies de microalgas dominan la comunidad fitoplactónica?

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar la variación de la estructura de las comunidades de microalgas fitoplanctónicas presentes en cuerpos de agua eutrofizados de Yucatán durante un ciclo anual.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Describir la composición taxonómica de las comunidades de microalgas fitoplanctónicas en un ciclo anual.
2. Cuantificar la abundancia de los principales grupos microalgales presentes a nivel de filos y especies.
3. Caracterizar las condiciones ambientales y la concentración de nutrientes durante el período de muestreo que puedan estar relacionadas con la abundancia de las microalgas.

HIPÓTESIS

Las cianobacterias serán el grupo de microalgas dominantes en los cuerpos de agua eutrofizados de Yucatán y su composición taxonómica y abundancia no variarán durante un ciclo anual.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Yucatán, México, se sitúa entre los 90° 24' y 87° 32' O y 19° 34' y 21° 37' N y es uno de los tres que conforman la porción mexicana de la Península de Yucatán. Dentro de su territorio no existen cuerpos de agua superficiales como lagos o ríos, pero contiene un gran número de ecosistemas categorizados como lénticos, que son conocidos en la región como cenotes y aguadas, que, junto al acuífero, forman parte fundamental del abastecimiento de agua en la región.

Yucatán presenta municipios con alta producción agropecuaria como los localizados en el noreste del estado como Tizimín, Panabá y Buctzotz, al igual que otros distribuidos en diferentes partes como Dzilám González, Sucilá, Cenotillo, Izamal, entre otros (INEGI, 1992; INEGI, 2017).

El muestreo se llevó a cabo en cenotes, aguadas y sascaberas de varios puntos de Yucatán que presentaron un estado trófico eutrófico o hipereutrófico al menos una vez al año. Dichos cuerpos se incluyeron en diferentes municipios del estado y se enumeraron por zonas (A, B, C y D). La mayoría estuvo cerca de ranchos, salvo la última zona que se encontraba en un área de conservación.

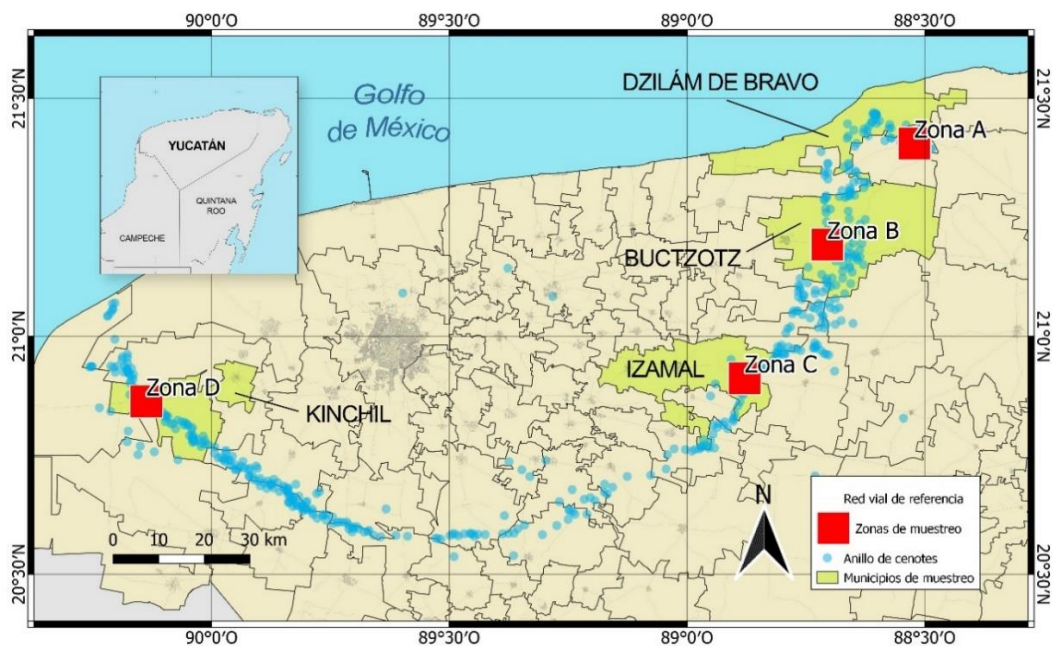


Figura 1. Mapa general del área de estudio con las zonas muestradas dentro de diferentes municipios.

El clima de la zona de estudio es cálido sub-húmedo con lluvias en verano y una temperatura anual promedio de 24 a 28 °C. La precipitación promedio es de entre 1,200 a 1,500 mm anuales, con un elevado porcentaje de lluvias en la época de nortes (Flores y Espejel, 1994; Orellana *et al.*, 2010).

Debido a las actividades agropecuarias practicadas en estas zonas, la vegetación nativa ha sufrido perturbación, por lo que es común encontrar como predominante a la vegetación secundaria compuesta por herbáceas que componen a los pastizales para el consumo de ganado y algunos parches de selva baja con especies como el Guarumbo (*Cecropia peltata*), Ceibo (*Ceiba pentandra*), Pixoy (*Guazuma ulmifolia*), el Tsalam (*Lysiloma latisiliquum*), entre otros (Narváez Díaz, 2001).

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Estrategia de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en cenotes, aguadas y sascaberas eutrofizadas o hipereutrofizadas presentes en distintos puntos del estado de Yucatán. Se muestrearon cuerpos de agua asociados a ranchos o zonas con alta producción agropecuaria a excepción de PP (zona C) y todos los cuerpos de agua de la zona D. La información general de los cuerpos de agua, los códigos con los que serán referenciados a través de este trabajo, así como su ubicación se señala en la tabla 4.

Tabla 4. Sitios de muestreo.

Zona de estudio	Nombre de localidad	Código	Tipo de cuerpo de agua	Diám. aprox. (m)	Prof. aprox. (m)	Coordenadas (sexagesimal)	
						Latitud	Longitud
Zona A	San Miguel	SM	Cenote	50	25	21°25'47.64"N	88°30'57.78"O
Dzilám de Bravo	Kan-Há	KH	Aguada	60	5	21°27'2.82"N	88°30'15.42"O
Zona B	Los Almendros I	ALI	Cenote	98	15	21°11'55.40"N	88°42'15.01"O
	Los Almendros II	ALII	Aguada	86	6	21°12'11.10"N	88°42'4.70"O
Buctzotz	Chun Kopo	CK	Cenote	54	12	21°12'38.50"N	88°42'15.50"O
Zona C	Kaxek I	KXI	Cenote	62	8	20°54'36.6"N	88°52'31.8"O

Izamal	Kaxek II	KXII	Aguada	96	5	20°54'32.8"N	88°52'33.9"O
	Pop	PP	Cenote	105	10	20°53'42.85"N	88°52'3.18"O
Zona D	Área de Conservación Kekén I	ACKI	Sascabera	105x40	4	20°50'26.37"N	90° 8'26.22"O
	Área de Conservación Kekén II	ACKII	Sascabera	20x38	3	20°50'25.41"N	90° 8'22.99"O
Kinchil	Área de Conservación Kekén III	ACKIII	Sascabera	60	3	20°50'26.81"N	90° 8'21.62"O

En la figura 2 se ilustran fotografías de los diferentes cuerpos de agua estudiados en este trabajo. En todas las imágenes se observa que existe vegetación circundante y se observa el lente de agua de color verde a verde-café.

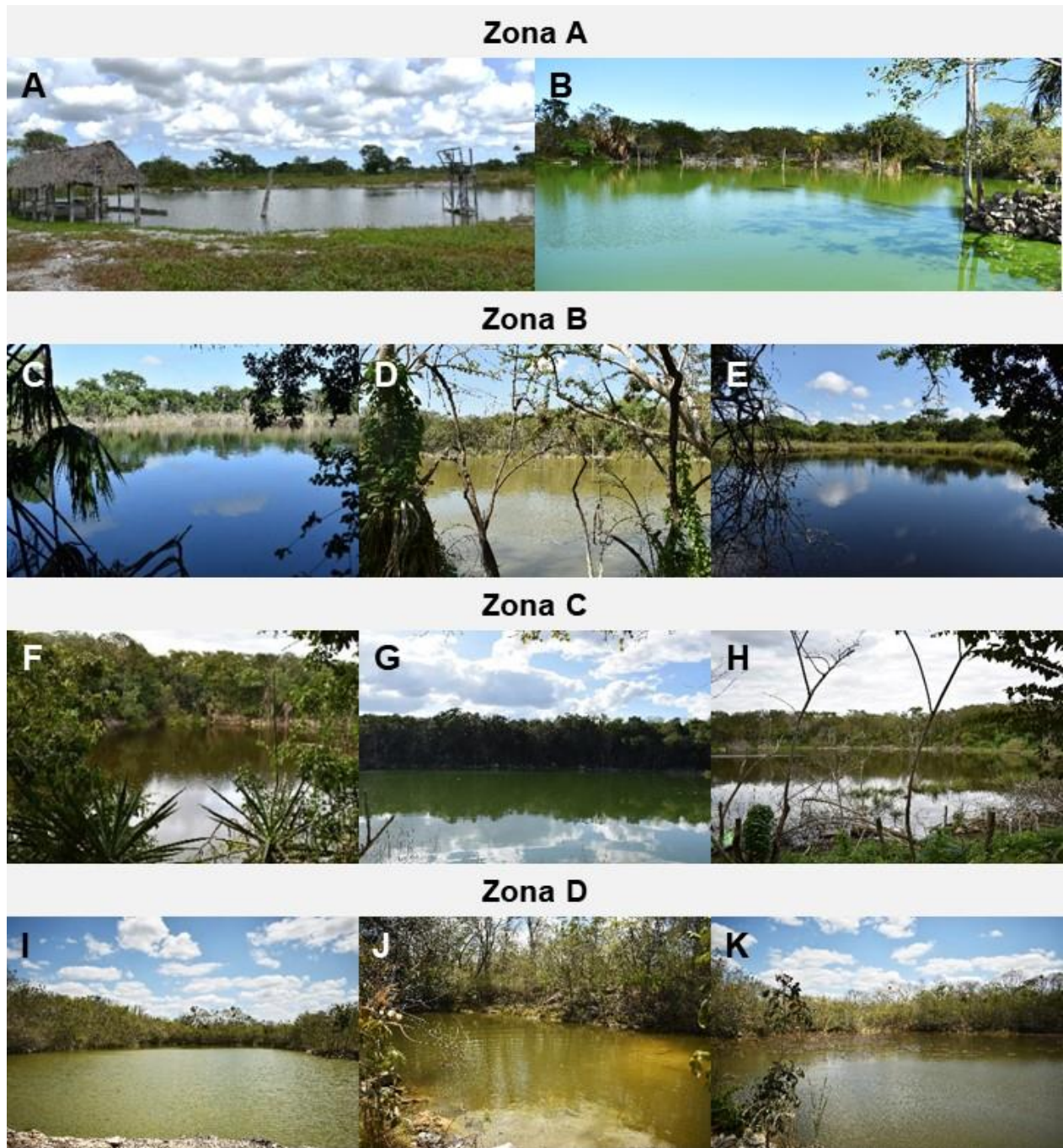


Figura 2. Cuerpos de agua estudiados en este trabajo. A-B: Zona A en Dzilám de Bravo, A. San Miguel (SM), B. Kan Há (KH); C-E: Zona B en Buctzotz, C. Los Almendros I (ALI), D. Los Almendros II (ALII), E. Chun Kopó (CK); F-H: Zona C en Izamal, F. Kaxek I (KXI), G. Kaxek II (KXII), H. Pop (PP); I-K: Zona D en Kinchil, I. Área de Conservación Kekén I (ACKI), J. Área de Conservación Kekén II (ACKII), K. Área de Conservación Kekén III (ACKIII). Fotografías por el autor.

Las campañas de muestreo se realizaron cada dos meses durante 10 meses, teniendo el primer muestreo en noviembre del 2021 y finalizando en agosto del 2022. El resumen total de muestras se presenta en la tabla 5.

Tabla 5. Resumen de muestras.

Unidad	Agua para microalgas fitoplanctónicas	Agua para clorofila-<i>a</i>	Agua para nutrientes
Por cuerpo de agua	Dos (300 ml)	Una (1000 ml)	Cinco (250 ml)
Total	22	11	38

Nota: Los valores expresados corresponden a cada salida de muestreo bimestral.

2.2.2 Variables fisicoquímicas

La conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) se recabaron *in situ* mediante un perfilador CTD. La toma de datos se realizó desde la superficie hasta la profundidad y se promediaron los valores obtenidos en los primeros 2 m.

2.2.3. Colecta de muestras

2.2.3.1. Agua para nutrientes

Para los nutrientes inorgánicos se siguió la metodología de colecta sugeridos por CONAGUA (2004). El agua colectada para nutrientes inorgánicos (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}) fue filtrada *in situ* a través de filtros de $0.22 \mu\text{m}$ y depositados en botellas de plástico de 250 ml. Para los nutrientes totales, se colectaron 30 ml de agua y se le añadió 4 ml de reactivo de oxidación que contenía persulfato de potasio ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) y ácido bórico (H_3BO_3) disueltos en hidróxido de sodio (NaOH) a 1 M, mismo que fue preparado con antelación. Posteriormente en laboratorio, las muestras se digirieron en autoclave a 80°C durante 30 min y se preservaron congeladas hasta su análisis

La cuantificación de los compuestos nitrogenados se realizó mediante técnicas colorimétricas en un analizador de flujo segmentado San++ marca Skalar, con un límite de detección de $0.1 \mu\text{mol}/\text{L}$. La cuantificación del PO_4^{3-} (denominado como PRS) y PT se cuantificó mediante espectrofotometría.

Para obtener la fracción orgánica del fósforo y nitrógeno se realizó una diferencia entre la forma total con las inorgánicas. Para el fósforo, la diferencia fue entre el PT y el PRS (= P_{org}), mientras

que, para el nitrógeno, la diferencia fue entre el NT y la suma de los iones NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , abreviados en conjunto como NID (= N_{org}).

2.2.3.2. Determinación de clorofila-*a*

Para conocer la concentración de la clorofila-*a*, con apoyo de botellas ámbar se colectó 1 L de agua por cada cuerpo de agua. Estas muestras se trasladaron al laboratorio dentro un recipiente con hielo. Las muestras se filtraron con filtros tipo GF/F de 0.7 μm de tamaño de poro; el volumen a filtrar varió en todos los casos. El filtro con los pigmentos se envolvió en papel aluminio y se preservó en nitrógeno líquido hasta su análisis.

Previo a su cuantificación, se extrajo el contenido de clorofila de los filtros. Para este procedimiento, los filtros se depositaron en tubos de 2 ml y se les agregó perlas de zirconio, seguido de 1.5 ml de acetona al 90%. El contenido fue agitado tres veces en un agitador BioSpec 3110BX mini-BeadBeater durante 20 segundos, procurando enfriar el extracto un minuto después de cada agitación. Más tarde, el contenido se centrifugó a 3000 rpm durante 5 min a 4 °C. Posteriormente, se tomó 1 ml del extracto y se le añadieron 2 ml de acetona al 90% para disponer de volumen de 3 ml para el análisis. La cuantificación se realizó mediante fluorescencia sin acidificación en un fluorómetro Trilogy marca Turner Designs, realizando los cálculos pertinentes considerando el volumen filtrado de agua en campo y el volumen de extracción en laboratorio.

2.2.3.3. Microalgas fitoplanctónicas

Para la colecta de microalgas destinadas a la cuantificación de abundancias se realizó un muestreo directo a nivel superficial (~50 cm). El agua colectada en cada cenote se depositó en frascos ámbar de 300 ml que se fijaron *in situ* con lugol al 2.5% y se conservaron hasta su análisis.

Por otra parte, se realizaron muestreos horizontales con una red de arrastre de 20 μm , cuyo contenido fue depositado en frascos de 300 ml y se fijaron *in situ* con formaldehído al 4%. Este muestreo se realizó para concentrar la diversidad y facilitar su reconocimiento, así como para la foto-documentación de las especies.

2.2.4. Observación de las microalgas fitoplanctónicas

2.2.4.1. Identificación

Para la observación de las microalgas, se utilizó un microscopio óptico de alta resolución Zeiss AxioImager A.2 y se tomaron fotografías con ayuda de una cámara AxioCam ICc1. Se obtuvieron datos morfológicos de cada especie y la identificación se realizó con apoyo de literatura especializada (Komárek y Anagnostidis, 1999, 2005; Komárek y Fott, 1983; Wehr y Sheath, 2003), así como de los listados reportados en la literatura para los cenotes de Yucatán (Tavera *et al.*, 2013; López y Novelo, 2017, entre otros). Se le dio prioridad a la identificación de las especies dominantes de microalgas por cada cenote. Se trató de identificar a todas las especies, al menos hasta el nivel de género.

2.2.4.2. Determinación de la concentración celular

Para la cuantificación de la concentración celular (cel/L), se utilizó el método Utermöl con microscopio invertido (Hasle, 1978). Al ser cuerpos de agua eutrofizados, se emplearon cámaras de sedimentación de bajo volumen, de 10 ml y 25 ml y se contaron de acuerdo con número de células (especies coloniales) o tricomas/filamentos (especies filamentosas).

Para los cálculos de la concentración celular, se consideró recabar los datos para todas las especies presentes. Posteriormente, la información se organizó de diferentes maneras:

Principales filos: Las especies se organizaron principalmente dentro de los filos de cianobacterias, diatomeas y clorofitas, aunque no se descartó la aparición de otros filos previamente reportados como las criptofitas, los dinoflagelados, las euglenas, entre otros. Esto permitió establecer si existieron cambios de los grupos de microalgas a través del período de muestreo.

Especies predominantes: Para poder comprender la representación de las especies que predominaron en la comunidad, se presentó el nombre de la especie más abundante por mes de muestreo y cuerpo de agua, y se calculó su abundancia relativa. Esto se hizo para conocer si existieron cambios por especies dominantes a través del período de muestreo.

El conteo se realizó por el método de campos extremos, teniendo como pauta al menos 100 unidades de acuerdo con la organización celular de la especie más frecuente. Para el cálculo celular se utilizó la siguiente ecuación propuesta en Edler y Elbrächter (2010):

$$C L^{-1} = N \cdot \left(\frac{A_t}{A_c}\right) \cdot \left(\frac{1000}{V}\right)$$

Donde:

- $C L^{-1}$ = Concentración celular (células/L).
- N= Número de células.
- A_t = Área total de la cámara de conteo (mm^2).
- A_c = Área contada de la cámara de conteo (mm^2).
- V= Volumen de la cámara de conteo.

2.2.5. Análisis de datos

2.2.5.1. Variables fisicoquímicas y nutrientes

Para determinar si existieron diferencias entre los variables fisicoquímicas y las concentraciones de nutrientes entre las diferentes fechas muestreadas, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\alpha= 0.05$) y se complementó con la prueba *post hoc* de Dunn.

2.2.5.2. Análisis de la comunidad de fitoplancton

Se realizaron gráficos de frecuencia para visualizar la composición de la comunidad de los principales grupos de microalgas fitoplanctónicas, al igual que gráficos que ilustraron la tendencia de la abundancia de las especies más dominantes a través de las fechas muestreadas por sitio.

Se utilizó el índice de Shannon-Wiener que mide la biodiversidad específica en una comunidad en donde se conoce el número aproximado del total de especies. Complementariamente, se utilizó el Índice de Pielou para cuantificar la equitatividad, que mide qué tanto están representadas las especies en la comunidad (Smith y Smith, 2007; Begon *et al.* 2003).

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \cdot \ln P_i \qquad P_i = \frac{n_i}{N}$$

Donde:

- H' = Valor para el Índice de Shannon-Wiener.
- S= Riqueza de especies en la comunidad.
- P_i = Abundancia proporcional de cada especie.
- n_i = Abundancia de la especie *i*
- N= Número total de individuos para todas las especies de la comunidad.

El Índice de Pielou se presenta a continuación:

$$J' = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{-\sum_{i=1}^S P_i \cdot \ln P_i}{\ln S}$$

Los valores obtenidos por ambos índices serán contrastados con los rangos de interpretación comentados por Hussain *et al.* (2012). De esta forma, el valor 2 de H' será reconocido como el límite para considerar una baja diversidad y el valor 0.5 de J' será el límite para considerar una baja equitatividad.

2.2.5.3. Índice de estado trófico

Para corroborar el estado trófico de los cenotes, aguadas y sascaberas, se empleó el Índice de Estado Trófico (TSI) de Carlson (1977), para lo cual se utilizaron los valores de las concentraciones obtenidas de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$).

$$TSI_{PT} = 10\left(6 - \frac{\ln\left(\frac{48}{[PT]}\right)}{\ln 2}\right) \quad TSI_{Chl a} = 10\left(6 - \frac{2.04(\ln[Chl a])}{\ln 2}\right)$$

Con los valores obtenidos se obtuvo la categoría del estado trófico de acuerdo con los rangos propuestos por Kratzer y Brezonik (1981) (Tabla 6).

Tabla 6. Categorías de estado trófico con base en el TSI de Carlson (1977), propuesto por Kratzer y Brezonik (1981).

Estado trófico	Valor TSI
Ultraoligotrófico	0-29
Oligotrófico	30-44
Mesotrófico	45-52
Eutrófico	53-69
Hipereutrófico	70-100

2.2.5.4. Análisis estadístico

Para poder determinar las diferencias en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas se utilizó el Índice de Bray-Curtis, el cual permitió cuantificar la disimilitud entre dos sitios según las abundancias de cada una de las especies presentes (Argumedo y Siqueiros, 2008). La fórmula se presenta a continuación:

$$I_{BC} = 1 - \frac{\sum(x_i - y_i)}{\sum(x_i + y_i)}$$

Donde:

- x_i = Abundancia o densidad de especies en sitio 1.
- y_i = Abundancia o densidad de especies en sitio 2.

La matriz de los valores generados por el índice de Bray-Curtis se emplearon para el análisis de similaridades (ANOSIM), la cual es una prueba no paramétrica que permite definir diferencias significativas entre la composición de especies de dos o más sitios de muestreo. Así mismo, se empleó un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), para conocer la contribución de las especies a estas diferencias.

Finalmente, para conocer las diferencias entre la abundancia de las microalgas entre las temporadas climáticas, se utilizó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis ($\alpha=0.05$), comparando los promedios obtenidos para los sitios de muestreo.

CAPÍTULO 3

3.1 RESULTADOS

3.1.1. Variables fisicoquímicas y nutrientes

La tendencia promedio anual de conductividad eléctrica se presenta en la figura 3. La conductividad eléctrica más baja de todo el período de muestreo se presentó en KXI (649.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$) durante noviembre, mientras que la más alta en ACKI (2443.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$) durante marzo. El promedio general de este parámetro fue de $1150.5 \pm 62.03 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Sobre la diferencia global durante las campañas de muestreo (Fig. 3A), aunque parece haber una tendencia a incrementar la CE en la época de secas (marzo), no se presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre campañas de muestreo. En relación con los sitios de muestreo (Fig. 3B), se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las zonas A y C, así como entre la zona B con C y D.

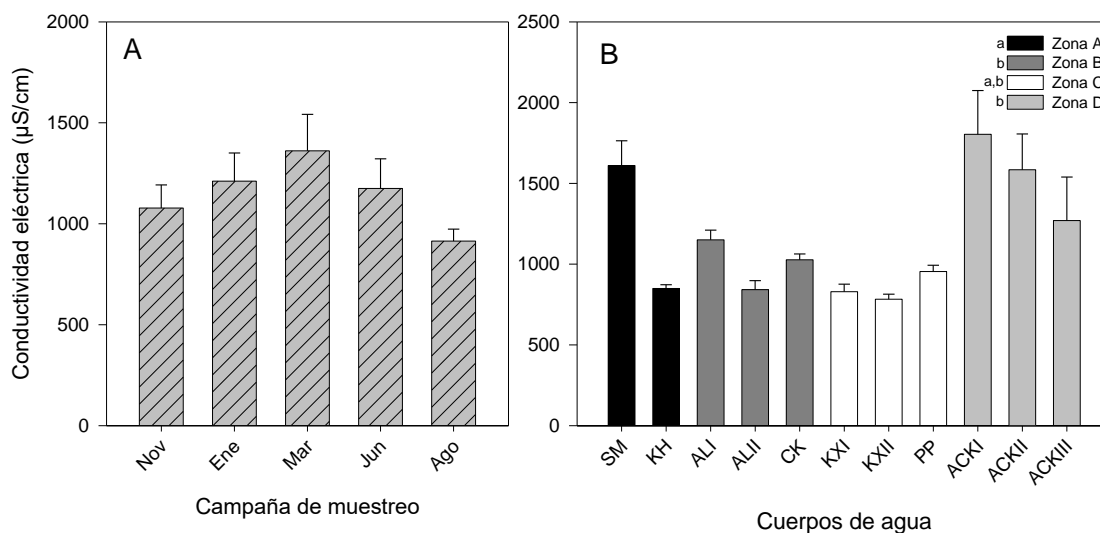


Figura 3. Conductividad eléctrica promedio ($\pm\text{EE}$). A. Conductividad por muestreos. B. Conductividad por sitios de muestreo; las letras minúsculas iguales señalan diferencias significativas entre zonas.

Las tendencias estacionales de la temperatura del agua se presentan en la figura 4. La temperatura más baja de todo el período de muestreo se presentó en KH (21.8 $^{\circ}\text{C}$) durante enero, mientras que la más alta en ALI (32.9 $^{\circ}\text{C}$) en agosto. El promedio general de esta variable fue de $26.4 \pm 0.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

Se presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre campañas de muestreo (Fig. 4A) lo cual se ve reflejado en la disminución de temperatura en la transición de lluvias a nortes (noviembre-enero) y los aumentos de temperatura en la transición de secas a lluvias (marzo-junio). Entre sitios de muestreo no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) (Fig. 4B).

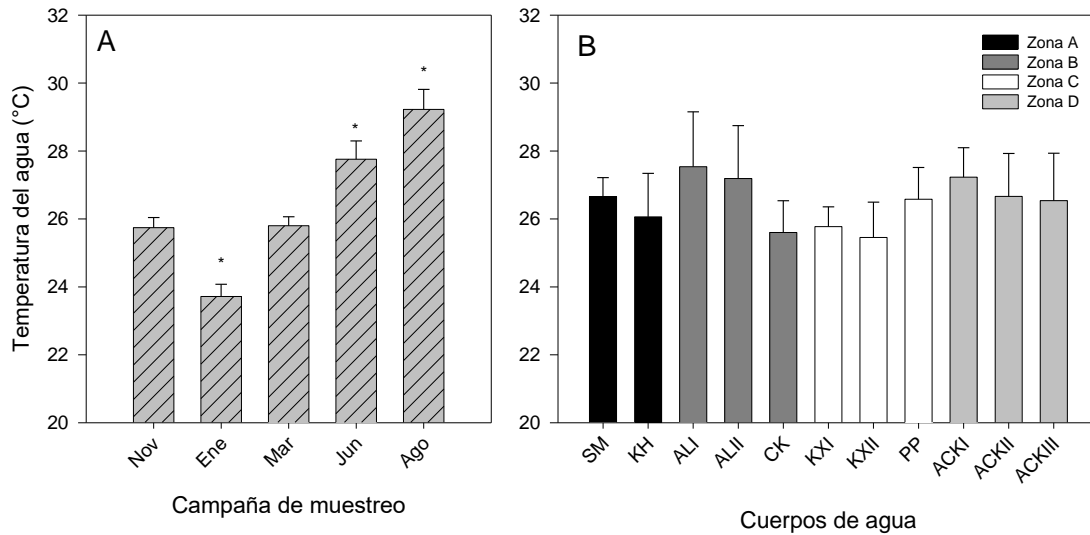


Figura 4. Temperatura del agua promedio (\pm EE). A. Temperatura global por muestreo; los asteriscos sobre las barras señalan diferencias entre meses. B. Temperatura global por sitios de muestreo.

En la tabla 7 se presenta un resumen de los datos obtenidos de conductividad eléctrica y temperatura del agua de cada sitio de muestreo en cada campaña de muestreo.

Tabla 7. Variables fisicoquímicas medidas en los diferentes cuerpos de agua durante el periodo de muestreo.

Cuerpo de agua		Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)					Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
A	SM	1706.6	1770.4	2037.4	1369.5	1169.5	26.2	25.6	26.1	26.6	28.8
	KH	785.2	804.7	905.6	886	865	25.3	21.8	26.7	26.9	29.7
B	ALI	1378.3	1169.03	1073.4	1075	1055	25.8	24.6	24.8	29.6	32.9
	ALII	941.8	924.5	931.7	719.5	693	24.2	24.5	25.4	30.1	31.8
	CK	937.6	952.5	1037.8	1117	1090	24.9	22.8	24.9	27.5	27.9
C	KXI	649.3	830.5	896.4	899.5	871	26.9	23.8	27.0	25.7	25.4
	KXII	785.1	702.7	781.5	752.5	892	26.6	22.4	24.5	25.3	28.6
	PP	-	978.3	1048.4	866	925	-	24.4	26.6	26.3	29.0
D	ACKI	1264.7	1963.9	2443.6	2270	1077	26.5	24.7	26.8	29.9	28.3
	ACKII	-	1891.4	1650.7	1857.5	937	-	23.7	25.5	28.2	29.3
	ACKIII	1251.9	1336.5	2164.6	1115	481	25.3	22.4	25.6	29.6	29.8

El nitrógeno total (NT) presentó una tendencia a disminuir entre noviembre a agosto durante el período de muestreo (Fig. 5). La concentración más baja de todo el período de muestreo se presentó en ALI (21.9 $\mu\text{mol/L}$) durante agosto, mientras que la más alta se observó en KH (332.6–415.4 $\mu\text{mol/L}$) durante todo el muestreo. El promedio general de esta variable fue de $145.8 \pm 13.5 \mu\text{mol/L}$. Se presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre campañas de muestreo (Fig. 5A), siendo noviembre diferente de marzo, junio y agosto, así como entre enero con agosto. En relación con los cuerpos de agua (Fig. 5B), también se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los cuerpos de agua de la zona A con las demás zonas, ya que su concentración de nitrógeno fue mucho mayor (principalmente en KH), que superó en más de 85% a la de otros sitios que también presentaron elevadas concentraciones como KXII o ALII.

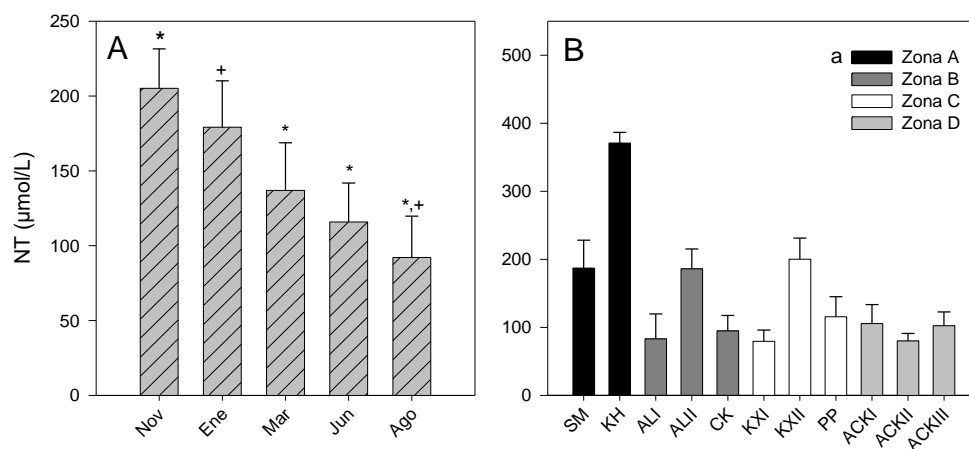


Figura 5. Concentraciones promedio (\pm EE) de Nitrógeno total (NT). A. NT por muestreo; los símbolos iguales sobre las barras señalan diferencias entre meses. B. NT por sitios de muestreo; la letra minúscula señala a la zona que presentó las diferencias significativas con las demás.

El análisis de las fracciones del NT (N_{org} y NID) durante la campaña de muestreo (Fig. 6A), mostraron que el N_{org} fue mayor en todas las fechas muestreadas. Aunque existió una tendencia a la disminución de éste (Fig. 6C), sólo existieron diferencias estadísticas ($p < 0.05$) entre noviembre con marzo, junio y agosto. El NID también tuvo una aparente tendencia a la disminución (Fig. 6E), sin embargo, no existieron diferencias significativas entre muestreos ($p > 0.05$).

La fracción del NT en los sitios de muestreo (Fig. 6B) se mantuvo similar, con excepción de SM, donde predominó en promedio el NID. Por otra parte, el N_{org} (Fig. 6D) no presentó diferencias

significativas entre zonas. No obstante, se presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las concentraciones de NID entre las zonas A con B y D, así como entre las zonas C con D (Fig. 6F).

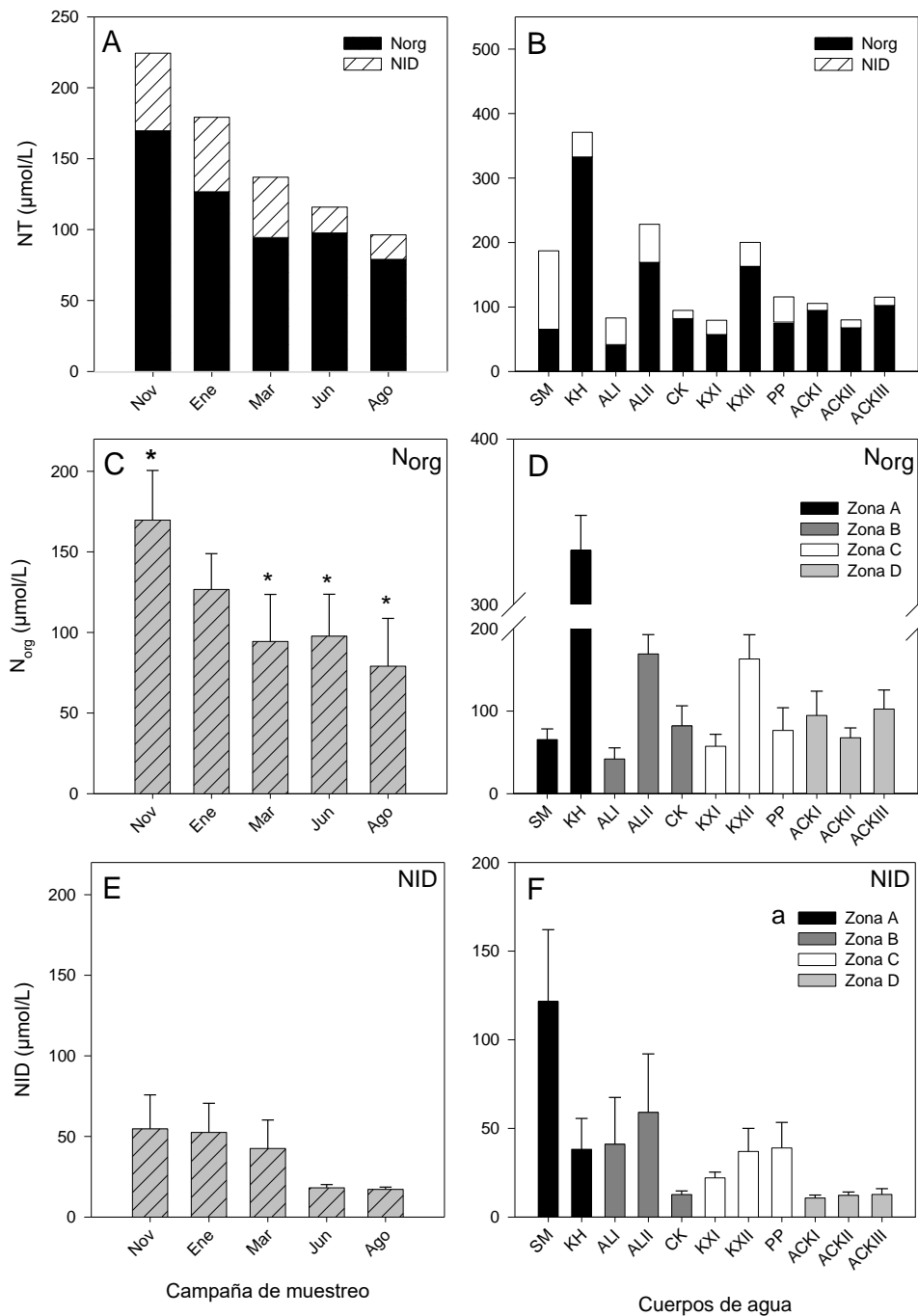


Figura 6. Concentraciones promedio de NT fraccionadas, y N_{org} y NID promedio ($\pm EE$). A. NT fraccionado por muestreos. B. NT fraccionado por sitios. C. N_{org} por muestreo; los asteriscos sobre las barras señalan diferencias entre meses. D. N_{org} por sitios de muestreo. E. NID por muestreo. F. NID por sitios de muestreo; la letra minúscula señala que la zona A fue diferente significativamente a las demás.

En términos generales, la fracción de N_{org} fue mayor a la de NID, lo que implica que en los muestreos, así como en los diferentes sitios, existió una elevada cantidad de materia orgánica particulada, que está representada principalmente por la biomasa de fitoplancton.

En la tabla 8 se presenta un resumen de los datos obtenidos de nitrógeno total (NT), así como sus respectivas fracciones (N_{org} y NID) de cada sitio de muestreo durante el periodo de estudio.

Tabla 8. Concentración de NT y fracciones de N_{org} y NID medidas en los diferentes cuerpos de agua durante el periodo de muestreo.

Cuerpo de agua		NT (µmol/L)					Norg (µmol/L)					NID (µmol/L)				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
A	SM	262.9	268.8	226.1	103.9	73.7	109.6	62.1	28.6	68.1	58.9	153.3	206.7	197.5	35.8	14.8
	KH	415.4	380.7	387.3	338.7	332.6	398.4	273.5	357.4	319.7	314.7	17.0	107.2	30.0	19.0	18.0
B	ALI	222.2	91.5	45.9	33.3	21.9	75.7	69.9	37.5	18.7	7.6	146.5	21.6	8.4	14.6	14.3
	ALII	143.6	288.7	118.1	192.7	186.8	-	225.5	111.5	175.6	164.1	185.4	63.2	6.6	17.1	22.7
	CK	180.2	101.4	67.2	71.1	53.7	174.2	87.3	55.1	52.4	41.2	6.0	14.1	12.1	18.7	12.5
C	KXI	136.8	76.1	63.8	84.2	36.3	104.2	51.0	49.0	68.1	14.3	32.6	25.1	14.8	16.2	22.0
	KXII	275.6	226.3	241.1	153.0	104.2	261.8	159.3	171.5	143.0	79.7	13.8	67.0	69.6	10.0	24.5
	PP	149.9	205.8	116.8	53.8	51.4	123.0	160.7	24.4	40.5	34.2	26.9	45.0	92.5	13.3	17.2
D	ACKI	209.4	104.2	97.4	68.6	47.7	203.1	94.5	89.0	53.2	33.8	6.3	9.8	8.4	15.3	13.9
	ACKII	119.3	69.7	69.4	87.0	54.4	111.9	60.2	55.8	68.6	42.0	7.4	9.5	13.6	18.4	12.4
	ACKIII	141.8	157.5	73.6	87.7	51.4	134.9	149.2	58.6	66.7	-	6.9	8.4	14.9	21.0	-

El fósforo total (PT) presentó una tendencia más variable (Fig. 7). La concentración más baja de todo el período de muestreo se presentó en ALI (1.1 $\mu\text{mol/L}$) durante noviembre, mientras que las más altas se dieron en KH (12.9–38.6 $\mu\text{mol/L}$) durante todo el muestreo. El promedio general de este parámetro fue de $5.4 \pm 0.8 \mu\text{mol/L}$.

Se detectaron diferencias significativas entre noviembre con enero, junio y agosto, entre enero con noviembre y marzo, así como entre marzo y junio ($p < 0.05$). En relación con los cuerpos de agua (Fig. 7B), aunque se observa que KH presentó predominancia de este elemento, no se señalan diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre las zonas.

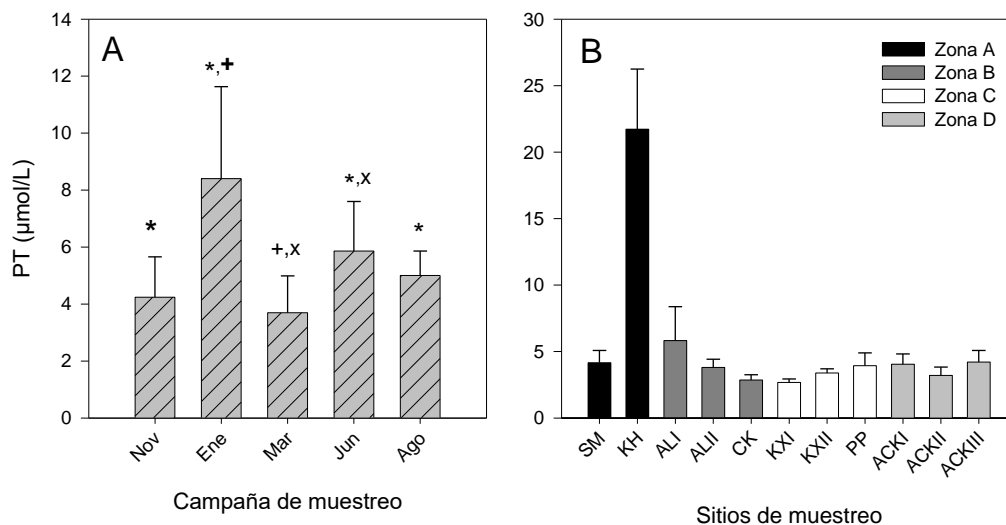


Figura 7. Concentración promedio (\pm EE) de fósforo total (PT). A. PT por muestreo; los símbolos iguales señalan diferencias significativas entre muestreos. B. PT por sitios de muestreo.

Las fracciones del PT (P_{org} y PRS) durante la campaña de muestreo (Fig. 8A), muestran que el P_{org} fue mayor en todas las fechas muestreadas. La concentración de P_{org} (Fig. 8C) mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre noviembre con agosto, entre enero con marzo, así como entre marzo con junio y agosto. Respecto al PRS global (Fig. 8F), no existieron diferencias significativas entre muestreos ($p > 0.05$).

La fracción dominante del PT en los sitios de muestreo (Fig. 8B) fue el P_{org} . No hubo diferencias estadísticas de la concentración promedio de P_{org} (Fig. 8D) entre zonas ($p > 0.05$), pero si las hubo respecto a la concentración de PRS (Fig. 8F) ($p < 0.05$), que indica que la zona A es diferente a las demás.

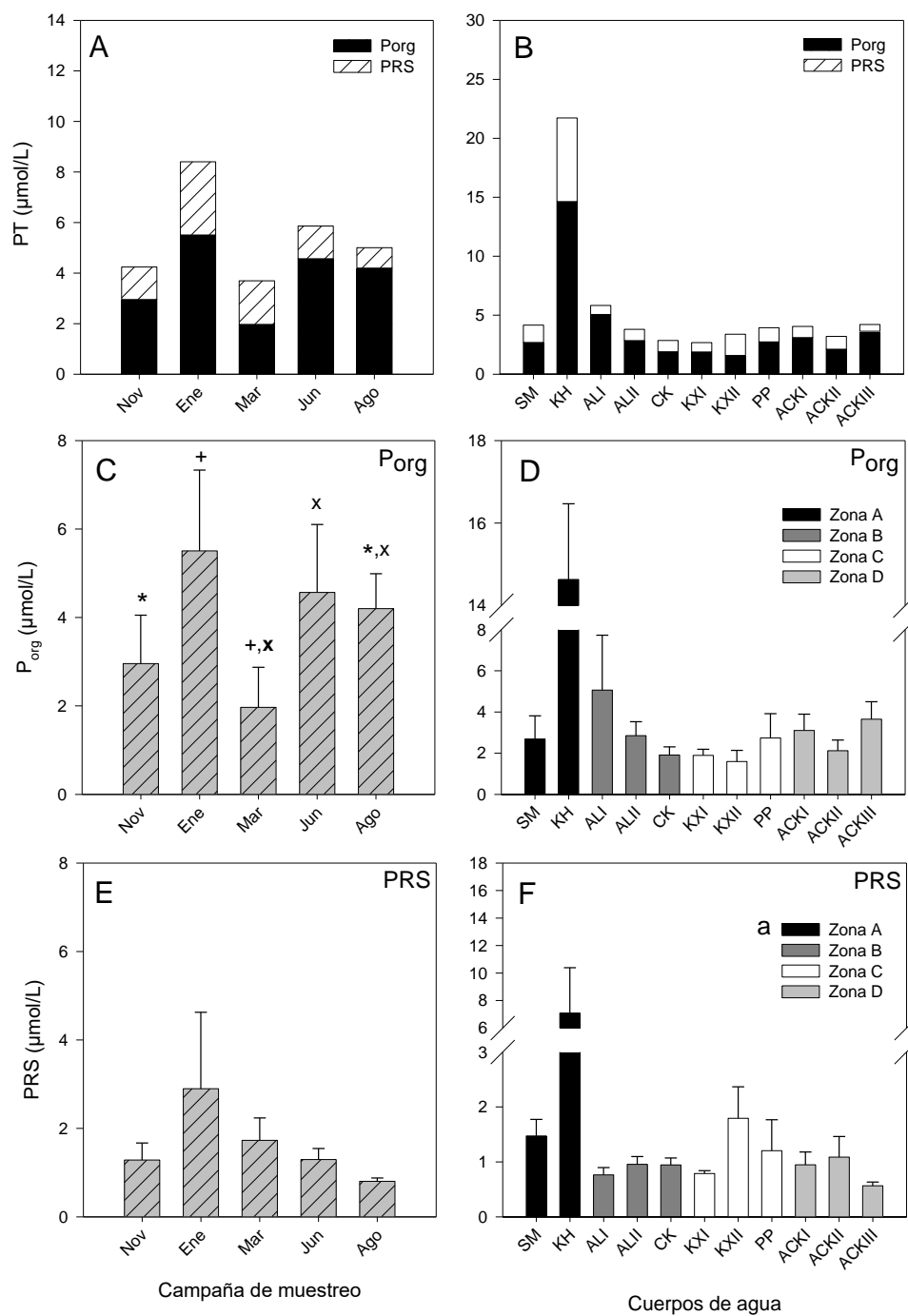


Figura 8. Concentraciones promedio de PT fraccionadas, y P_{org} y PRS promedio (±EE). A. PT fraccionado por muestreos. B. PT fraccionado por sitios. C. P_{org} por muestreo; los símbolos iguales sobre las barras señalan diferencias entre meses. D. P_{org} por sitios de muestreo. E. PRS por muestreo. F. PRS por sitios de muestreo; la letra minúscula señala que la zona A fue diferente significativamente a las demás.

En la tabla 9 se presenta un resumen de los datos obtenidos de fósforo total (PT), así como sus respectivas fracciones (P_{org} y PRS) de cada sitio de muestreo a través de la campaña de muestreo.

Tabla 9. Concentración de PT y fracciones de P_{org} y PRS medidas en los diferentes cuerpos de agua durante el periodo de muestreo.

Cuerpo de agua		PT (µmol/L)					Porg (µmol/L)					PRS (µmol/L)				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
A	SM	2.6	3.1	2.4	7.0	5.7	0.94	0.46	1.24	5.86	4.94	1.69	2.67	1.13	1.17	0.71
	KH	17.8	38.7	16.5	22.7	13.0	12.82	18.71	10.82	19.39	11.42	4.93	19.96	5.67	3.35	1.57
B	ALI	1.1	15.4	2.4	3.9	6.4	0.22	15.02	1.19	3.23	5.66	0.88	0.35	1.17	0.71	0.71
	ALII	3.6	2.7	2.2	5.3	5.2	2.91	2.04	0.75	4.18	4.36	0.70	0.70	1.45	1.09	0.83
	CK	2.9	3.6	1.3	2.9	3.5	1.73	2.73	0.66	1.63	2.80	1.20	0.84	0.69	1.29	0.71
C	KXI	2.8	2.1	2.4	2.5	3.7	2.04	1.14	1.71	1.62	2.94	0.75	0.97	0.67	0.84	0.71
	KXII	2.3	3.8	3.6	3.0	4.1	1.23	0.76	0.35	2.25	3.37	1.10	3.08	3.29	0.79	0.71
	PP	2.0	7.6	3.5	3.0	3.6	1.66	7.08	0.04	2.04	2.85	0.35	0.54	3.42	0.99	0.71
D	ACKI	6.6	4.7	2.0	3.4	3.5	6.08	2.82	1.32	2.48	2.80	0.56	1.85	0.69	0.93	0.71
	ACKII	1.9	3.6	1.9	5.3	3.3	0.47	3.22	1.43	2.93	2.56	1.45	0.35	0.48	2.38	0.76
	ACKIII	2.9	7.1	2.5	5.3	3.2	2.40	6.56	2.14	4.61	2.51	0.53	0.53	0.35	0.71	0.71

3.1.2. Estado trófico

La clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) fue el principal indicador considerado para analizar el estado trófico, ya que representa la biomasa fitoplanctónica de los sitios estudiados. Aunque sus valores se presentan en la siguiente sección, de forma general, la concentración obtenida fue de 9.8 a 397.4 $\mu\text{g/L}$. En la tabla 10 se señalan los valores del índice de estado trófico calculados con las concentraciones obtenidas y siguiendo la categorización de Kratzer y Brezonik (1981). Los cuerpos de agua presentaron al menos un estado eutrófico o hipereutrófico durante el periodo muestreado. No obstante, existieron excepciones en donde se presentó el estado mesotrófico en al menos un mes en cuatro de los cuerpos de agua estudiados. Estas excepciones fueron KXI y PP, que presentaron este estado en enero y agosto respectivamente; SM en noviembre y marzo y finalmente, ALI que únicamente presentó el estado eutrófico durante el mes de marzo. Es importante destacar que KH mantuvo un estado hipereutrófico todo el periodo muestreado.

Tabla 10. Índice de estado trófico (TSI) calculado con la concentración de clorofila *a*.

Cuerpo de agua		TSI (Clorofila <i>a</i>)				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
A	SM	48.1	54.6	44.7	66.4	74.0
	KH	88.4	86.0	86.4	89.2	82.9
B	ALI	48.3	46.5	60.7	48.1	50.3
	ALII	68.1	62.4	70.5	74.7	75.9
	CK	64.6	61.1	52.9	64.7	61.3
C	KXI	57.4	48.9	55.7	53.7	54.7
	KXII	81.8	84.6	78.3	73.1	68.0
	PP	63.4	67.7	54.4	58.4	51.8
D	ACKI	81.1	66.1	65.1	81.2	63.1
	ACKII	55.9	60.7	63.6	65.9	61.8
	ACKIII	68.7	66.1	55.2	69.0	54.2

Amarillo= Mesotrófico. Rojo= Eutrófico. Marrón= Hipereutrófico.

Por otra parte, el fósforo total (PT) fue elegido para analizar el estado trófico ya que suele ser un factor limitante en cuerpos de agua en ambientes kársticos, entonces, el aumento de su concentración podría favorecer el crecimiento de las algas. Los valores del índice con base en este indicador se muestran en la tabla 11. Los datos muestran que todos los cuerpos de agua van desde un estado eutrófico al hipereutrófico.

Tabla 11. Índice de estado trófico (TSI) de acuerdo con el Fósforo Total.

Cuerpo de agua		TSI (PT)				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
A	SM	67.6	70.1	66.1	81.8	78.6
	KH	95.2	106.4	94.1	98.7	90.6
B	ALI	55.0	93.1	66.1	73.4	80.4
	ALII	72.2	68.2	65.0	77.6	77.4
	CK	69.2	72.0	58.0	69.1	71.8
C	KXI	68.5	64.4	66.2	66.7	72.3
	KXII	65.9	73.1	72.3	69.7	73.9
	PP	63.8	83.0	71.6	69.7	72.0
D	ACKI	81.0	75.9	63.7	71.4	71.8
	ACKII	63.1	72.0	63.0	77.8	71.0
	ACKIII	69.2	81.9	66.9	77.8	70.5

Rojo= Eutrófico. Marrón= Hipereutrófico.

El índice de estado trófico calculado con PT indica que los cuerpos de agua estudiados son eutróficos. Es importante destacar que KH se mantiene hipereutrófico todo el año, pero a diferencia, en el resto de los cuerpos de agua el estado trófico va cambiando, manteniéndose todos en el gradiente eutrófico. Aunque los cuerpos de agua de SM, ALI, KXI y PP presentaron estados mesotróficos en alguna parte del año con el indicador de Chl *a*, con el PT estos mismos cuerpos se presentaron como eutróficos a hipereutróficos todo el año.

3.1.3. Comunidades de microalgas fitoplanctónicas

La clorofila *a* es un *proxy* de la biomasa de microalgas fitoplanctónicas que existió durante el muestreo (Fig. 9). Las concentraciones más bajas se presentaron en SM durante los meses de noviembre y marzo, así como en ALI en los meses de enero, junio y agosto. En contraste, las concentraciones más elevadas de clorofila se presentaron en KH para todos los meses muestreados.

No se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre las campañas de muestreo (Fig. 9A). En relación con los sitios de muestreo (Fig. 9B), aunque las concentraciones más elevadas se presentaron en los cuerpos de agua de KH, KXII, ACKI y ALII, no se encontraron diferencias significativas entre las zonas ($p > 0.05$).

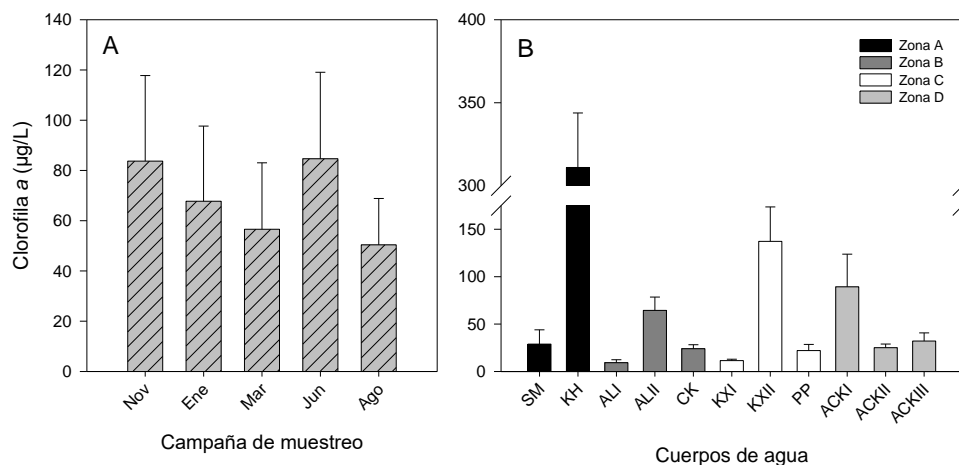


Figura 9. Concentración de clorofila *a* promedio (\pm EE). A. Clorofila *a* por muestreos. B. Clorofila *a* por sitios de muestreo.

La riqueza de microalgas fitoplanctónicas en los diferentes sitios muestreados se presenta en la tabla 12. La mayor riqueza se presentó en KXI, ALI y SM, mismos sitios en donde también se tiene una alta riqueza de clorofitas (Chlorophyta). La riqueza más baja se observó en KH.

Tabla 12. Riqueza taxonómica de microalgas fitoplanctónicas para los cuerpos de agua muestreados.

Cuerpo de agua	Zona	Localidad	Riqueza taxonómica para los diferentes cuerpos de agua (No. de especies)									Total	
			Cy	Chl	Ba	Mi	Cry	Cha	Och	Eu	Fla		
A		SM	7	21	9	2	1						40
		KH	6	11	1	1							19
B		ALI	15	10	9	3	1	1	1	1			41
		ALII	10	6	3	3	1						23
		CK	9	13	6	3	2			1	1		35
C		KXI	7	23	7	4	2		3	1			47
		KXII	5	12	1	2	1			1			22
		PP	10	12	4	3	3			1			33
D		ACKI	9	7	7	1	1						25
		ACKII	11	5	4	1	2						23
		ACKIII	10	9	3	1	2						25

Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Mi= Miozoa, Cry= Cryptophyta, Cha= Charophyta, Och= Ochrophyta. Eu= Euglenozoa. Fla= Flagelados fotosintéticos.

Sobre a la riqueza por grupos, el mayor número de especies de cianobacterias (Cyanobacteria) se detectó en ALI, mientras que KH presentó la más baja. La riqueza más alta de diatomeas (Bacillariophyta) se presentó en SM y ALI, mientras que la más baja la compartieron KH y KXII. Respecto a los dinoflagelados (Miozoa) y criptofitas (Cryptophyta), la riqueza fue de una a cuatro

especies por grupo entre los diferentes cuerpos de agua. Se presentó una especie carofita (Charophyta) en ALI, y una especie de ocrofita (Ochrophyta) en ALI y tres en KXI. Las euglenas (Euglenozoa) estuvieron representadas por una especie en ALI, CK, y los tres cuerpos de agua de la zona C. Finalmente, se reconoció a una especie de flagelado fotosintético que no fue incluido en alguno de los grupos anteriores debido a su dificultad para ser identificarlo.

Un panorama general de la riqueza presente en los diferentes cuerpos de agua se presenta en las láminas de las figuras 10 a 13.

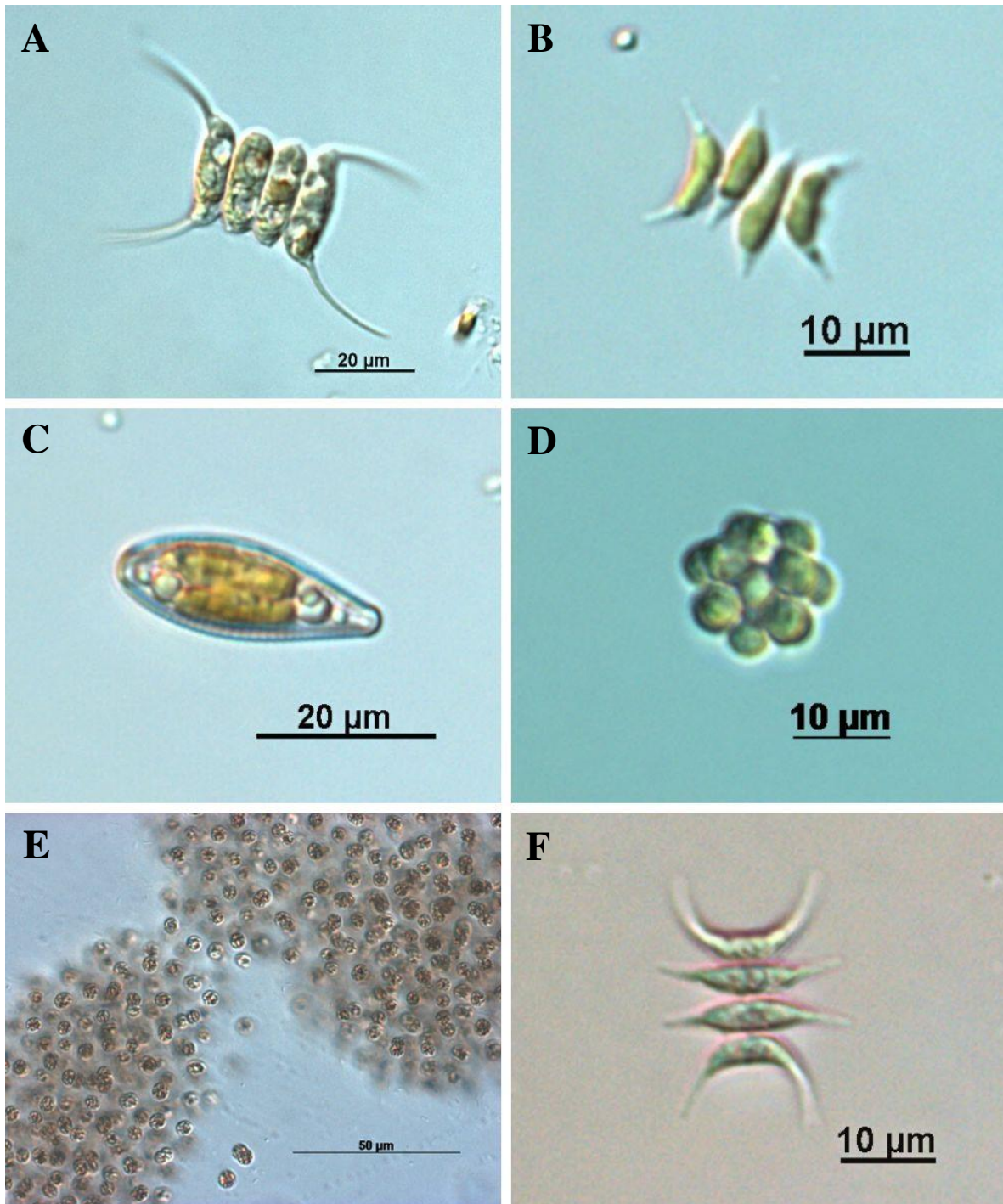


Figura 10. SM (A-D): A. *Scenedesmus opolinesis* var. *mononensis*, B. *Scenedesmus acutus*, C. *Rhoicosphenia* sp., D. *Coelastrum microporum*. KH (E-F): E. *Microcystis aeruginosa*, F. *Scenedesmus acuminatus*. Fotografías del autor.

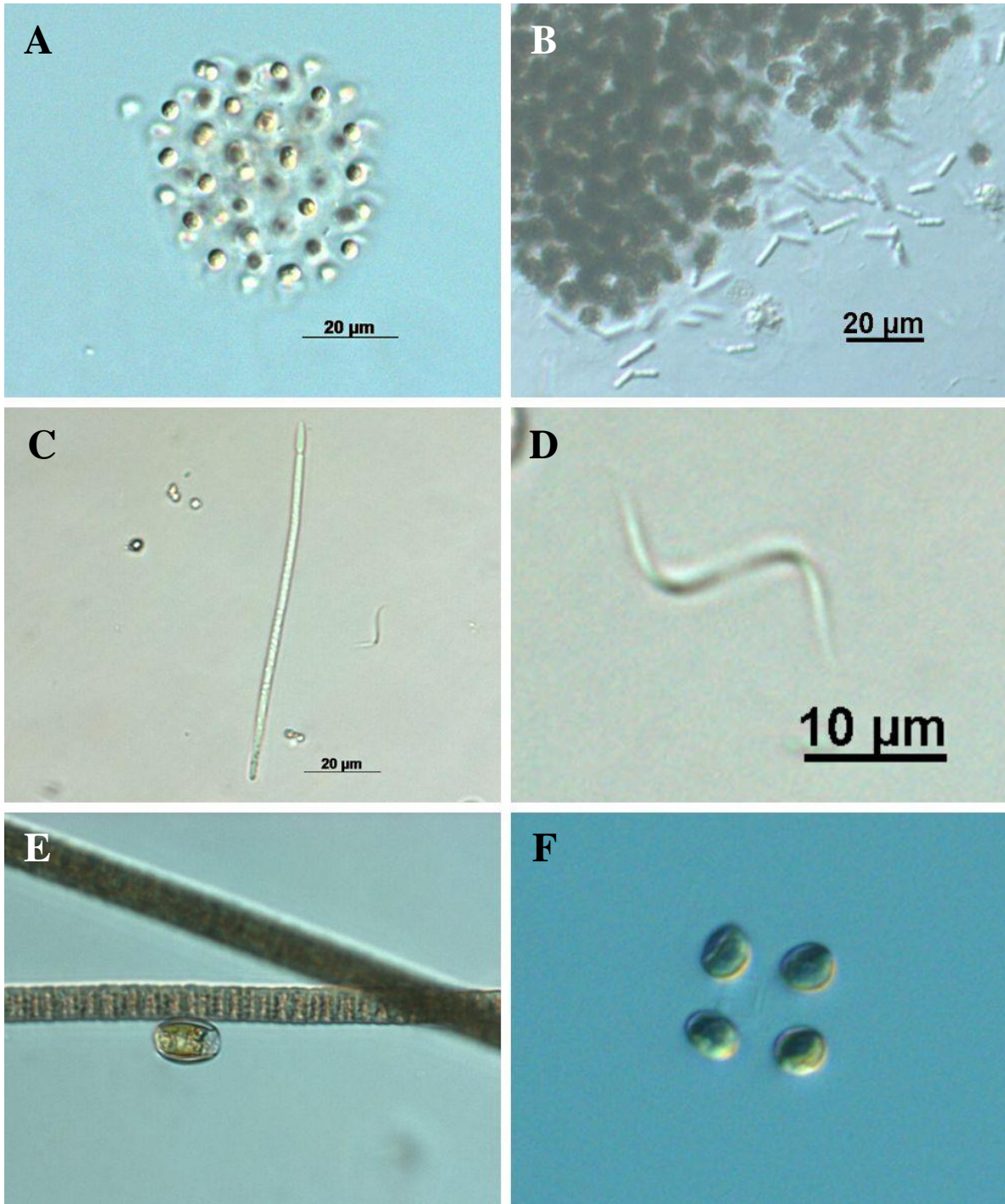


Figura 11 ALI (A-B): A. *Microcystis flosaquaе*, B. *M. cf. aeruginosa* y *Pseudanabaena voronichinii*. ALII (C-D): C. *Raphidiopsis curvispora*, D. *Monoraphidium* sp. CK (E-F): E. *Oscillatoria* sp. y *Tetraselmis* sp. y F. *Dictyosphaerium* sp. Fotografías por el autor.

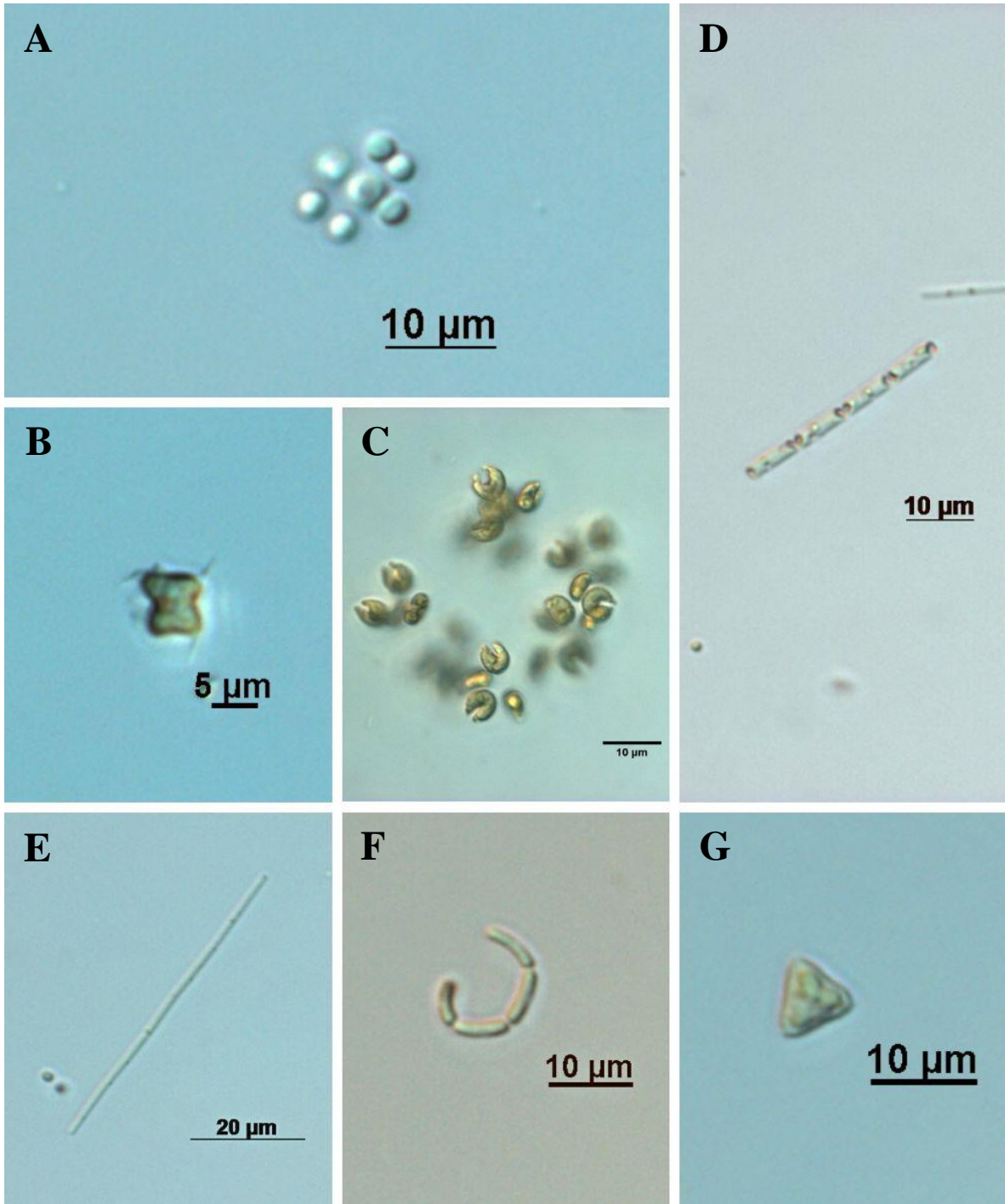


Figura 12. Figura 12. KXI (A-C): A. *Eucapsis* cf. *parallelepipedon*, B. *Chlorotetraedron* cf. *incus*, C. *Kirchneriella* *lunaris*. KXII (D): D. *Limnothrix* sp. P (E-G): E. *Pseudanabaena* sp., F. *Romeria* sp., G. *Tetraedron* *triangulare*. Fotografías del autor.

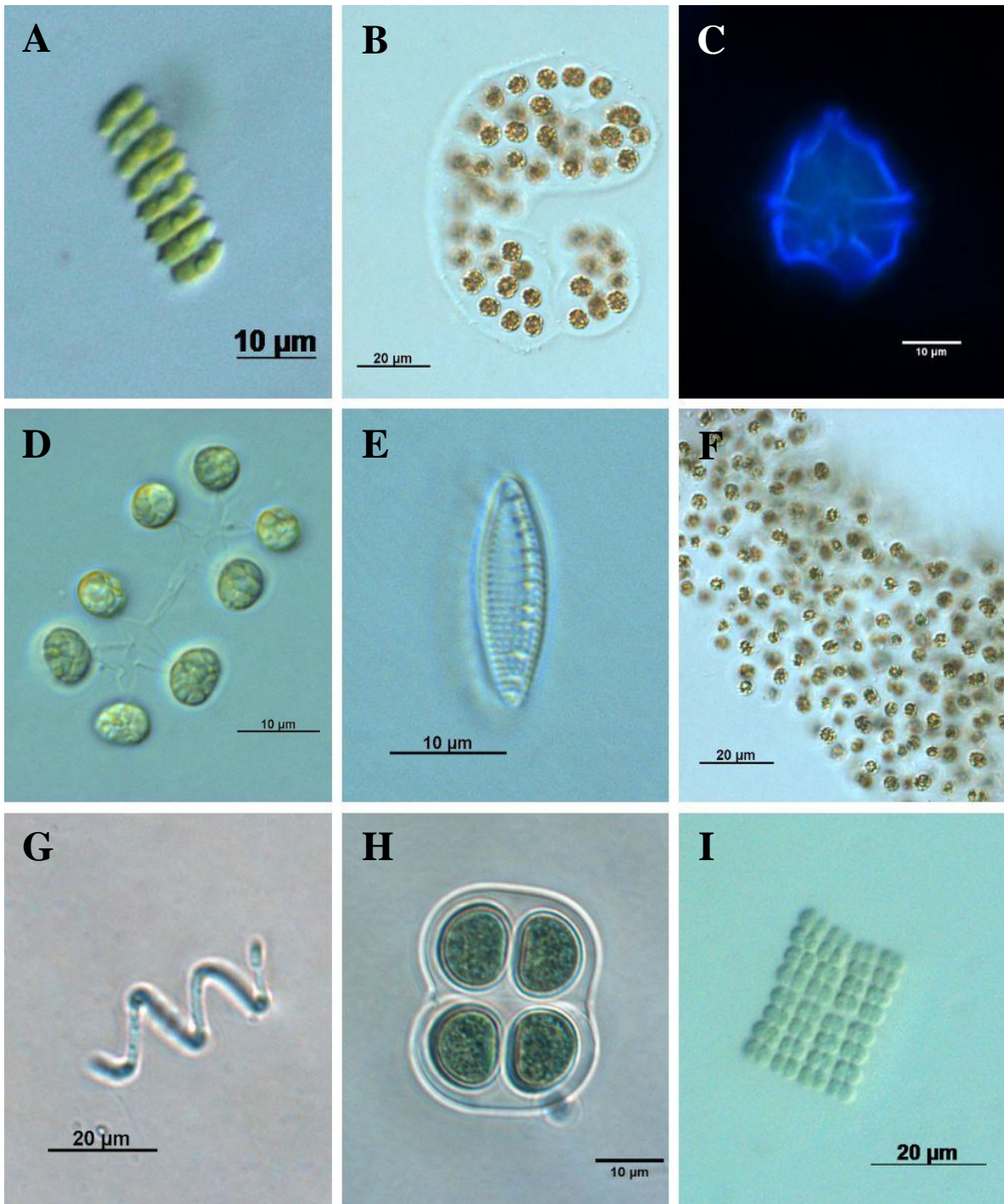


Figura 13. ACKI (A-C): A. *Scenedesmus brevispina*, B. *Microcystis wesenbergii*, C. *Peridiniopsis* sp. ACKII (D-F): D. *Dictyosphaerium pulchellum*, E. *Nitzschia amphibia*, F. *M. flosaquae*. ACKIII (G-I). G. *Raphidiopsis africana*, H. *Chroococcus major*, I. *Merismopedia tranquilla*. Fotografías del autor.

La abundancia total promedio de las microalgas fitoplanctónicas presentes en los cuerpos de agua muestreados se presenta en la figura 14. En relación con la campaña de muestreo, no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$). Sobre la abundancia total promedio para los sitios se observó que KH mantuvo la mayor abundancia, acercándose a las 1×10^{10} cél/L, mientras que ALII, KXII y ACKI se mantuvieron cerca de las 1×10^9 cél/L. Los demás cuerpos de agua mantuvieron abundancias superiores a 1×10^7 cél/L o superando ligeramente 1×10^8 cél/L. El análisis entre zonas señala que existieron diferencias significativas entre la zona A con las zonas B, C y D ($p<0.05$).

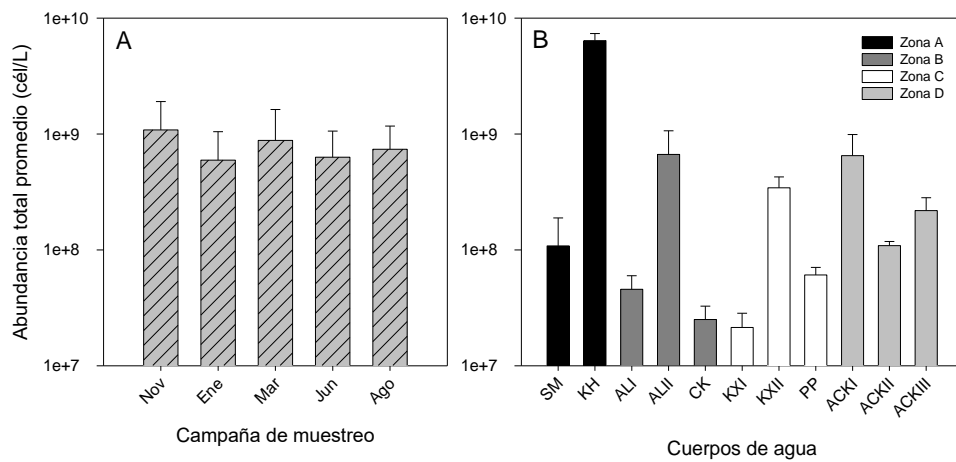


Figura 14. Abundancia total promedio (\pm EE) de las microalgas fitoplanctónicas. A. Abundancia total promedio por campaña de muestreo. Abundancia total promedio por cuerpo de agua estudiado.

En la tabla 13 se presenta un resumen de las abundancias totales estimadas con su respectivo error de precisión.

Tabla 13. Abundancias globales de las microalgas fitoplanctónicas estimadas en los cuerpos de agua muestreados.

Cuerpo de agua		Abundancia total (cél/L)				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
A	SM	$1.03 \times 10^7 \pm 0.06\%$	$4.47 \times 10^6 \pm 0.09\%$	$7.32 \times 10^6 \pm 0.08\%$	$4.13 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$9.82 \times 10^7 \pm 0.02\%$
	KH	$9.089 \times 10^9 \pm 0.002\%$	$5.086 \times 10^9 \pm 0.003\%$	$8.32 \times 10^9 \pm 0.002\%$	$4.88 \times 10^9 \pm 0.003\%$	$4.60 \times 10^9 \pm 0.003\%$
B	ALI	$3.95 \times 10^7 \pm 0.03\%$	$1.89 \times 10^7 \pm 0.05\%$	$1.00 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$3.31 \times 10^7 \pm 0.03\%$	$3.66 \times 10^7 \pm 0.03\%$
	ALII	$1.06 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$6.57 \times 10^7 \pm 0.02\%$	$3.01 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$6.57 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$2.20 \times 10^9 \pm 0.009\%$
	CK	$9.55 \times 10^6 \pm 0.06\%$	$1.53 \times 10^7 \pm 0.05\%$	$1.85 \times 10^7 \pm 0.05\%$	$5.27 \times 10^7 \pm 0.03\%$	$2.92 \times 10^7 \pm 0.04\%$
C	KXI	$1.41 \times 10^7 \pm 0.05\%$	$9.07 \times 10^6 \pm 0.07\%$	$1.07 \times 10^7 \pm 0.06\%$	$4.65 \times 10^7 \pm 0.04\%$	$4.71 \times 10^7 \pm 0.03\%$
	KXII	$3.96 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$5.68 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$4.49 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$1.60 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$1.43 \times 10^8 \pm 0.02\%$
	PP	$8.44 \times 10^7 \pm 0.02\%$	$4.76 \times 10^7 \pm 0.03\%$	$2.99 \times 10^7 \pm 0.04\%$	$6.98 \times 10^7 \pm 0.02\%$	$7.23 \times 10^7 \pm 0.02\%$
D	ACKI	$1.998 \times 10^9 \pm 0.009\%$	$3.99 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$2.07 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$3.14 \times 10^8 \pm 0.01\%$	$3.32 \times 10^8 \pm 0.01\%$
	ACKII	$8.47 \times 10^7 \pm 0.02\%$	$1.34 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$9.16 \times 10^7 \pm 0.02\%$	$1.24 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$1.09 \times 10^8 \pm 0.02\%$
	ACKIII	$8.52 \times 10^7 \pm 0.02\%$	$1.93 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$1.56 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$1.99 \times 10^8 \pm 0.02\%$	$4.58 \times 10^8 \pm 0.02\%$

Las abundancias por grupos taxonómicos (filos) en cada período de muestreo se presenta en la figura 15.

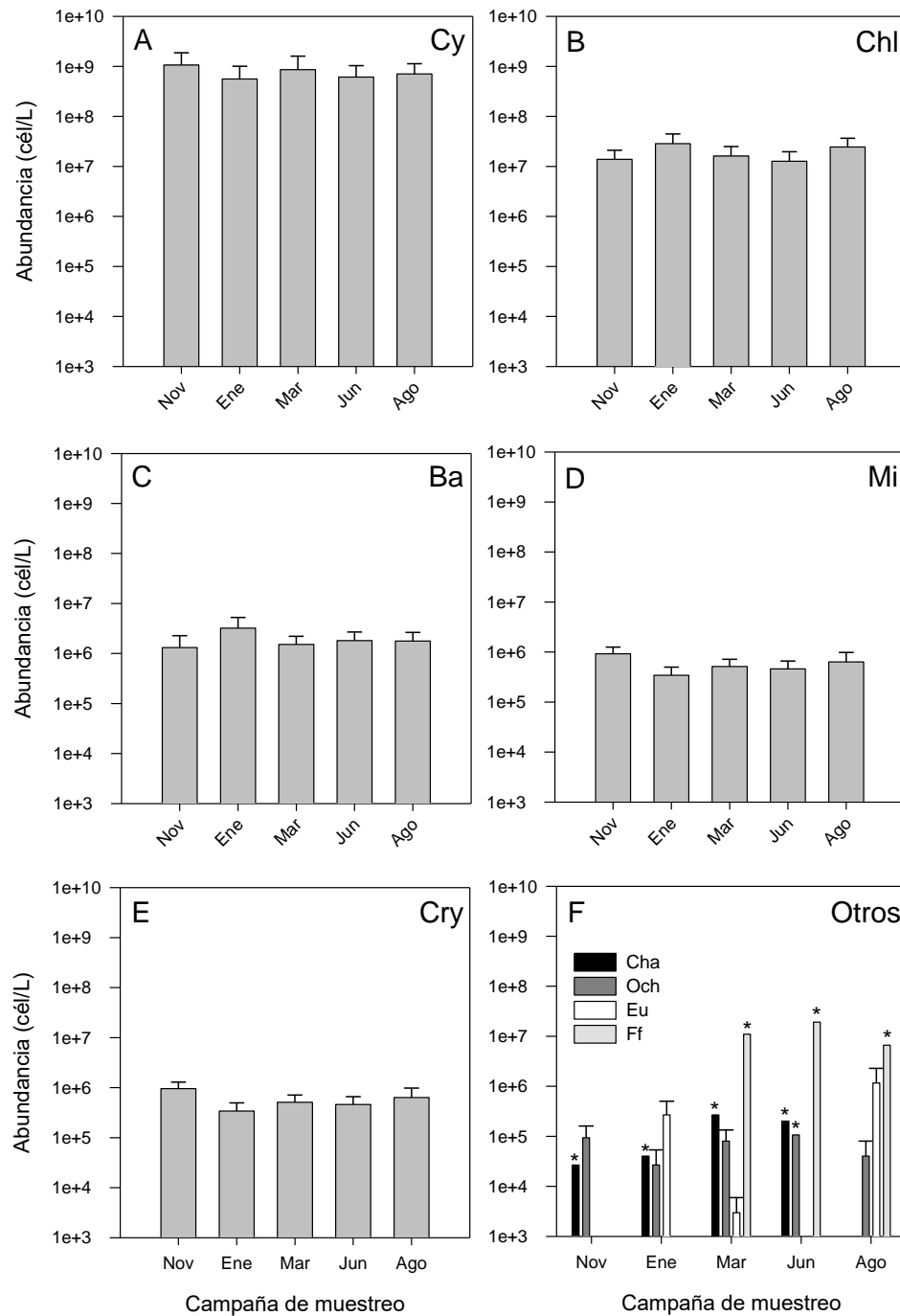


Figura 15. Abundancia total promedio por grupos taxonómicos. A. Cyanobacteria. B. Chlorophyta. C. Bacillariophyta. D. Miozoa. E. Cryptophyta. F. Otros grupos (Charophyta, Ochrophyta, Euglenozoa y

flagelados fotosintéticos). El asterisco (*) señala las abundancias de grupos fitoplanctónicos observados en un solo cuerpo de agua.

La abundancia de los grupos permaneció sin diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) a través de los períodos de muestreo. No obstante, para los grupos con menor representatividad de abundancias se observa que todos los grupos estuvieron al menos una fecha ausente (Fig. 15F).

Para poder ilustrar la distribución de los grupos en los cuerpos de agua por muestreo se calculó su abundancia relativa (0-100%).

En la zona A (Fig. 16) se observa que la abundancia relativa en SM durante el mes de noviembre presentó un gran porcentaje de Chlorophyta (68.9%), seguido de Cyanobacteria y Bacillariophyta (Fig. 16A). Para enero, la abundancia relativa cambió drásticamente, teniendo una dominancia de Bacillariophyta (52.3%); en marzo dominaron las Chlorophyta (51.4%) y se observó un incremento de Cyanobacteria que dominó los últimos dos meses con más del 96.8%. La abundancia relativa de KH señala que la dominancia de Cyanobacteria para los meses de muestreo estuvo entre 97-99%, seguido de Chlorophyta (<2%) (Fig. 16B). Los grupos de Miozoa y Cryptophyta para ambos sitios fueron los menos abundantes.

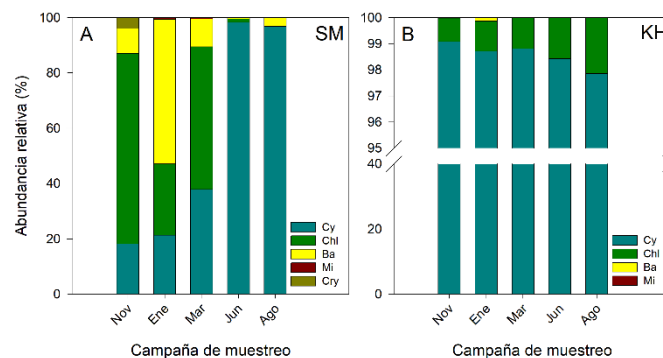


Figura 16. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona A A. SM. B. KH. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Mi= Miozoa, Cry= Cryptophyta.

En la zona B (Fig. 17) la abundancia relativa en ALI durante los meses muestreados fue dominado por Cyanobacteria en un rango de 84.2-93.4%, seguido de Chlorophyta para los meses de noviembre, enero, marzo y agosto (4.0-8.6%) y Bacillariophyta en junio (8.3%) (Fig. 17A). Pese a que el sitio presentó ocho grupos de algas, estas representaron menos del 2.2% de la abundancia total por cada uno. La abundancia relativa de ALII señala una tendencia similar, con un rango de

91.9-99.1% de abundancia de Cyanobacteria; durante los meses de enero a marzo, la abundancia de Chlorophyta fue de 2.5, 7.4 y 6.0% respectivamente; Miozoa presentó 1.5% durante el mes de noviembre (Fig. 17B). Los otros grupos presentaron una abundancia relativa <1%. Finalmente, CK presentó durante noviembre dominancia por Cyanobacteria (57.5%), seguido de Chlorophyta (34.5%); para enero, la dominancia de Chlorophyta incrementó (61.2%) mientras que la de Cyanobacteria disminuyó (34.6%) (Fig. 17C). A partir de marzo, se presentó la dominancia de flagelados fotosintéticos en un 59.3%, seguido de las Chlorophyta y Cyanobacteria. Este grupo fue disminuyendo hacia el mes de agosto (22.7%), donde se observó que Cyanobacteria incrementó su abundancia (61.5%). Los otros grupos presentaron en conjunto una abundancia <8% (Fig. 17C).

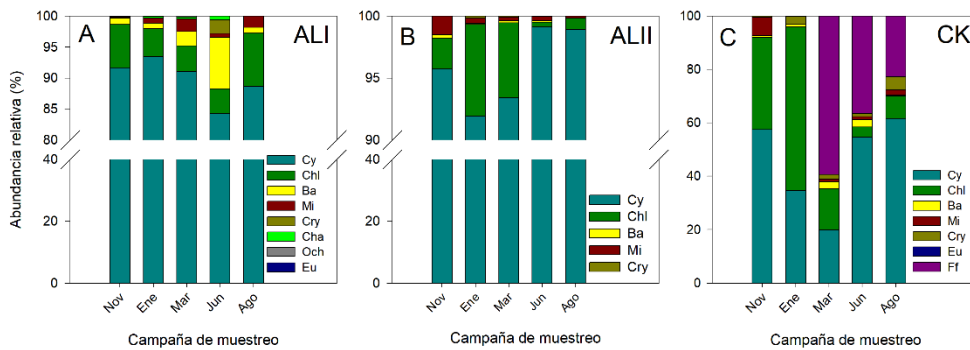


Figura 17. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona B. A. ALI. B. ALII. C. CK. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Mi= Miozoa, Cry= Cryptophyta. Cha= Charophyta, Och= Ochrophyta, Eu= Euglenozoa, Ff= Flagelado fotosintético.

En la zona C (Fig. 18), la abundancia relativa de KXI durante los meses de noviembre a marzo fue dominada por Chlorophyta con 40.2, 73.2 y 39.7% respectivamente, seguido de Cyanobacteria con 34.8, 14.9 y 39.0% y Cryptophyta con 20.3, 7.6 y 16.8%. No obstante, para los meses de junio y agosto la abundancia de Cyanobacteria se incrementó llegando a 80.8-85.5% (Fig. 18A). La abundancia relativa de KXII indica una dominancia por Cyanobacteria de 92.9-98.4% entre las diferentes fechas, mientras que los otros grupos tan sólo contribuyeron en conjunto con 1.5-7.0% para los meses muestreados (Fig. 18B). En relación con PP, aunque Cyanobacteria dominó entre todos los meses muestreados (47.7-87.4%), Chlorophyta fue el segundo grupo que más se acercó a su abundancia, donde en los meses de marzo y agosto disminuyó considerablemente (Fig. 18C).

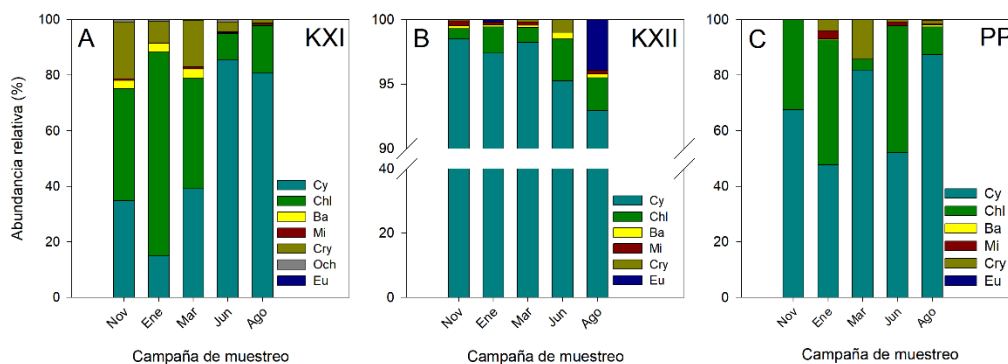


Figura 18. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona C. A. KXI. B. KXII. C. PP. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Mi= Miozoa, Cry= Cryptophyta. Och= Ochrophyta, Eu= Euglenozoa.

Dentro de la zona D (Fig. 19), en ACKI, la abundancia de Cyanobacteria fue mayor al 90% en los meses de noviembre, junio y agosto, quedando los otros grupos con una proporción menor al 4.9%; no obstante, Chlorophyta dominó en un 44.9% durante enero, disminuyendo en marzo y dando lugar de nuevo a la dominancia por Cyanobacteria en un 76.8% (Fig. 19A). En ACKII, Cyanobacteria dominó todo el periodo de muestreo en un rango de 85.06-94.5%, seguido de Chlorophyta en menos de 3.8% con excepción de enero, donde presentó una abundancia del 13.4%; por otro lado, Bacillariophyta presentó abundancia menor a 2.1% en todos los muestreos a excepción de junio (8.1%) (Fig. 19B). Finalmente, ACKIII presentó dominancia de Cyanobacteria en todos los muestreos en un rango de 94.0-98.3% con excepción de agosto, donde disminuyó a 62.8% e incrementó la abundancia de Chlorophyta (24.1%) y Cryptophyta (11.0%) (Fig. 19C).

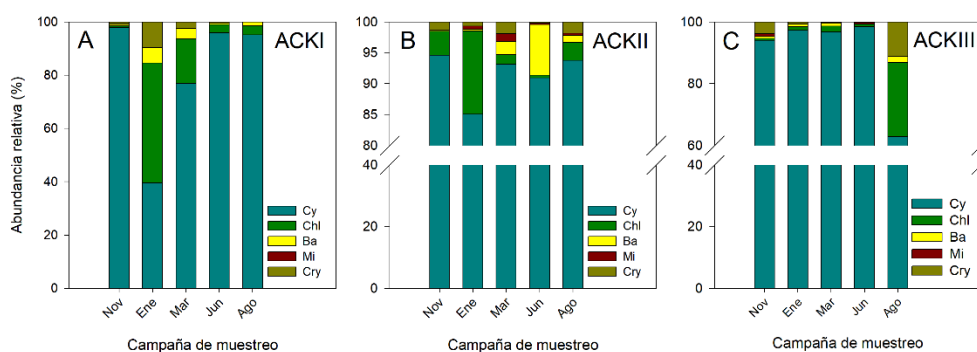


Figura 19. Abundancia relativa por grupos de microalgas en la zona D. A. ACKI. B. ACKII. C. ACKIII. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Mi= Miozoa, Cry= Cryptophyta.

En la tabla 14 se presenta un resumen de las abundancias totales por grupo taxonómico estimadas, organizadas por cada fecha de muestreo.

Tabla 14. Resumen de las abundancias totales por grupo taxonómico.

Localidad	Abundancia (cél/L) por grupo taxonómico								
	Cy	Chl	Ba	Mi	Cry	Cha	Och	Eu	Ff
Noviembre									
SM	1.87x10 ⁶	7.06x10 ⁶	9.11x10 ⁵		4.11x10 ⁵				
KH	9.01x10 ⁹	8.20x10 ⁷		1.67x10 ⁶	1.67x10 ⁶				
ALI	3.86x10 ⁷	2.96x10 ⁶	4.29x10 ⁵	8.04x10 ⁴		2.68x10 ⁴	2.68x10 ⁴		
ALII	1.02x10 ⁸	2.68x10 ⁶	2.68x10 ⁵	1.61x10 ⁶					
CK	5.49x10 ⁶	3.29x10 ⁶	5.36x10 ⁴	6.56x10 ⁵	5.36x10 ⁴				
KXI	6.19x10 ⁶	7.15x10 ⁶	5.22x10 ⁵	1.21x10 ⁵	3.62x10 ⁶		1.61x10 ⁵		
KXII	3.90x10 ⁸	3.21x10 ⁶	8.04x10 ⁵	1.61x10 ⁶	4.02x10 ⁵				
PP	5.71x10 ⁷	2.72x10 ⁷	1.61x10 ⁵						
ACKI	1.96x10 ⁹	1.25x10 ⁷	1.07x10 ⁷	3.57x10 ⁶	1.43x10 ⁷				
ACKII	8.01x10 ⁷	3.29x10 ⁵	1.21x10 ⁵		1.17x10 ⁶				
ACKIII	8.01x10 ⁷	5.36x10 ⁶	5.36x10 ⁵	8.04x10 ⁵	3.21x10 ⁶				
Enero									
SM	9.82x10 ⁵	1.19x10 ⁶	2.41x10 ⁶	2.68x10 ⁴					
KH	5.02x10 ⁹	5.86x10 ⁷	6.70x10 ⁶						
ALI	1.77x10 ⁷	8.57x10 ⁵	1.74x10 ⁵	1.61x10 ⁵		4.02x10 ⁴		1.34x10 ⁴	
ALII	6.04x10 ⁷	4.86x10 ⁶	4.02x10 ⁴	2.81x10 ⁵	1.21x10 ⁵				
CK	5.30x10 ⁶	9.39x10 ⁶	1.34x10 ⁵		4.69x10 ⁵			2.68x10 ⁴	
KXI	1.35x10 ⁶	6.64x10 ⁶	3.08x10 ⁵		6.96x10 ⁵			1.34x10 ⁴	
KXII	5.52x10 ⁸	1.17x10 ⁷	8.04x10 ⁵	1.21x10 ⁶			5.36x10 ⁴	1.21x10 ⁶	
PP	2.27x10 ⁷	2.14x10 ⁷	2.01x10 ⁵	1.41x10 ⁶	1.81x10 ⁶			8.04x10 ⁴	
ACKI	1.58x10 ⁸	1.79x10 ⁸	2.28x10 ⁷		3.88x10 ⁶				
ACKII	1.14x10 ⁸	1.81x10 ⁷	3.21x10 ⁵	6.83x10 ⁵	9.64x10 ⁵				
ACKIII	1.88x10 ⁸	2.41x10 ⁶	1.61x10 ⁶		1.21x10 ⁶				
Marzo									

Localidad	Abundancia (cél/L) por grupo taxonómico								
	Cy	Chl	Ba	Mi	Cry	Cha	Och	Eu	Ff
SM	2.75x10 ⁶	3.73x10 ⁶	7.32x10 ⁵	3.57x10 ⁴					
KH	8.22x10 ⁹	9.88x10 ⁷							
ALI	9.15x10 ⁷	4.15x10 ⁶	2.28x10 ⁶	2.01x10 ⁶	1.34x10 ⁵	2.68x10 ⁵	1.34x10 ⁵		
ALII	2.81x10 ⁸	1.82x10 ⁷	5.36x10 ⁵	8.04x10 ⁵	2.68x10 ⁵				
CK	3.71x10 ⁶	2.84x10 ⁶	4.91x10 ⁵	1.79x10 ⁵	3.13x10 ⁵			1.49x10 ⁴	1.10x10 ⁷
KXI	4.19x10 ⁶	4.26x10 ⁶	3.62x10 ⁵	8.04x10 ⁴	1.81x10 ⁶		2.68x10 ⁴		
KXII	4.41x10 ⁸	5.22x10 ⁶	8.04x10 ⁵	1.21x10 ⁶	8.04x10 ⁵				
PP	2.44x10 ⁷	1.17x10 ⁶			4.26x10 ⁶				
ACKI	1.59x10 ⁸	3.46x10 ⁷	8.04x10 ⁶		5.09x10 ⁶				
ACKII	8.01x10 ⁷	1.34x10 ⁶	1.88x10 ⁶	1.07x10 ⁶	1.61x10 ⁶				
ACKIII	1.51x10 ⁸	2.95x10 ⁶	1.61x10 ⁶	2.68x10 ⁵	2.68x10 ⁵				
Junio									
SM	4.06x10 ⁸	5.09x10 ⁶	1.88x10 ⁶						
KH	4.81x10 ⁹	7.70x10 ⁷							
ALI	2.79x10 ⁷	1.34x10 ⁶	2.75x10 ⁶	2.01x10 ⁵	7.37x10 ⁵	2.01x10 ⁵			
ALII	6.51x10 ⁸	2.68x10 ⁶	8.04x10 ⁵	2.14x10 ⁶	2.68x10 ⁵				
CK	2.88x10 ⁷	1.98x10 ⁶	1.46x10 ⁶	5.69x10 ⁵	6.70x10 ⁵				1.92x10 ⁷
KXI	2.27x10 ⁷	2.49x10 ⁶	8.04x10 ⁴	8.04x10 ⁴	9.64x10 ⁵		2.14x10 ⁵		
KXII	1.53x10 ⁸	5.22x10 ⁶	8.04x10 ⁵		1.61x10 ⁶				
PP	3.63x10 ⁷	3.19x10 ⁷		1.00x10 ⁶	6.03x10 ⁵				
ACKI	3.01x10 ⁸	9.24x10 ⁶	2.01x10 ⁶		1.21x10 ⁶				
ACKII	8.01x10 ⁷	1.34x10 ⁶	1.88x10 ⁶	1.07x10 ⁶	1.61x10 ⁶				
ACKIII	1.96x10 ⁸	2.01x10 ⁶		8.04x10 ⁵	4.02x10 ⁵				
Agosto									
SM	9.51x10 ⁷	1.61x10 ⁵	2.97x10 ⁶						
KH	4.52x10 ⁹	8.20x10 ⁷							
ALI	3.24x10 ⁷	3.15x10 ⁶	4.02x10 ⁵	6.70x10 ⁵					
ALII	2.18x10 ⁹	2.01x10 ⁷		4.02x10 ⁶					
CK	1.79x10 ⁷	2.46x10 ⁶	1.00x10 ⁵	6.03x10 ⁵	1.41x10 ⁶				6.63x10 ⁶
KXI	3.76x10 ⁷	7.90x10 ⁶	1.61x10 ⁵	2.95x10 ⁵	4.82x10 ⁵		8.04x10 ⁴		5.89x10 ⁵

Localidad	Abundancia (cél/L) por grupo taxonómico								
	Cy	Chl	Ba	Mi	Cry	Cha	Och	Eu	Ff
KXII	1.33x10 ⁸	3.62x10 ⁶	4.02x10 ⁵	4.02x10 ⁵		5.63x10 ⁶			
PP	6.32x10 ⁷	7.11x10 ⁶	6.03x10 ⁵	3.21x10 ⁵	8.44x10 ⁵	2.01x10 ⁵			
ACKI	3.16x10 ⁸	1.15x10 ⁷	4.55x10 ⁶	2.68x10 ⁵					
ACKII	1.02x10 ⁸	3.21x10 ⁶	1.21x10 ⁶	4.02x10 ⁵	2.01x10 ⁶				
ACKIII	2.88x10 ⁸	1.10x10 ⁸	9.24x10 ⁶		5.06x10 ⁷				

Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Mi= Miozoa, Cry= Cryptophyta, Cha= Charophyta, Och= Ochrophyta, Eu= Euglenozoa.

Ff= Flagelados fotosintéticos.

Las especies con mayor representación identificadas en este estudio se presentan en la tabla 15. En general, 15 especies de Cyanobacteria tuvieron mayor representación en las diferentes fechas de todos los cuerpos de agua, seguido de seis especies de Chlorophyta, una de Bacillariophyta y un flagelado fotosintético. Los cuerpos de agua de KH, ALI y KXII presentaron como especie dominante a las mismas especies durante todo el periodo muestreado, siendo estas *Microcystis aeruginosa*, *M. flosaquae* y *Pseudanabaena galeata*, donde la primera casi no varió su abundancia y las otras dos fluctuaron dependiendo de la fecha muestreada.

Tabla 15. Abundancia absoluta y relativa de las especies fitoplanctónicas con mayor representación en los cuerpos de agua durante los meses muestreados.

Cuerpo de agua			Especies con mayor representación por sitios de muestreo durante un año				
Z	LOC	M	Especie	GT	A (cél/L)	AR (%)	
A	SM	Nov	<i>Coelastrum microporum</i>	Chl	2.8x10 ⁶	27.4	
		Ene	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Ba	2.08x10 ⁶	46.7	
		Mar	<i>Quadrigula</i> sp.	Chl	1.3x10 ⁶	20.2	
		Jun	<i>Microcystis smithii</i>	Cy	4.06x10 ⁸	96.38	
		Ago	<i>Microcystis</i> sp. 1	Cy	7.9x10 ⁷	80.91	
	KH	Nov	<i>M. aeruginosa</i>	Cy	8.9x10 ⁹	98.3	
		Ene	<i>M. aeruginosa</i>	Cy	4.9x10 ⁹	96.9	
		Mar	<i>M. aeruginosa</i>	Cy	8.1x10 ⁹	97.8	
		Jun	<i>M. aeruginosa</i>	Cy	4.4x10 ⁹	91.7	
		Ago	<i>M. aeruginosa</i>	Cy	4.2x10 ⁹	92.5	
	B	ALI	Nov	<i>M. flosaquae</i>	Cy	1.3x10 ⁷	32.32
			Ene	<i>M. flosaquae</i>	Cy	9.8x10 ⁶	52.30
			Mar	<i>M. flosaquae</i>	Cy	8.7x10 ⁷	86.67
			Jun	<i>M. flosaquae</i>	Cy	2.6x10 ⁷	80.57
			Ago	<i>M. flosaquae</i>	Cy	1.7x10 ⁷	47.80
ALII		Nov	<i>Raphidiopsis cuspis</i>	Cy	3.7x10 ⁷	35.48	
		Ene	<i>Synechococcus</i> sp.	Cy	2.9x10 ⁷	45.08	
		Mar	<i>Microcystis</i> sp. 2	Cy	1.8x10 ⁸	61.68	
		Jun	<i>Microcystis</i> sp. 2	Cy	5.3x10 ⁸	80.87	
		Ago	<i>Microcystis</i> sp. 2	Cy	2.03x10 ⁹	92.27	
CK		Nov	<i>Dictyopshaerium ehrenbergianum</i>	Chl	2.9x10 ⁶	31.00	
		Ene	Chlorococcales	Chl	7.4x10 ⁶	48.43	
		Mar	Flagelado fotosintético	Ff	1.1x10 ⁷	59.31	
		Jun	Flagelado fotosintético	Ff	1.9x10 ⁷	36.46	
		Ago	<i>Raphidiopsis</i> sp.	Cy	1.01x10 ⁷	34.71	
C	KXI	Nov	<i>Eucapsis paralellepipedon</i>	Cy	3.6x10 ⁶	25.64	
		Ene	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	Chl	1.7x10 ⁶	19.20	

Cuerpo de agua			Especies con mayor representación por sitios de muestreo durante un año			
Z	LOC	M	Especie	GT	A (cél/L)	AR (%)
		Mar	<i>M. wesenbergii</i>	Cy	2.9x10 ⁶	27.59
		Jun	<i>M. wesenbergii</i>	Cy	2.0x10 ⁷	75.28
		Ago	<i>M. wesenbergii</i>	Cy	2.7x10 ⁷	59.15
	KXII	Nov	<i>Pseudanabaena galeata</i>	Cy	2.2x10 ⁸	56.59
		Ene	<i>P. galeata</i>	Cy	4.5x10 ⁸	79.91
		Mar	<i>P. galeata</i>	Cy	3.9x10 ⁸	88.82
		Jun	<i>P. galeata</i>	Cy	6.8x10 ⁷	42.86
		Ago	<i>P. galeata</i>	Cy	9.6x10 ⁷	67.32
	PP	Nov	<i>Pseudanabaena</i> sp. 1	Cy	3.1x10 ⁷	36.84
		Ene	<i>Pseudanabaena</i> sp. 1	Cy	1.8x10 ⁷	37.84
		Mar	<i>M. aeruginosa</i>	Cy	2.3x10 ⁷	78.87
		Jun	<i>M. aeruginosa</i>	Cy	2.9x10 ⁷	42.91
		Ago	<i>Pseudanabaena</i> sp. 1	Cy	3.0x10 ⁷	41.44
D	ACKI	Nov	<i>M. wesenbergii</i>	Cy	1.8x10 ⁹	92.79
		Ene	<i>Monoraphidium irregulare</i>	Chl	1.1x10 ⁸	42.77
		Mar	<i>M. wesenbergii</i>	Cy	8.1x10 ⁷	39.38
		Jun	<i>R. africana</i>	Cy	1.1x10 ⁸	37.52
		Ago	<i>M. wesenbergii</i>	Cy	1.5x10 ⁸	45.99
	ACKII	Nov	<i>M. flosaquae</i>	Cy	6.9x10 ⁷	82.07
		Ene	<i>M. flosaquae</i>	Cy	3.9x10 ⁷	44.00
		Mar	<i>R. africana</i>	Cy	4.2x10 ⁷	46.49
		Jun	<i>M. flosaquae</i>	Cy	5.2x10 ⁷	42.20
		Ago	<i>M. flosaquae</i>	Cy	5.06x10 ⁷	46.32
	ACKIII	Nov	<i>R. africana</i>	Cy	3.5x10 ⁷	38.62
		Ene	<i>Mo. irregulare</i>	Chl	1.1x10 ⁸	44.21
		Mar	<i>Pseudanabaena</i> sp. 2	Cy	4.7x10 ⁷	30.53
		Jun	<i>R. africana</i>	Cy	1.1x10 ⁸	57.58
		Ago	<i>M. flosaquae</i>	Cy	1.7x10 ⁸	38.25

Z= Zona, LOC= Localidad, M= Mes de muestreo, GT= Grupo taxonómico, A= Abundancia, AR= Abundancia relativa. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Ff= Flagelados fotosintéticos.

Las especies con mayor representación en la comunidad fitoplanctónica encontradas en los diferentes cuerpos de agua se presentan en las figuras 20-23.

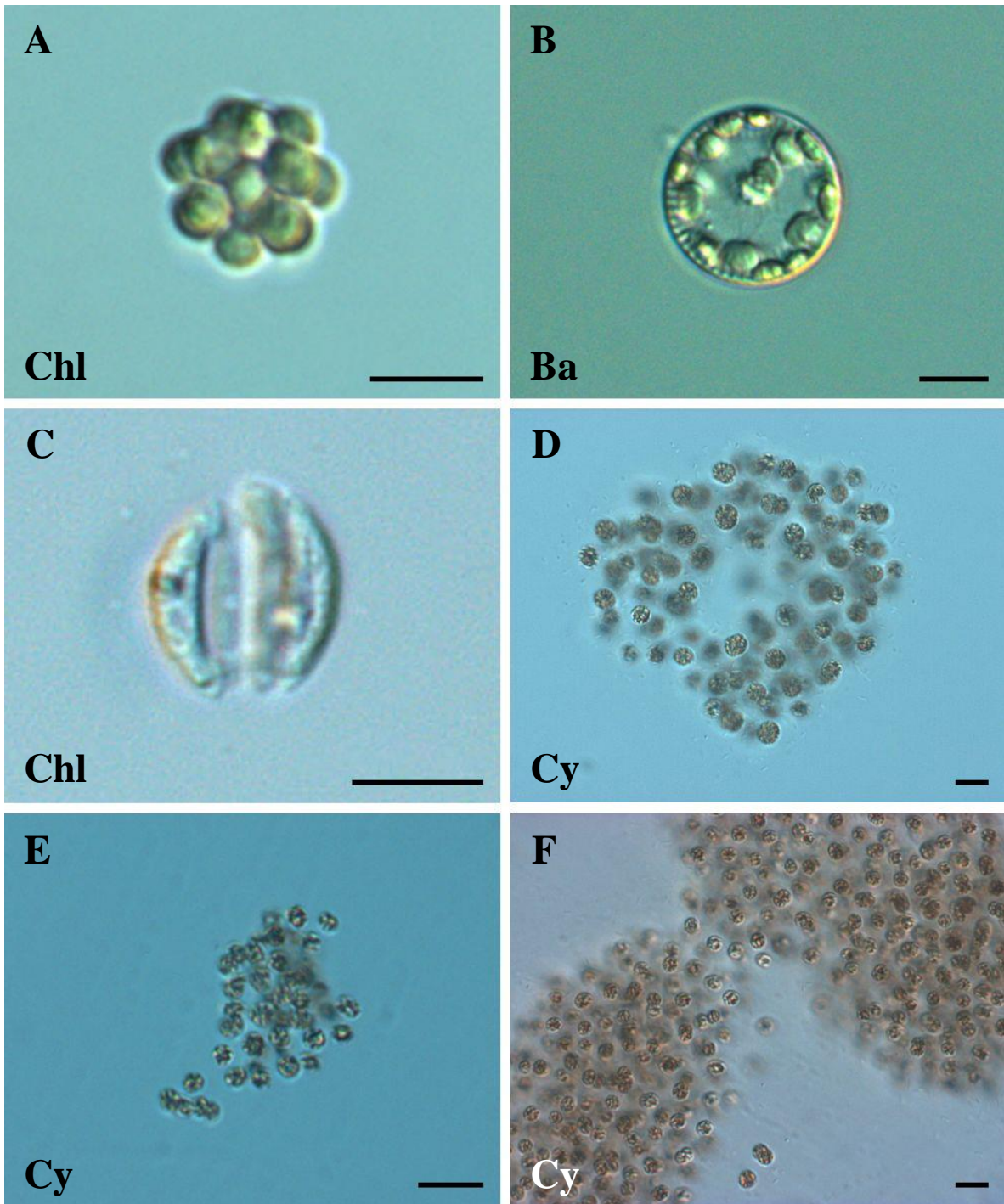


Figura 20. Especies con mayor representación en SM (A-E): A. *Coelastrum microporum*, B. *Cyclotella meneghiniana*, C. *Quadrigula* sp. D. *Microcystis* cf. *smithii*, E. *Microcystis* sp. 1. Especie con mayor representación en KH (F): F. *M. aeruginosa*. Chl= Chlorophyta, Ba= Bacillariophyta, Cy= Cyanobacteria. Barra de escala= 10 μ m. Fotografías del autor.

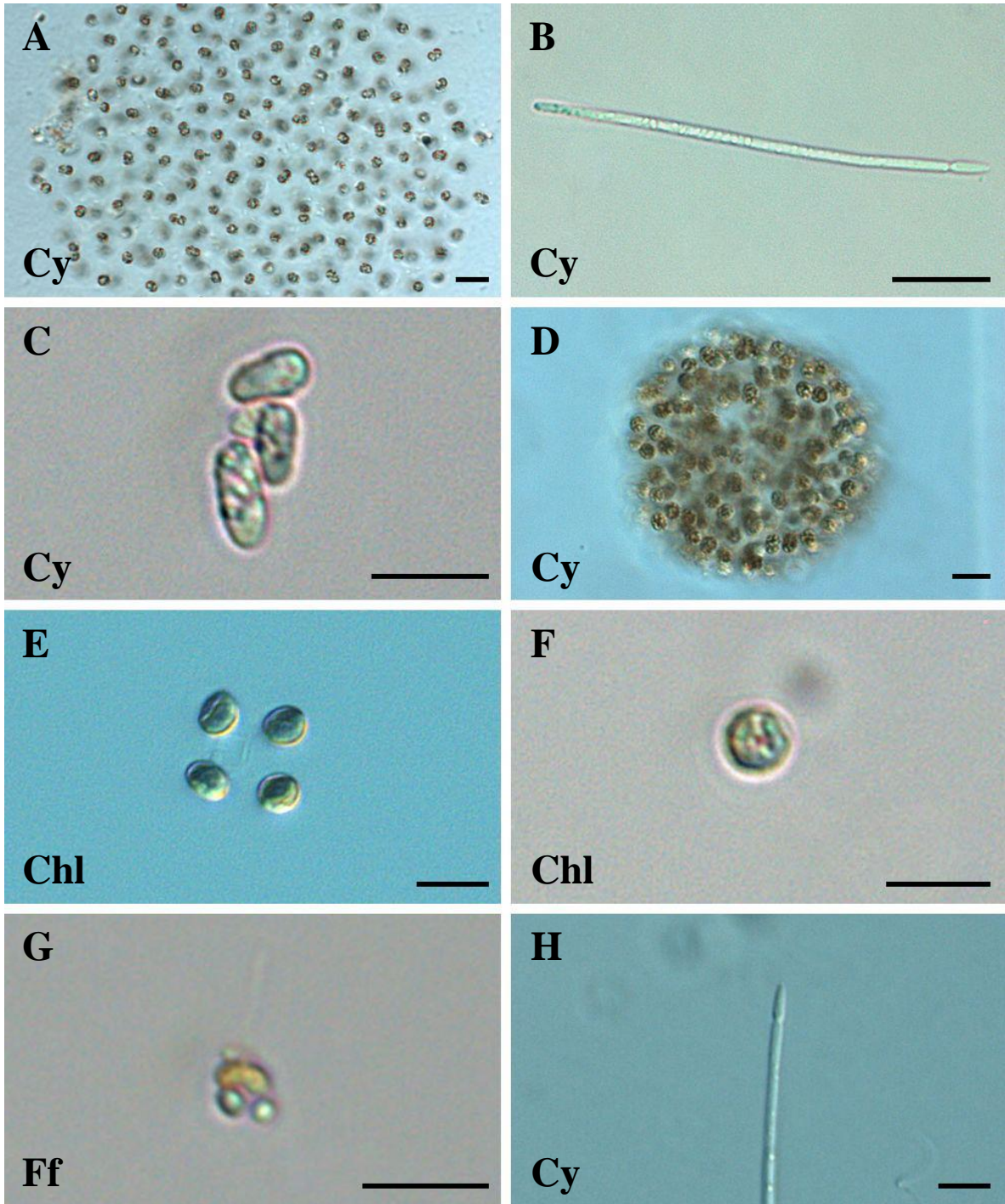


Figura 21. Especies con mayor representación en ALI (A): A. *M. flosoquae*. Especies con mayor representación en ALII (B-D): B. *Raphidiopsis cuspis*, C. *Synechococcus* sp. D. *Microcystis* sp. 2. Especies con mayor representación en CK (E-H): E. *Dictyopshaerium ehrenbergianum*, F. Chlorococcales, G. Flagelado fotosintético, H. *Raphidiopsis* sp. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta, Ff= Flagelado fotosintético. Barra de escala= 10 μ m. Fotografías del autor.

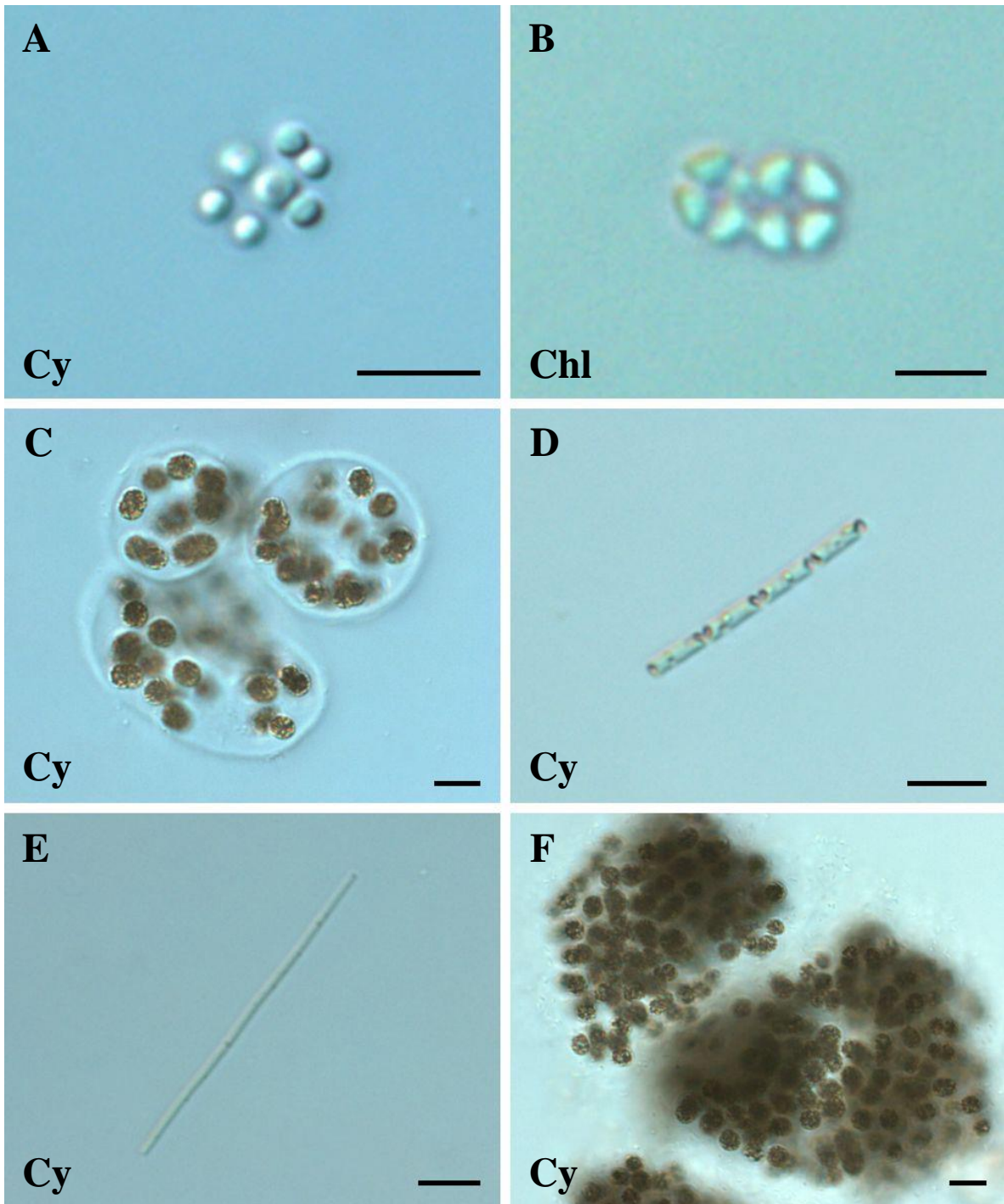


Figura 22. Especies con mayor representación en KXI (A-C): A. *Eucapsis parallelepipedon*, B. *Crucigenia tetrapedia*, C. *M. wesenbergii*. Especies con mayor representación en KXII (D): D. *Pseudanabaena galeata*.

Especies con mayor representación en PP (E-F): E. *Pseudanabaena* sp. 1, F. *M. aeruginosa*. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta. Barra de escala= 10 μ m. Fotografías del autor.

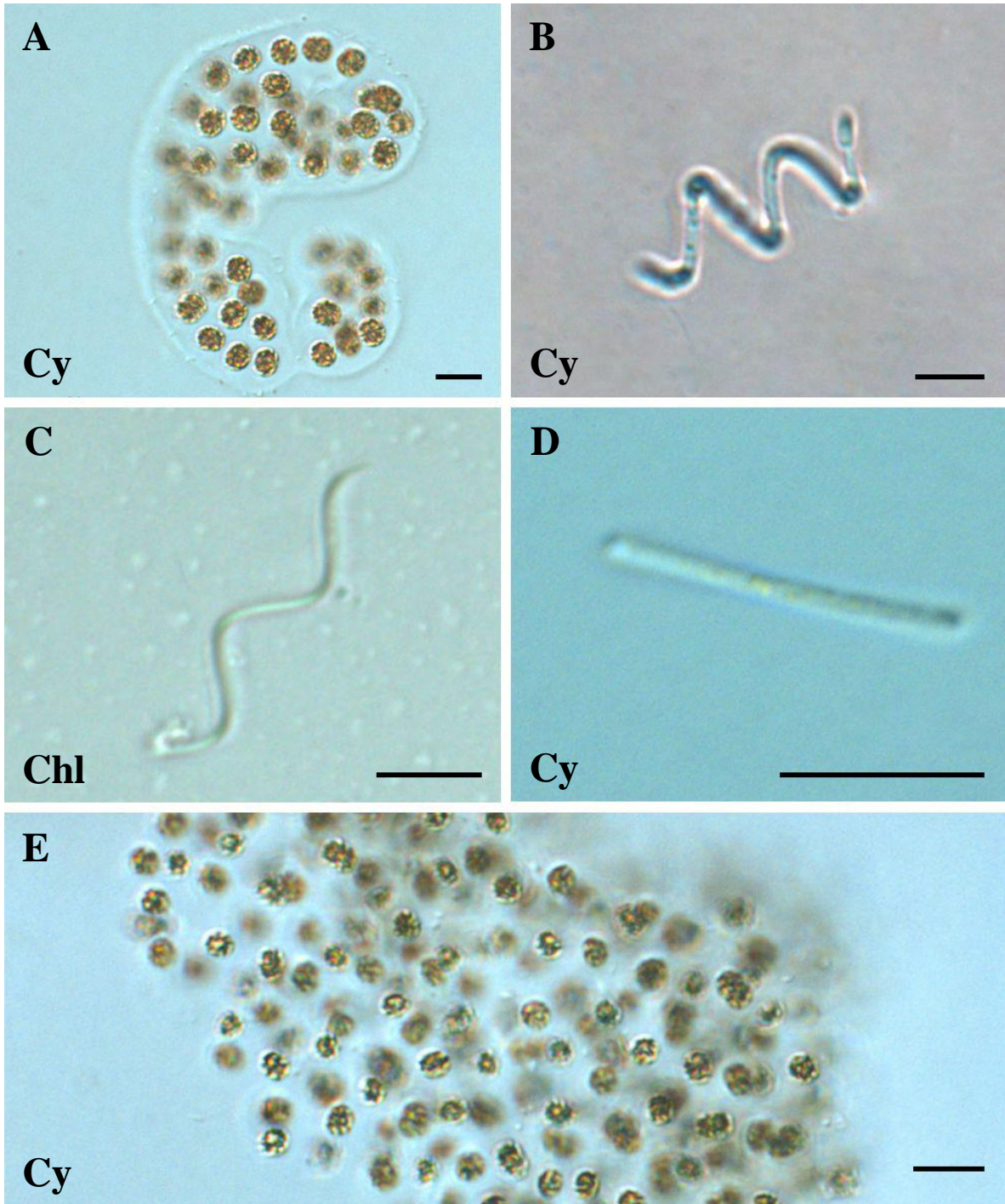


Figura 23. Especies con mayor representación en ACK (A-E): A. *M. wesenbergii*, B. *R. africana*, C. *Monoraphidium irregulare*, D. *Pseudanabaena* sp. 2, E. *M. flosoquae*. Cy= Cyanobacteria, Chl= Chlorophyta. Barra de escala= 10 μ m. Fotografías del autor.

3.1.4. Análisis de diversidad

Los resultados promedio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice de Pielou (J') se muestran en la figura 24. Respecto a H' se observó que todos los cuerpos de agua presentaron baja diversidad, con excepción de KXI, en el cual H' fue mayor que 2 (Fig. 24A). Por otra parte, la equitatividad (J') presentó baja uniformidad en SM, KH, ALI, ALII y KXII, datos que se corroboran al observar las abundancias relativas de los grupos y especies con mayor representación en esos sitios (Fig. 24B). Los demás cuerpos de agua presentaron valores menores a 0.66.

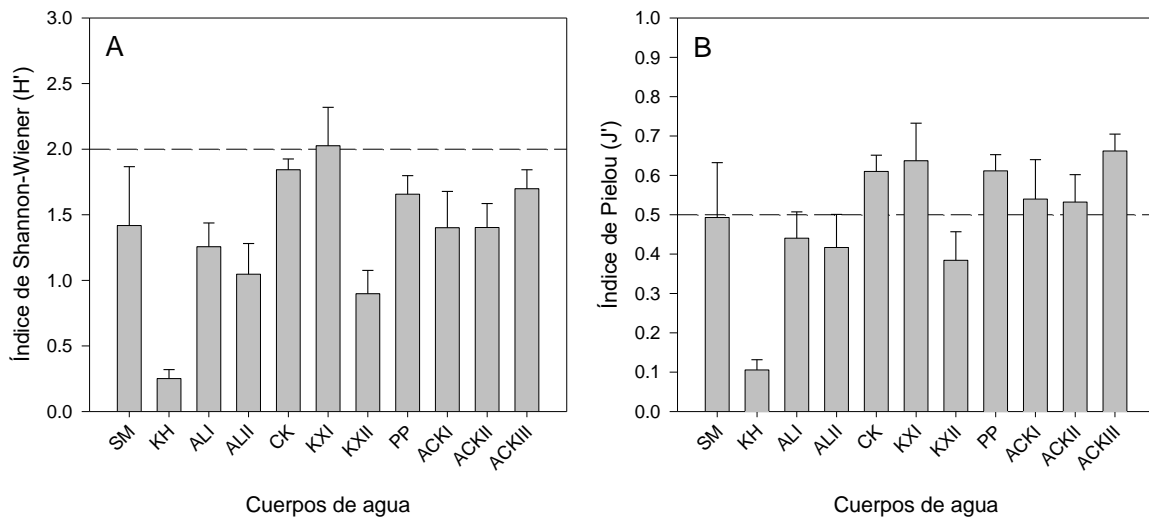


Figura 24. Valores promedio de los índices de H' y J' para los cuerpos de agua considerando todo el muestreo. Línea en A= Límite para considerar baja diversidad. Línea en B= Límite para considerar baja equitatividad.

En la tabla 16 se presentan los valores de los índices calculados para todos los cuerpos de agua durante el muestreo. Adicionalmente, se señalan los valores menores al límite considerados para cada uno de los índices.

Tabla 16. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y Pielou calculados para los cuerpos de agua durante los meses muestreados.

Cuerpo de agua		Shannon-Wiener (H')					Pielou (J')				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
A	SM	2.26	1.69*	2.38	0.12*	0.63*	0.73	0.64	0.76	0.06 ⁺	0.27 ⁺
	KH	0.11*	0.18*	0.13*	0.44*	0.39*	0.05 ⁺	0.08 ⁺	0.06 ⁺	0.17 ⁺	0.16 ⁺
B	ALI	1.63*	1.60*	0.72*	0.95*	1.37*	0.59	0.51	0.24 ⁺	0.33 ⁺	0.54
	ALII	1.59*	1.48*	1.14*	0.68*	0.36*	0.64	0.55	0.44 ⁺	0.27 ⁺	0.18 ⁺
	CK	2.11	1.69*	1.70*	1.75*	1.96*	0.74	0.60	0.53	0.53	0.66
C	KXI	2.67	2.39	2.40	1.12*	1.55*	0.85	0.75	0.75	0.34 ⁺	0.49 ⁺

Cuerpo de agua		Shannon-Wiener (H')					Pielou (J')				
Zona	Localidad	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago	Nov	Ene	Mar	Jun	Ago
	KXII	0.77*	0.66*	0.46*	1.46*	1.14*	0.37 ⁺	0.26 ⁺	0.21 ⁺	0.61	0.47 ⁺
	PP	1.98*	1.98*	1.29*	1.44*	1.59*	0.75	0.65	0.58	0.52	0.55
D	ACKI	0.32*	1.65*	1.91*	1.52*	1.61*	0.15 ⁺	0.69	0.67	0.61	0.58
	ACKII	0.74*	1.28*	1.66*	1.72*	1.61*	0.28 ⁺	0.49 ⁺	0.65	0.65	0.60
	ACKIII	1.86*	1.32*	1.81*	1.41*	2.09	0.75	0.55	0.71	0.57	0.74

Nota: El signo asterisco (*) señala baja diversidad en Shannon-Wiener (H'). El signo suma (+) señala baja equitatividad en Pielou (J').

Respecto a los resultados del análisis de Bray Curtis y las contribuciones por especie analizado con la prueba SIMPER se observó que en la zona A, SM se separó en dos grupos; el primero compuesto por junio y agosto donde hubo mayor abundancia de Cyanobacteria, y otro donde existió menor abundancia total con la mayor dominancia de grupos como Bacillariophyta y Chlorophyta (Fig. 25A). Las especies que más contribuyeron en abundancia fueron *Microcystis smithii* (45.2%), *Microcystis* sp. 1 (27.6%) y *Merismopedia tenuissima* (2.5%) en Cyanobacteria.

La estructura de la comunidad fitoplanctónica en KH fue muy homogénea, los grupos mostraron un nivel de similitud del 70% (Fig. 25B). *M. aeruginosa* contribuyó en un 90.26%, seguido de *Me. tenuissima* y *M. botrys* con 3.0 y 1.8% respectivamente, todas ellas Cyanobacteria.

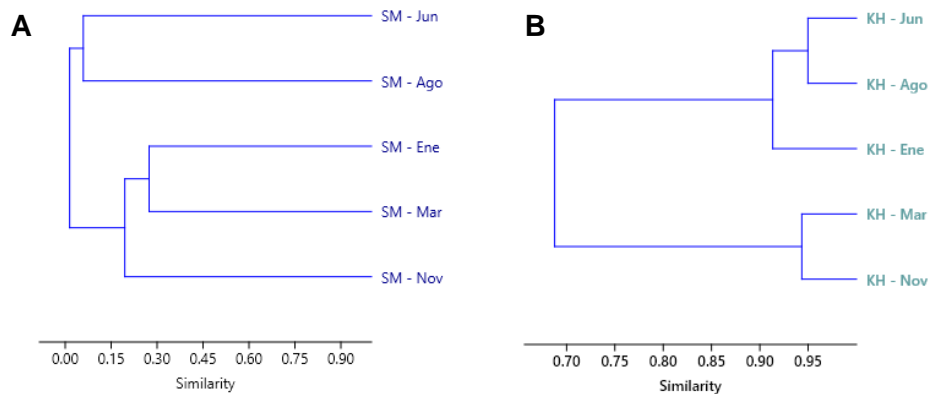


Figura 25. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona A. A. SM, B. KH.

En la zona B (Fig. 26), el sitio ALI se separó en tres grupos: el primero integra a junio y agosto, meses donde incrementó la abundancia de diferentes especies de Cyanobacteria, el segundo a enero y noviembre que presentaron mayor diversidad y equitatividad, y marzo, mes con la menor diversidad y equitatividad, y que, de acuerdo a los resultados de clorofila *a* el sistema se presenta como eutrófico (Fig. 26A). Las especies que más contribuyeron a las diferencias de la composición

taxonómica de las comunidades fueron *M. flosaquae* (47.6%), *Pseudanabaena* sp. 1 (10.2%) y *Glaucospira* sp. (9.4%) de Cyanobacteria.

En ALII se agruparon marzo, junio y agosto, meses en los que la abundancia relativa de pocas especies de Cyanobacteria se incrementó considerablemente y disminuyeron la diversidad y la equitatividad. Por otra parte, enero y noviembre se agruparon en una similitud de 45%, los cuales son meses donde la diversidad y equitatividad aumenta, y se aparecen especies de otros grupos de microalgas (Fig. 26B). Las especies que más contribuyeron fueron *Microcystis* sp. 2 (77.8%) y *Raphidiopsis cuspis* (8.8%) (Cyanobacteria) y *Radiocystis geminata* (4.02%) (Chlorophyta).

Al igual que en el caso anterior, CK presentó dos grupos, con una similitud en sus respectivos grupos del 40%. En el primero, conformado por marzo, junio y agosto, la diversidad incrementó y se observó la dominancia de la misma especie. En contraste, la agrupación de noviembre y enero difirió con el primero en que fue un poco más diverso y equitativo (Fig. 26C). Las especies que más contribuyeron fueron un flagelado fotosintético (27.1%), *Microcystis* sp. 3 (13.7%) (Cyanobacteria) y Chlorococcales sp. (11.9%) (Chlorophyta).

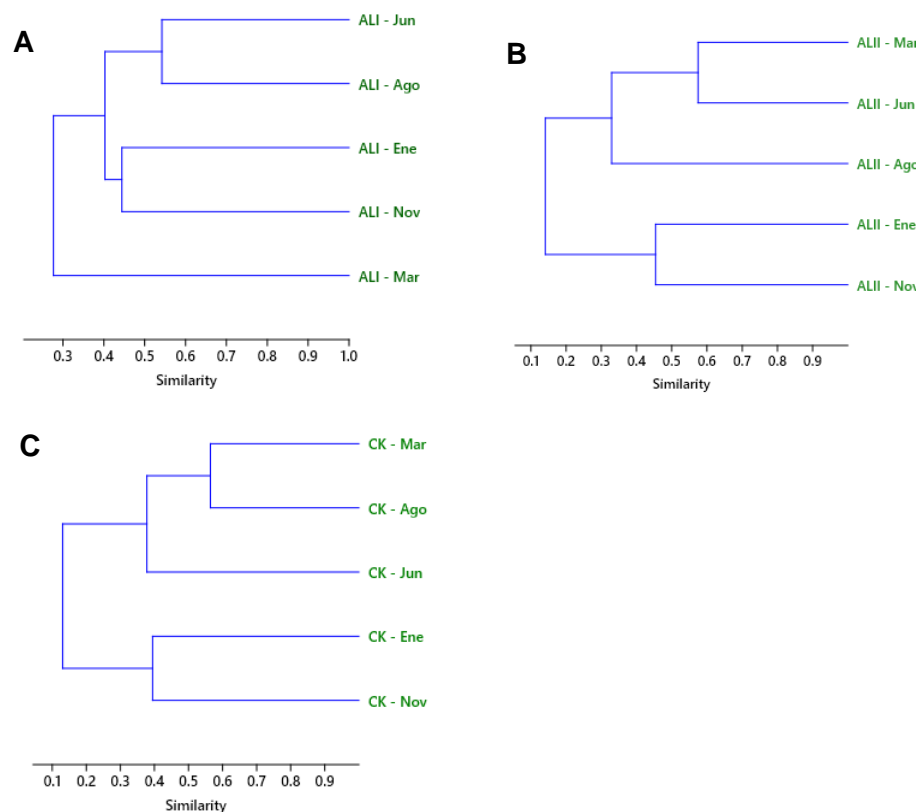


Figura 26. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona B. A. ALI, B. ALII, C. CK.

En la zona C (Fig. 27), el sitio de KXI presentó una agrupación entre junio y agosto en aproximadamente 55% de similitud; estos meses son los que presentaron la mayor abundancia de Cyanobacteria, así como una menor diversidad y equitatividad en comparación con marzo, noviembre y enero, que se agrupan en un nivel de similitud cercano a 30%. La diversidad y la abundancia de otros grupos de algas fue mayor (Fig. 27A). Las especies que más contribuyeron fueron *M. wesenbergii* (36.5%) y *Synechocystis* sp. (16.8%) (Cyanobacteria), y *Mo. contortum* (5.9%) (Chlorophyta).

En KXII, junio y agosto se agrupan con 72% de similitud. En estos meses se observó alta diversidad y alta equitatividad. En contraste, noviembre, enero y marzo se agrupan con un nivel de similitud del 66%, aumentó la abundancia de Cyanobacteria y los índices de diversidad se mantuvieron bajos (Fig. 27B). Las especies que más contribuyeron fueron *P. galeata* (59.3%), *Pseudanabaena* sp. 2 (23.9%), *Spirulina* sp. (5.7%) y *Cylindrospermopsis* sp. (5.7%) (Cyanobacteria).

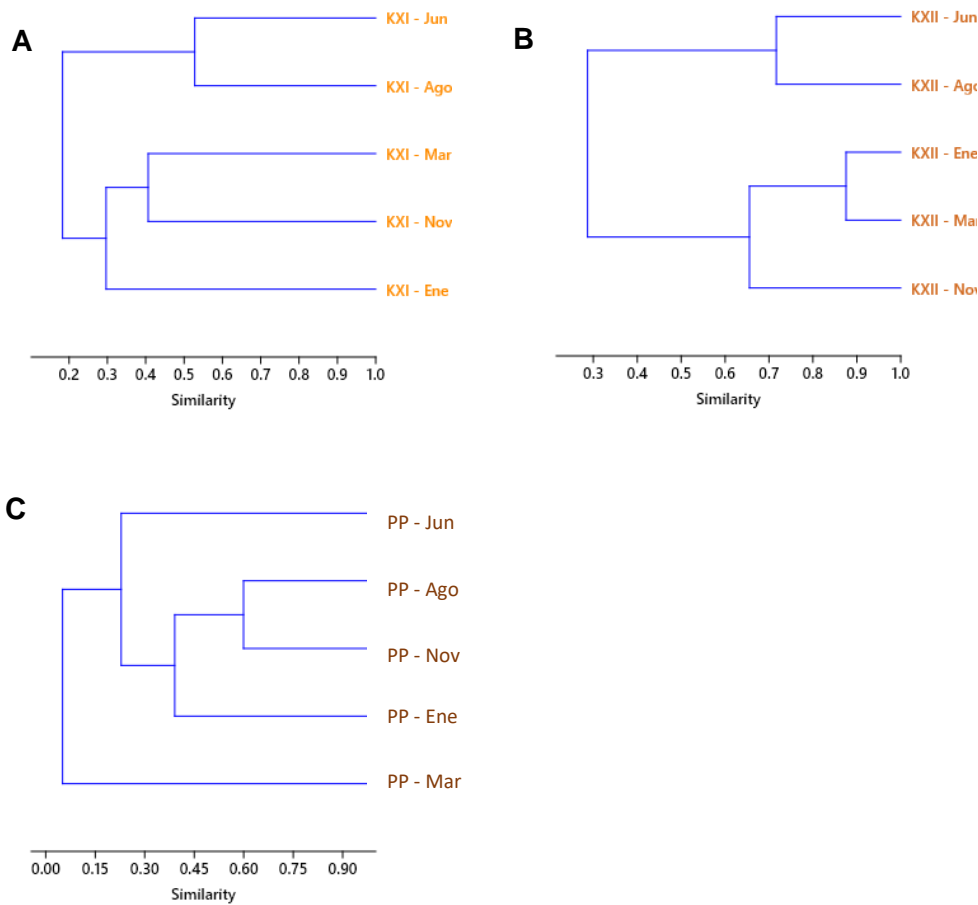


Figura 27. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona C. A. KXI, B. KXII, C. PP.

En PP, marzo presentó poca similitud con los otros meses (6%) ya que la abundancia de determinadas especies de Cyanobacteria (como *M. aeruginosa*) incrementó considerablemente y los índices de diversidad disminuyeron en comparación con los otros meses. Noviembre y agosto fueron similares en un 62%, ya que presentaron una composición y abundancias similares (Fig. 27C). Las especies que más contribuyeron fueron *Pseudanabaena* sp. 3 (22.5%) y *M. aeruginosa* (14.9%) (Cyanobacteria), y *Didymocystis* sp. (16.9%) (Chlorophyta).

En la zona D (Fig. 28), ACKI presentó durante el mes de noviembre la menor similitud (0.11%) respecto a los demás meses, ya que en este mes se observó un aumento considerable de la abundancia de una especie de Cyanobacteria (*M. wesenbergii*). Los demás meses también tuvieron agrupaciones con baja similitud, ya que la abundancia de las diferentes especies fluctuó a través de los muestreos (Fig. 28A). Las especies que más contribuyeron fueron *M. wesenbergii* (51.3%) y *R. africana* (9.1%) (Cyanobacteria), y *Mo. irregulare* (8.8%) (Chlorophyta).

En ACKII, junio y agosto se agruparon con un porcentaje de similitud elevado (84%). Ambos sitios presentaron valores elevados de los índices de diversidad, al igual que una abundancia mayor al de los otros meses. La baja similitud que separa a marzo (38.5%) se debe a que en todos los meses fue *M. flosaque* la que dominó, mientras que, en ese mes, se presentó una abundancia muy elevada de la especie *R. africana* (Fig. 28B). Las especies que más contribuyeron fueron *M. flosaque* (27.8%), *R. africana* (25.5%) y *Me. tranquilla* (16.8%) (Cyanobacteria).

En ACKIII, agosto se separa de los demás meses en menos del 30% de similitud, ya que durante este mes la diversidad y la equitatividad aumentaron en relación con los otros muestreos, al igual que incrementó la proporción de todos los grupos. Pese a que noviembre y junio se agrupan con un porcentaje de similitud menor al 50%, comparten una alta abundancia de *R. africana*. Por otro lado, enero y marzo mantienen las abundancias más bajas para este cuerpo de agua (Fig. 28C). Las especies que más contribuyeron fueron *M. flosaque* (21.06%) y *R. africana* (16.9%) (Cyanobacteria), y *Mo. irregulare* (19.24%) (Chlorophyta).

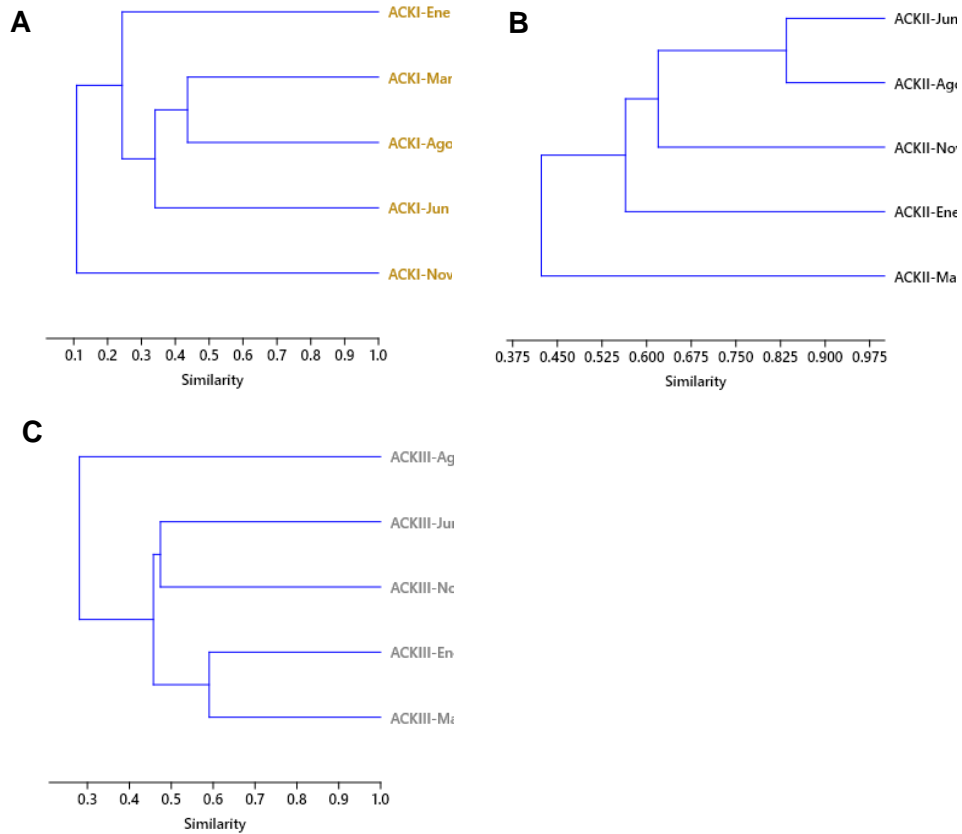


Figura 28. Análisis de similitud (Bray Curtis) para los sitios de la zona D. A. ACKI, B. ACKII, C. ACKIII.

En el siguiente análisis se generó un dendrograma de similitud utilizando la matriz de Bray-Curtis (Figura 29). De forma general se puede observar que poco más de la mitad de los cuerpos de agua se agrupan entre sí, esto es, que, a pesar de las diferencias entre los meses muestreados, estas son menores cuando se comparan con las de otros cuerpos de agua.

También se observa que los cuerpos de agua de la zona D se agrupan entre sí más ALI de marzo, pues presentaron abundancias similares y compartieron algunas especies (como *M. flosoquae*). Por otro lado, las diferencias entre los dos grupos de SM fueron suficientemente altas como para presentarse separadas en el dendrograma, donde enero, marzo y noviembre, que fueron las épocas con menores abundancias se separan de junio y agosto, donde estos últimos meses se agrupan con KH.

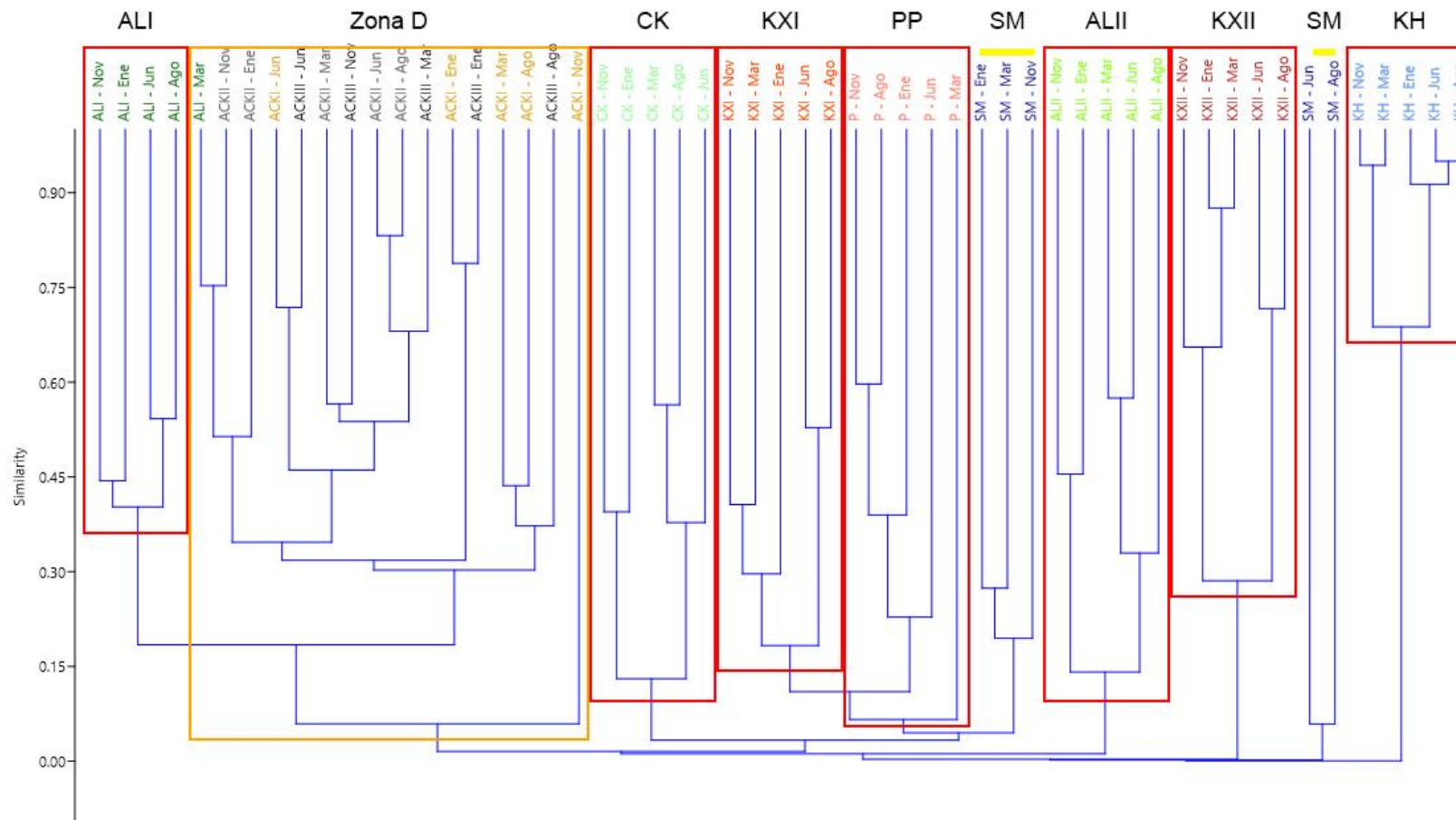
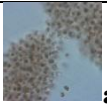
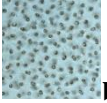
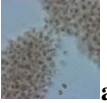
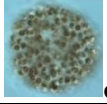
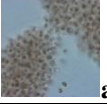
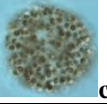
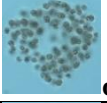
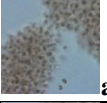
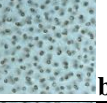
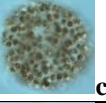
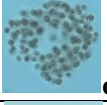
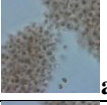
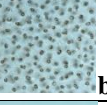
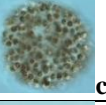

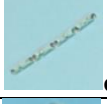





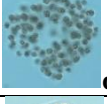


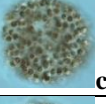
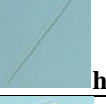
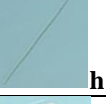
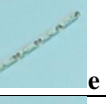
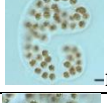

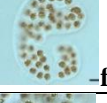
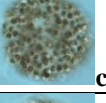
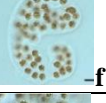

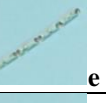

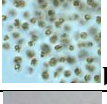

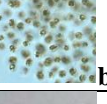
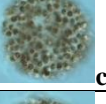

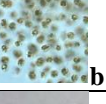
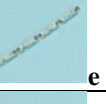
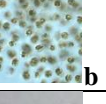




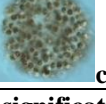


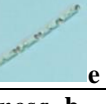

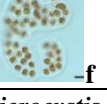
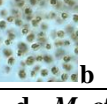


Figura 29. Análisis de similitud (Bray Curtis) para todos los cuerpos de agua durante los diferentes periodos de muestreo.

Por otro lado, los resultados del análisis ANOSIM global mostraron que los cenotes y cuerpos de agua son significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$ y $p < 0.01$), lo que indica una notable diferencia entre las comunidades de microalgas en todos los sitios de muestreo con excepción de ACKI y ACKII con ACKIII. El análisis de SIMPER indicó que las especies que contribuyeron más a la diferencia entre los grupos fueron de cianobacterias coloniales del género *Microcystis* y algunas especies filamentosas como *Pseudanabaena* spp. y *Raphidiopsis africana* (Tabla 17).

Tabla 17. ANOSIM global (diagonal superior) y esquematización del SIMPER con las especies que más contribuyeron entre sitios (diagonal inferior).

	SM	KH	ALI	ALII	CK	KXI	KXII	PP	ACKI	ACKII	ACKIII
SM		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
KH			<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
ALI				<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.05	<0.01
ALII					<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
CK						<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
KXI							<0.01	<0.05	<0.01	<0.01	<0.01
KXII								<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
PP									<0.01	<0.01	<0.01
ACKI										<0.01	0.19*
ACKII											0.08*
ACKIII											

Nota: Asteriscos (*) indican las diferencias que no fueron significativas entre los sitios. a= *M. aeruginosa*, b= *M. flosaquae*, c= *Microcystis* sp. 2, d= *M. cf. smithii*, e= *P. galeata*, f= *M. wesenbergii*, g= *R. africana*, h= *Pseudanabaena* sp. 1.

3.2 DISCUSIÓN

3.2.1. Variables fisicoquímicas y nutrientes

3.2.1.1. Variables fisicoquímicas

La conductividad y la temperatura de los cuerpos de agua muestreados en este trabajo presentaron una clara variabilidad estacional. La conductividad eléctrica (CE) varió de 481 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en ACKIII en agosto a un máximo de 2243.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esta última, se detectó en ACKI en marzo. Estos valores están dentro del rango de 42.5–7390 $\mu\text{S}/\text{cm}$ previamente registrado en la Península de Yucatán para los cuerpos de agua dulce de la región (Schmitter-Soto *et al.*, 2002b; Cruz *et al.*, 2018; Cervantes-Martínez *et al.*, 2002). La conductividad no presentó diferencias estadísticamente significativas durante las temporadas climáticas; sin embargo, se detectaron valores menores en los meses donde ocurre mayor precipitación como ha sido reportado previamente (Aguilar Flores, 2020; Tavera *et al.*, 2013). La conductividad entre los cuerpos de agua fue bastante heterogénea. Por ejemplo, los valores promedio presentados en ACK fueron mucho mayores al valor promedio presentado en KH aun cuando este último está más cerca de la costa. Esto puede deberse al origen cárstico del suelo y a la composición iónica en el que estos sistemas se encuentran (Pérez-Ceballos *et al.*, 2021).

La temperatura promedio varió de 21.8 °C en KH durante enero a 32.9 °C de ALI durante agosto, lo cual también es consistente con el rango de 22.0–33.5 °C previamente reportado para los ecosistemas dulceacuícolas de Yucatán (Herrera-Silveira *et al.*, 1998). Las temperaturas más bajas ocurren durante la temporada de nortes y las más elevadas en lluvias y secas (Schmitter-Soto *et al.*, 2002b; Cervantes-Martínez *et al.*, 2009; CONAGUA, 2023) y están relacionadas al patrón climático de la región, lo cual se evidenció en este trabajo.

En una revisión sobre el clima en Yucatán, Orellana *et al.* (2010) señalan que en la región la temperatura se distribuye en gradiente longitudinal, con los menores valores de temperatura localizados en el este (región donde se localizan las zonas A y B en este trabajo), que en la del centro y este (zonas C y D). Sin embargo, este patrón no se reflejó en este trabajo, pues la temperatura fue homogénea entre las zonas.

3.2.1.2. Nutrientes

Todos los cuerpos de agua presentaron una elevada concentración de nutrientes presentes en forma disuelta y particulada. Es posible que una fracción sea de origen alóctono debido a la cercanía de algunos cuerpos de agua con establos. En particular, las excretas de ganado podrían ser una fuente importante de nutrientes en las zonas A, B y C, que son también las que incrementaron su concentración en la época de lluvias probablemente por efecto de la escorrentía. A pesar de que se lograron reconocer a las actividades pecuarias como una fuente puntual de contaminación, es posible que otras actividades destacadas en estas zonas como la agricultura (actividad mixta en las zonas A, B y C) o la urbanización (zona C), también contribuyan a los incrementos de materia orgánica en el agua (Pacheco y Cabrera, 2003; Derrien *et al.*, 2015).

En el sitio ACKI (zona D), la fertilización alóctona podría provenir de las excretas de las parvadas de la garza blanca (*Ardea alba*) que pernoctan en la ribera de este cuerpo acuático. El flujo continuo de nutrientes alóctonos implicaría la continua asimilación de los nutrientes por las microalgas, lo que resultaría en un incremento local del NT y PT, así como del carbono orgánico proveniente de la producción primaria. Un estudio realizado por Petkuvienė y colaboradores (2019) señalan resultados similares a esta observación realizada en este estudio, pues reportaron que las excretas de aves incrementan significativamente el nitrógeno y fósforo inorgánico del agua, causando que el fitoplancton incremente sus densidades.

Los valores de NT variaron de 21.9 $\mu\text{mol/L}$ detectado en ALI durante agosto a 415.4 $\mu\text{mol/L}$ obtenido en KH durante noviembre. Estos datos son de suma importancia ya que amplían los límites mínimo y máximo previamente reportado de 34.8–352.3 $\mu\text{mol/L}$ en la región (Alcocer *et al.*, 1999; Hernández-Terrones *et al.*, 2011; Leal-Bautista *et al.*, 2011; Moscoso Alejo, 2019). Los datos de los trabajos anteriormente citados señalan al nitrato (NO_3^-) como la especie de nitrógeno que más contribuye a la fracción de NID, seguido del amonio y el nitrito; esta parte suele dominar en el agua subterránea o en cenotes oligotróficos.

No obstante, aunque son escasos, también hay reportes de cuerpos de agua con alta proporción de N_{org} en el NT sobre NID. Por ejemplo, en el caso de Alcocer *et al.* (1999), aunque no se menciona explícitamente el rango de N_{org} obtenido en los cenotes abiertos muestreados, los datos de las especies de NID sugieren que la fracción orgánica del NT podría estar dominando (aproximadamente entre 29.2 y 157.6 $\mu\text{mol/L}$), dado que los rangos de NID se encontraban bajos, lo que indica una actividad microbiológica significativa en el agua.

Otro caso es el de Moscoso Alejo (2019), pues en algunos cenotes con fuerte limitación de luz obtuvo como fracción dominante al NID, por ejemplo, el cenote Ucil que tuvo una relación mayor al 95% ($N_{org}/NT = 0.95$), sin embargo, también reportó altas concentraciones de N_{org} en algunos cenotes abiertos y eutróficos asociados a actividades agropecuarias en condiciones similares a este trabajo tal como SM, BE y XS2 con una relación mayor al 55% ($N_{org}/NT = 0.72, 0.59$ y 0.93 respectivamente).

En este estudio, la fracción dominante fue el N_{org} ($N_{org}/NT > 0.50$, promedio por cada cuerpo de agua) y se asoció a las fuentes de contaminación orgánica y a la gran biomasa de microalgas, cuya abundancia alcanzó $>9.07 \times 10^6$ cél/L y concentraciones de Chl *a* >9.3 $\mu\text{g/L}$ en promedio. El caso más destacado fue KH, pues es un sitio que en promedio mantuvo una concentración relativamente baja de NID (38.2 $\mu\text{mol/L}$ promedio) contra una muy elevada concentración de N_{org} (332.7 $\mu\text{mol/L}$ promedio). En contraste, en tres de los cinco muestreos en SM predominó la concentración de especies de NID ($N_{org}/NT = 0.34$). Lo anterior puede deberse a que este sitio presentó la mayor profundidad (>20 m) y es probable que presente flujos que no permitan que las concentraciones de NID se retengan por mucho tiempo y por lo tanto no sean asimilados por las microalgas y transformadas en N_{org} (Schmitter-Soto *et al.*, 2002; Arcega-Cabrera *et al.*, 2021).

La tendencia estacional del NT observada en este estudio tiene como tendencia una ligera disminución durante la época de lluvias, lo cual es contrario a lo reportado con anterioridad, ya que se ha indicado que a medida que se incrementa la precipitación se produce un incremento de este parámetro en el agua (Hernández-Terrones *et al.*, 2016). Los aumentos de N reportados en la literatura durante esta temporada corresponden al incremento en la concentración de nitratos (>726 – 1277.4 $\mu\text{mol/L}$) que ingresan a los cuerpos de agua por la escorrentía característica de esta época o por medio de los flujos subterráneos, que también aumentan por efecto de la lluvia (Pacheco y Cabrera, 1997; Arcega-Cabrera *et al.*, 2021; Cagle *et al.*, 2021). En sistemas abiertos como los cenotes, aguadas y sascaberas analizados en este trabajo, que tienen una alta productividad primaria por la gran incidencia de luz, el aumento en la tasa de ingreso de NID sería asimilado y convertido en N_{org} relativamente rápido. Entonces, al existir una alta abundancia de microalgas en estos sistemas, utilizarían esta fuente de nutrientes para mantener su biomasa (Guilford y Hecky, 2000; Schmitter-Soto *et al.*, 2002b; Moscoso Alejo, 2019). Parte de esta biomasa se perdería por sedimentación dado el efecto de la propia lluvia sobre la comunidad del

fitoplancton. La consecuencia de este fenómeno se manifestaría como un descenso del NT de la zona superficial que es el sitio de donde se toman las muestras.

Pese a lo anterior, el ligero decremento en la fracción de N_{org} (que también pudo contribuir de menor forma al descenso de NT), puede adjudicarse a la existencia de flujos verticales de materia orgánica particulada posterior a los florecimientos algales, más aún en las épocas de intensa lluvia que produce la turbulencia que promueve estos flujos (Huisman *et al.*, 2002).

Este trabajo aporta datos de PT que no existían previamente en cenotes eutrofizados. Los valores encontrados en este trabajo variaron de 1.1 $\mu\text{mol/L}$ detectado en ALI a 38.7 $\mu\text{mol/L}$ obtenido en KH. Estos datos permiten ampliar el límite superior reportado en la literatura que es 13.4 $\mu\text{mol/L}$ (Hernández-Terrones *et al.*, 2011; Torres-Talamante *et al.*, 2011; Tavera *et al.*, 2013). La fracción dominante fue el P_{org} , que contribuyó con el 64% del PT ($P_{org}/PT > 0.64$) en promedio, lo cual fortalece el hecho de que este elemento está contenido en la biomasa de las microalgas. El rango de concentraciones de PRS reportado en el agua subterránea y algunos cuerpos de agua abiertos en Yucatán es notoriamente menor (0.006–0.6 $\mu\text{mol/L}$). Es evidente que estas diferencias están relacionadas con el estado trófico de los cenotes. Por ejemplo, los sitios muestreados por Alcocer *et al.*, (1999), Cervantes-Martínez *et al.* (2002) y Hernández-Torreones *et al.* (2011) son oligotróficos, lo que implica que, ante la ausencia de fitoplancton, el proceso que remueve el PRS que es la coprecipitación que este compuesto tiene con el calcio, sería más importante que en los cenotes eutróficos. No obstante, reportes recientes señalan valores elevados de este componente (hasta 1.6 $\mu\text{mol/L}$) en zonas con alta actividad agroindustrial en la región (Cupul *et al.*, 2021). Según estos autores, los valores reportados en este trabajo (0.3–5.6 $\mu\text{mol/L}$) serían elevados por encontrarse en sitios aledaños a zona con intensa actividad agropecuaria. Esto podría significar que la concentración PRS en el medio acuático en estas regiones, así como en los cuerpos de agua con características similares a las de este estudio, estén rebasando los límites de limitación por fósforo que muchas de las algas necesitan para promover los florecimientos (Irola-Sansores *et al.*, 2014). Por otra parte, aunque no se observó una tendencia estacional, ni coincide con el patrón observado con el NT, las elevadas concentraciones promedio de PRS que se detectaron en todos los cuerpos de agua durante la época de lluvias (junio y agosto) podría deberse al acarreo propiciado por las escorrentías (Pacheco y Cabrera, 1997; Arcega-Cabrera *et al.*, 2021).

3.2.2. Estado trófico

La determinación del estado trófico y la discusión sobre sus implicaciones en la salud de estos ecosistemas se basó únicamente en el estado autotrófico (producción primaria) por medio de la cuantificación de la clorofila *a* y el PT, por lo que el estado heterotrófico (que se estima por medio de la respiración del sistema) no se evaluó (Dodds y Cole, 2007). A pesar de que el índice de estado trófico de Carlson (1977) se ha utilizado ampliamente en cuerpos de agua tropicales, éste fue propuesto principalmente para lagos templados que presentan condiciones totalmente diferentes (Cunha *et al.*, 2013; Klippel *et al.*, 2020). Sin embargo, debido a que los pocos antecedentes relacionados con el estado trófico en la región que se elaboraron con este índice fue necesario utilizarlo para contrastar los resultados.

El empleo de PT como uno de los parámetros para determinar el estado trófico (TSI_{PT}) se debió a que integra la parte orgánica (tanto heterótrofa como autótrofa), así como la inorgánica. Su uso deriva de que el fósforo es uno de los componentes que suelen limitar el crecimiento de las microalgas en los sistemas cársticos (Correll, 1998). Los valores calculados con PT (TSI_{PT} entre 55.0–106.4) indican que los cuerpos de agua se encuentran en las categorías de eutrófico e hipereutrófico, lo cual indica que el flujo de fósforo hacia el sistema acuático es elevado y posiblemente continuo. Este indicador permitió confirmar el estatus de eutrofización en los cuerpos de agua muestreados, y su aplicación en este trabajo representa el segundo antecedente que existen en aguas continentales en la región. Previamente, Moscoso Alejo (2019), reportó como eutróficos a todos los cenotes que analizó empleando este parámetro, aunque es importante destacar que algunos de los cenotes estudiados por la autora son considerados oligotróficos de acuerdo con la concentración de Chl *a*. No obstante, los cuerpos de agua mencionados presentan cierta limitación por luz.

La concentración de Chl *a* es uno de los indicadores más utilizados para representar la biomasa de microalgas y más aún en sistemas expuestos a la luz como los de este trabajo. Con base en este índice ($TSI_{Chl\ a}$), se encontró que todos los cuerpos de agua presentaron un estado eutrófico al menos una vez durante el período muestreado, aunque, algunos valores obtenidos en diferentes meses, señalaron que SM (zona A), ALI (zona B), y KXI y P (zona C) presentaron al menos un estado mesotrófico ($TSI_{Chl\ a}$ entre 44.7–51.8, 4.2–8.8 $\mu\text{g/L}$ Chl *a*), aunque estuvieron cercanos al límite para ser considerados como eutrofizados (límite inferior de $TSI_{Chl\ a} \approx 53$ para estado eutrófico).

El intervalo de valores de clorofila *a* registrado en este trabajo (9.8–397.4 µg/L Chl *a*) indica un estado que va de eutrófico a hipereutrófico (con excepción de los casos mesotróficos comentados anteriormente). El estado trófico de SM ya había sido reportado previamente por Moscoso Alejo (2019) y el de KH por Carrillo Jovel (2019) y en ambos casos se encontraron similitudes con los valores obtenidos en este trabajo. Las elevadas concentraciones de clorofila detectadas en KH (>209.2 µg/L), KXII (>130.5 µg/L entre noviembre y marzo), así como la de algunos meses en ALII (>102 µg/L en agosto) y ACKI (172.6-174.7 µg/L en noviembre y mayo respectivamente) representan los valores más altos obtenidos en cenotes y aguadas eutrofizadas de Yucatán y son similares a las reportadas en lagos tropicales de México, como la laguna de Tres Palos, Guerrero, con concentraciones de 96–156 µg/L (De la Lanza *et al.*, 2008); el lago de Zumpango, Estado de México, con concentraciones entre 162.4–214 µg/L (Aguirre, 2014); o bien, casos más extremos como el de Lago Viejo, Chapultepec, CDMX, con concentraciones que alcanzan hasta 776 µg/L (Alcocer *et al.*, 1988).

Por otro lado, en este trabajo se emplearon dos parámetros propuestos por Carlson (1977), los cuales incluyen la concentración de clorofila *a* (Chl *a*) y el fósforo total (PT). No obstante, este autor proponía el empleo de un tercer parámetro que es la transparencia del agua medida a través del disco de Secchi (DS) y que también se planeó recabar en este trabajo. No obstante, se presentaron limitantes en campo y no se logró obtener una serie de datos completa con el DS. Sin embargo, al contrastar los valores que se consiguieron obtener con los de Chl *a* se logró observar la misma relación que reporta Carlson, donde es muy notorio que en los cenotes más eutrofizados la clorofila es muy elevada en la parte superficial y la transparencia disminuye a pocos metros (Fig. 30). Además, cenotes con concentraciones más bajas de Chl *a* también presentaron mayores profundidades del DS.

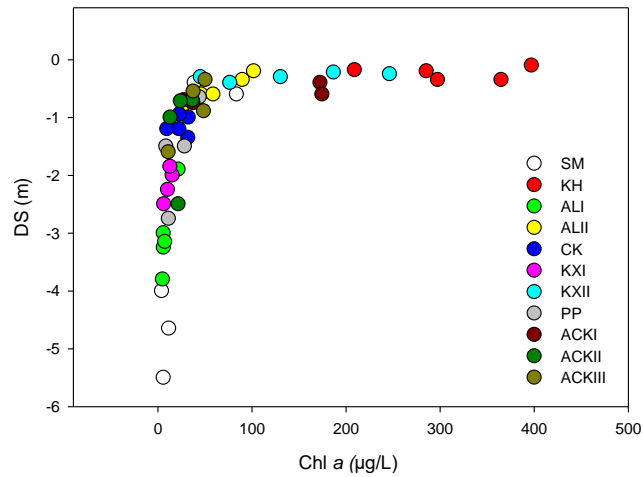


Figura 30. Relación entre la clofofila *a* (Chl *a*) y el disco de Secchi (SD) en los cenotes de este trabajo.

La estimación del estado eutrófico en los cenotes y otros cuerpos de agua continentales debe ser actualizada continuamente. Schmitter-Soto *et al.* (2002b) reportaron que de 30 cenotes muestreados, el 15% fueron considerados eutróficos (estimado con $TSI_{Chl a}$). Sin embargo, lo relevante es que una parte importante de los cenotes que se describen en Herrera-Silveira (1999) (citado por Schmitter-Soto *et al.* 2002b), corresponden a cenotes semi-cerrados que se encuentran en zonas donde existen actividades agrícolas y ganaderas y que en muchos casos están limitados por luz (Jackson y Lochmann, 1992; Irola-Sansores et al., 2013), lo cual implica que aunque pueda existir una elevada concentración de nutrientes, estos no son incorporados por las microalgas.

Considerando todo lo comentado anteriormente, podemos establecer dos propuestas que resuman la situación de la eutrofización reportada previamente en Yucatán: 1) los valores del índice de estado trófico reportados para cenotes en la región no consideran a las condiciones de penetración de luz que muchos cuerpos de agua tienen en Yucatán (pues se reporta el índice principalmente en cenotes semi-cerrados y muy pocos en los abiertos). La actividad fotosintética del fitoplanctón y, en consecuencia, la acumulación de estos organismos en los sistemas, dependen en gran parte de la incidencia de este factor. Por lo tanto, es necesario considerar este componente para poder realizar generalizaciones sobre el estado trófico de los cenotes, aguadas y sascaberas en la región; y 2) considerando que existe un estimado de 7,000-8,000 cenotes en Yucatán (Beddows *et al.*, 2007), queda claro que, para poder ampliar el conocimiento del índice de estado trófico en la región es indispensable extender los estudios a un mayor número de cenotes.

3.2.3. Comunidades de microalgas fitoplanctónicas

La riqueza de especies encontrada en los cuerpos de agua varió de 19 a 47 especies. El rango de especies fitoplanctónicas encontradas en los cenotes y aguadas de la región por lo regular no rebasa las 27 especies (López-Adrián y Barrientos-Medina, 2005a; López-Adrián y Barrientos-Medina, 2017b), con excepción del cenote Xtojil en donde fueron reportadas 88 especies (López-Adrián y Herrera-Silveira, 1994). De forma general, la biodiversidad reportada en este trabajo para cada sistema cae dentro del rango reportado en cenotes y aguadas, aun cuando el esfuerzo de muestreo en este trabajo fue mayor al de los anteriores (5 muestreos contra 2 o 3 regularmente), pues abrió la posibilidad de reconocer a más especies al considerar un número de muestreos que abarcaban las tres temporadas climáticas.

Los valores menores de riqueza se encontraron en los cuerpos de agua con condiciones de hipereutrofización como KH, KXII y ALII con 19, 22 y 23 especies totales respectivamente (Fig. 31A). En este contexto, Proulx *et al.* (1996), encontraron en un experimento *in situ* en un lago de Canadá que la diversidad microalgas (medido con riqueza) disminuía a medida que se incrementaba la concentración global de nutrientes y estado trófico tal como ocurre en los cuerpos de agua mencionados.

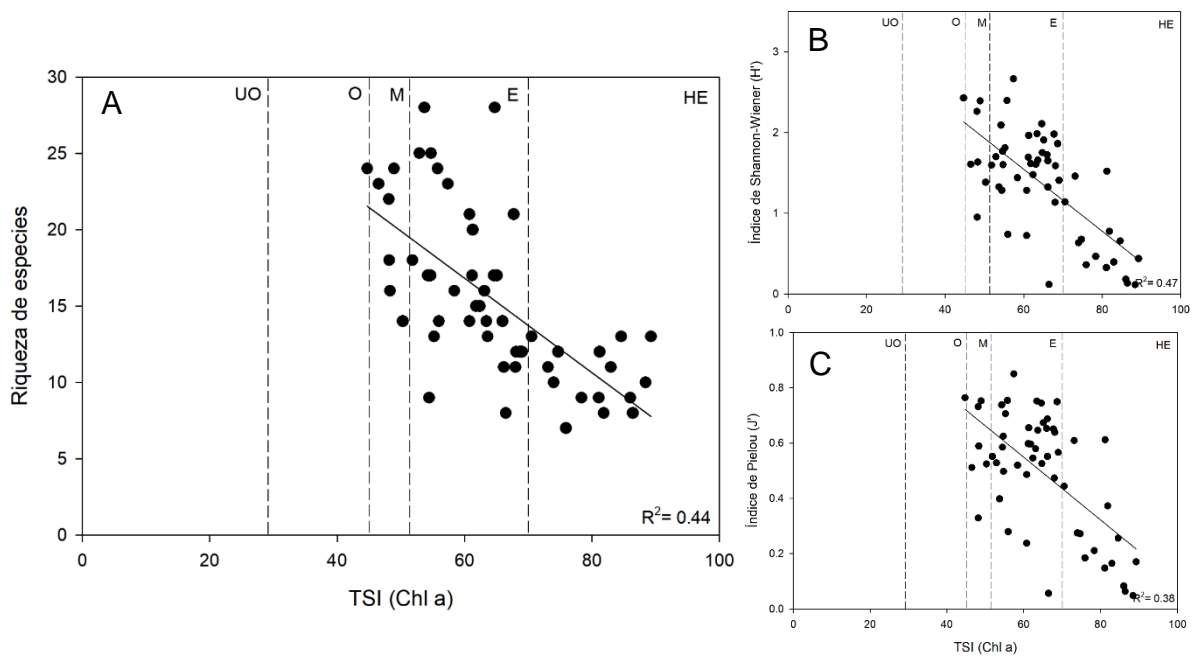


Figura 31. Relación de la riqueza, H' y J' con las condiciones tróficas (TSI Chl a) de los diferentes muestreos.

UO= Ultraoligotrófico, O= Oligotrófico, M= Mesotrófico, E= Eutrófico, HE= Hipereutrófico.

En algunos cuerpos de agua muestreados se observó una gran diversidad y un incremento en la equitatividad (Fig. 31B-C) en cuerpos de agua con estado eutrófico durante las épocas de nortes y secas. Esta observación puede atribuirse a la competencia por nutrientes entre varias especies de algas y a posibles eventos de sucesión por grupos que formaron florecimientos previamente. Por lo tanto, esto explicaría el aumento en las poblaciones de algas, lo que se reflejó en un incremento la diversidad (H') y equitatividad (J').

Considerando todos los cuerpos de agua estudiados, la mayor riqueza de especies correspondió a la división Chlorophyta, seguido de Cyanobacteria, Bacillariophyta y Miozoa. Estos resultados también coinciden con las del cenote Xtojil, cenote que los autores lo categorizan como eutrófico (López-Adrián y Herrera-Silveira, 1994), donde Chlorophyta también fue el filo con mayor número de especies, con un 38.6% de la diversidad total. La riqueza de los otros taxones, como Charophyta (Desmidiaceae) y Ochrophyta (Xanthophyceae) fue muy baja y son considerados raros de encontrar en el plancton de ambientes eutróficos (Ott *et al.*, 2015; Shetty y Gulimane, 2022), a diferencia de Euglenozoa y Cryptophyta, grupos que, aunque también tuvieron un bajo número de especies, son más comunes de encontrarse en este tipo de cuerpos de agua (Mukherjee *et al.*, 2010; Clay, 2015).

La abundancia global promedio de los cuerpos de agua varió de un valor de 2.5×10^7 cél/L obtenido en CK, a las 6.3×10^9 cél/L detectadas en KH, es similar a la reportada para otros cenotes y aguadas eutróficas de Yucatán como el rango de abundancias de 4.8×10^8 – 9.6×10^9 cél/L reportado por Moscoso Alejo (2019), e incluso a la de lagos eutrofizados en otras partes de México como el lago de Chapala con 1.7×10^7 cél/L en promedio (Quiroz *et al.*, 2004), o el lago de Patzcuaro que fluctúa entre 2.7×10^8 – 1.5×10^{10} cél/L (Tomasini-Ortiz *et al.*, 2012). Pese a que existieron diferencias significativas entre las abundancias de la zona A con las demás, particularmente porque KH contribuyó sustancialmente, el valor promedio de abundancias de todos los cuerpos de agua fue $>2.54 \times 10^7$ cél/L el cual es considerablemente elevado, como también lo son las elevadas concentraciones de N_{org} y P_{org} y clorofila *a* comparando todos estos datos con los previamente citados en este párrafo.

La mayor abundancia correspondió a Cyanobacteria, que varió de 9.8×10^5 cél/L cuantificadas en SM en enero a un máximo de 9.01×10^9 cél/L detectado en KH durante noviembre. El siguiente grupo más abundante fue Chlorophyta (de 1.6×10^5 obtenido en SM durante agosto a 1.79×10^8 obtenido en ACKI durante enero), cuya abundancia media fue dos órdenes de magnitud inferior al

del primer filo. Esta generalización es ampliamente reportada en la literatura enfocada en ambientes eutróficos (Bellinger y Sigeo, 2010; Jiang *et al.*, 2014; Moscoso Alejo, 2019) y la dominancia de Cyanobacteria sobre Chlorophyta, aunque no está del todo clara, puede deberse a diferentes factores, donde se destaca la dinámica de los nutrientes, donde el fósforo disponible en el agua juega un papel importante en la regulación de la asimilación del nitrógeno por estos grupos, ya que necesitan una mayor cantidad de P para la síntesis de proteínas y otros componentes celulares, la capacidad para fijar N que otros filos no presentan (Levich, 1996; Correll, 1998) y la amplia tolerancia ambiental que presentan muchas especies de Cyanobacteria y que les da una ventaja competitiva sobre los demás grupos de microalgas (Rigosi *et al.*, 2014).

Las especies dominantes en los cuerpos de agua estudiados pertenecen a las cianobacterias potencialmente tóxicas de los géneros *Microcystis*, *Pseudanabaena* y *Raphidiopsis* (= *Cylindrospermopsis*). La especie de *M. aeruginosa* fue la que presentó las mayores abundancias relativas durante todo el año en KH (> 91.7%), lo que aunado con la poca riqueza que presenta este sitio, determinan los bajos valores de diversidad y equitatividad ($H' < 0.44$ y $J' < 0.16$) con variaciones menores al 10% entre muestreos. Otras especies de *Microcystis* como *M. smithii* y *Microcystis* sp. 1 que fueron muy abundantes incrementaron sus poblaciones en SM en la época de lluvias en 96.3 y 80.9% respectivamente; otra especie importante fue *Microcystis* sp. 2 en ALII en >80.8%, que mantiene una alta abundancia en los meses de junio y agosto.

La permanente alta abundancia de este género ha sido ampliamente reportada en México, incluyendo lagunas y cenotes de Yucatán (Oliva-Martínez *et al.*, 2008; Valadez-Cruz *et al.*, 2013; Pérez-Morales *et al.*, 2016; Hernández-Terrones *et al.*, 2016; Moscoso Alejo, 2019), lo que se relaciona con la capacidad que tiene *Microcystis* para asimilar altas concentraciones de nutrientes inorgánicos (NH_4^+ , NO_3^- , PRS) y orgánicos (p. ej., urea, O'Neil *et al.*, 2012), de los cuales hay gran disponibilidad. Aunque los factores que regulan la permanencia de las poblaciones de estas especies aún no están claros, se le atribuyen sus características de flotabilidad (Cronberg y Annadotter, 2006), que les permite regular su posición en la columna de agua (pudiendo incluso asimilar de este modo nutrientes sedimentados y más aún en cuerpos de agua someros) y las bajas tasas de herbivoría del zooplancton sobre este género (Wilhelm *et al.*, 2020). El incremento de las poblaciones de *M. flosaquae* en ALI y *M. wesenbergii* en KXI en la época de secas (80.5–86.6%) concuerda con lo reportado por Chu *et al.* (2007), quienes encontraron en un simulador de lagos

que *Microcystis* se desarrolla mejor a medida que la temperatura incrementa en un rango de 20–30 °C).

La permanencia de *P. galeata* durante todo el año en KXII (con una incidencia entre 42.8–88.8%) y la alta abundancia de *Pseudanabaena* sp. 1 en PP durante nortes en noviembre y enero (36.8 y 37.8% respectivamente) y agosto (41.4%), podría deberse a factores similares a las de *Microcystis*, pues Gao *et al.* (2018) apuntan que la dominancia de este grupo en reservorios del sur de China está correlacionada con valores de pH entre 7–9, tolerancia a baja irradiancia y deficiencia de fósforo en el agua y los factores de flotabilidad, baja herbivoría, entre otros que se comentaron con *Microcystis*. Por otro lado, *Raphidiopsis* es un género que suele formar florecimientos más frecuentemente en regiones tropicales; los factores que permiten la dominancia de *R. cuspis* en ALII durante noviembre (35.4%) y *Raphidiopsis* sp. en CK durante agosto (34.7%), se explicaría por las mismas razones que permiten la alta abundancia de los géneros mencionados anteriormente. Sin embargo, estas especies al ser diazótrofas presentan heterocistos que permiten fijar el N₂; también presentan acinetos como células de resistencia, estructuras que les brindan mayor capacidad competitiva (Vidal *et al.*, 2009; O’Neil *et al.*, 2012).

Las especies dominantes en las sascaberas de ACK fueron *M. wesenbergii*, *M. flosaquae* y *R. africana* y aparecen en los tres cuerpos de agua presentando elevadas abundancias, lo que indica que podría existir competencia entre estas. En un experimento en cultivos mixtos se observó que la producción de cilindrospermopsinas por parte de *R. raciborskii* produce un efecto alelopático sobre *M. aeruginosa*, ocasionando muerte celular en esta (Rzymiski *et al.*, 2014). Por lo tanto, aunque es posible que las elevadas concentraciones de *M. wesenbergii* (39.3–92.7%) y *M. flosaque* (42.2–82.1%) se presenten en respuesta a su alta competitividad por los nutrientes y tolerancia ambiental, la aparición de *R. africana* en diferentes muestreos (ACKI: junio con 37.5%, ACKII: marzo con 46.4%, y ACKIII: noviembre y junio con 38.6 y 57.5%) puede suponer la disminución de las poblaciones de *Microcystis* como respuesta ante cianotoxinas, aunque esto debería de probarse experimentalmente.

Chlorophyta presentó abundancias relativas tanto a nivel de filo como en a nivel de especie que fueron mayores a las de las especies de Cyanobacteria dentro de las temporadas de nortes y secas en determinados sitios como SM (*C. microporum* en noviembre y *Quadrigula* sp. en marzo), KXI (*C. tetrapedia* en marzo), CK (*D. ehrenbergianum* en noviembre y Chlorococcales en enero) y

ACKI (*M. irregulare*). En todos los meses en los que ocurrió este caso, el PRS se consideró elevado ($>0.67 \mu\text{mol/L}$) en relación con el P_{org} y existió una elevada concentración de NID, mismo que pudo propiciar esta dominancia de las algas verdes (Hyenstrand *et al.*, 2000; Bogard *et al.*, 2020); en SM se observó esta relación más predominante durante nortes y secas (noviembre y marzo respectivamente).

Los grupos que se posicionaron después de Chlorophyta fueron Bacillariophyta, Miozoa y Cryptophyta (en un rango de abundancias de 3.2×10^6 – 6.2×10^5 cél/L). Aunque no fueron dominantes entre los muestreos, como tampoco en la mayoría de los cuerpos de agua muestreados, su abundancia es relativamente elevada en comparación con la de los reservorios oligotróficos y mesotróficos y han eventualmente han dominado en reservorios de la región tendientes a la eutrofización. Por ejemplo, *Thompsodinium intermedium* (Miozoa) en el cenote Dzitya (Pacheco Vázquez, 1998; Aké-Castillo, 2014), *Synedra ulna* y otras diatomeas (Bacillariophyta) en el cenote Xtojil (López-Adrián y Herrera-Silveira, 1994), y una especie desconocida de Cryptophyta en el cenote Lukunchan, este último considerado como mesotrófico durante la época de secas (Moscoso Alejo, 2019). El caso de *Cyclotella meneghiniana* (Bacillariophyta), que se presentó como dominante en SM durante la época de nortes el mes de enero, se parece a los casos mencionados anteriormente, y la presencia de esta especie coincide con la disminución de la temperatura, la mezcla de la columna de agua y la disminución de nutrientes, circunstancias semejantes a las que reporta Fonseca y Bicudo (2008) en un estanque somero de Brasil.

La baja abundancia de *Cosmarium* sp. (Charophyta, Desmidiaceae) y *Pseudostaurastrum* sp. (Ochrophyta, Xantophyceae) en ALI, así como de *Pseudostaurastrum* sp., *Isthmochloron* sp. y *Ophiocytium* sp. (Ochrophyta, Xantophyceae) en KXI puede estar más relacionado con la transición de estos cuerpos de agua hacia el estado mesotrófico u oligotrófico, así como a cierta tendencia a acumular pocas cantidades de materia orgánica (Novelo y Tavera, 2022; Gökçe, 2016). La presencia de *Euglena* (Euglenozoa) en CK puede deberse a la acumulación de materia orgánica en el medio (Gökçe, 2016), pero su baja abundancia en el fitoplancton podría corresponder a competencia contra las otras especies. Pese a esto, es más probable que las especies de Euglenozoa se encuentren en mayor abundancia en el sedimento (Kingston, 1999).

El flagelado fotosintético presente únicamente en CK no pudo ser identificado apropiadamente debido a limitantes taxonómicas. Aunque en este caso tampoco se puede adscribir a algún filo en

particular, su observación bajo epifluorescencia permitió constatar la presencia de cloroplastos. El estudio de Sanders *et al.* (1990) encontró que algunos flagelados fotosintéticos pueden estar presentes en ambientes eutróficos con hábitos mixótrofos, teniendo las mayores abundancias en invierno, cuando se rompe con la estratificación, lo cual no es consistente con la presencia del flagelado en este trabajo, pues sus mayores abundancias ocurrieron durante la época más cálida.

Finalmente, el resultado del análisis de similitud para todos los cuerpos de agua durante el periodo de muestreo (Fig. 29), indicó que cada cuerpo de agua se agrupó consigo mismo, lo que implica que la composición de especies se mantuvo durante el año en cada uno y a que las abundancias que presentaban eran similares entre sí. Sin embargo, existieron algunas excepciones que son importantes de mencionar. La primera es que SM agrupa los meses de junio y agosto muy cercanos a KH. Esto es porque presentó una alta abundancia de especies que comparte con dicho cuerpo para estos meses, en contraste con las fechas de noviembre, enero y marzo, que, si bien se parecen entre sí, mantienen una abundancia baja y con una diversidad muy diferente que es afín a PP y a KXI. El segundo caso es ALI en marzo, que se agrupó cercano a las demás fechas de muestreo en el mismo sitio, pero mantuvo una abundancia muy diferente a las demás.

Los cuerpos de agua de la zona D (ACKI-III) se agruparon entre sí de tal modo que no existió una diferenciación de los sitios tal como se comenta anteriormente, no obstante, pese a que en las épocas de estiaje se observa que son cuerpos de agua diferentes y se encuentran aislados entre sí, la época de lluvias dejó ver que los cuerpos de agua tienden a conectarse cuando el nivel de agua rebosa, motivo que explicó la presencia de un gran número de especies que se comparten entre los tres cuerpos de agua de dicho lugar.

3.2.4. Perspectivas y riesgo potencial de los cuerpos de agua eutrofizados en Yucatán

Es reconocido por las mismas dependencias gubernamentales que las malas prácticas agropecuarias, como el no cumplimiento de los procesos de tratamientos de aguas residuales en granjas porcícolas, avícolas y ganaderas pueden propiciar la eutrofización de los cuerpos de agua continentales de Yucatán al contaminarse con una alta concentración de nutrientes (CONAGUA, 2022). A pesar de estos hechos, la atención que reciben los cenotes y aguadas para atender este problema es realmente poco y tiene raíz con las deficiencias de gestión hídrica a la que se enfrenta el estado. Un punto relevante es que no existen datos suficientes que permitan describir este fenómeno (como indicadores de estado trófico) y que, además, lo puedan enfocar en un escenario

integral que aborde la salud ecosistémica y sus repercusiones en las poblaciones que rodean a estos cuerpos de agua. Esto es preocupante, pues como se observó en las zonas A, B y C, los cenotes y aguadas fungen como abastecimiento de agua para la población, y, por lo tanto, el ganado y las poblaciones circundantes a los ranchos (como Yalsihón, Dzilám de Bravo en A, Buctzotz en B e Izamal y sus comisarías en C), pueden ser las principales afectadas debido a la pérdida de la calidad del agua y a la producción de cianotoxinas por parte de algunas cianobacterias.

La presencia de especies potencialmente tóxicas en este trabajo representa un riesgo para la salud humana y animal (sobre todo del ganado que bebe el agua directamente) debido a sus altas abundancias en estos ambientes enriquecidos con la gran cantidad de nutrientes. Algunas especies de *Microcystis* pueden producir microcistinas (principalmente microcistina LR), que es hepatotóxica y puede ocasionar hemorragias intrahepática o insuficiencia hepática (Tamele y Vasconcelos, 2020), mientras que *Raphidiopsis* puede producir cilindrospermopsinas, que son bioacumulables y hepatotóxicas, y saxitoxinas, que son neurotóxicas y cuyo mecanismo de acción consiste en obstruir los canales de sodio (Pérez-Morales *et al.*, 2016; Cantoral *et al.*, 2017). Aunque la detección de estas sustancias rebasaba los objetivos de este trabajo, es destacable mencionar que existe un reporte de Cagle *et al.* (2021) en cenotes y aguadas de Yucatán donde reportan la presencia de cianotoxinas (<0.18 µg/L) asociado a elevadas concentraciones de nitratos. La detección (como el cenote Chen Ha, Mérida) se realizó en zonas que no necesariamente presentan una alta actividad agropecuaria. Es necesario cuantificar estos metabolitos en los cuerpos de agua estudiados en este trabajo, ya que ya presentan una condición de nutrientes que puede propiciar aún más la producción de estos agentes.

El establecimiento de un plan para el manejo de cenotes, aguadas y sascaberas eutróficas con altas concentraciones de cianobacterias debe ser considerado como una prioridad. Una propuesta que relaciona las abundancias de cianobacteria y clorofila con niveles de riesgo para aguas para uso potable es la comentada en Izydorczyk *et al.* (2009), tabla 18.

Tabla 18. Propuesta de niveles de riesgo de acuerdo con límites de abundancias y concentración de clorofila a en reservorios con extracción para uso potable. Modificado de Izydorczyk et al. (2009).

Niveles	Abundancia de Cyanobacteria (cél/L)	Concentración de clorofila a asociada a Cyanobacteria (µg/L)
Nivel de detección	5.0x10 ⁵	0.5
Alerta nivel 1	2.0x10 ⁶	1.9

Alerta nivel 2	5.0x10 ⁶	4.9
Alerta nivel 3	5.0x10 ⁷	49.4

Si consideramos las abundancias únicamente de las especies potencialmente tóxicas de Cyanobacteria cuando se presentaron dominantes durante el muestreo, en todos los casos se presenta un nivel de alerta. De hecho, KH, ALII y los ACK destacan por alcanzar el nivel de alerta 3, que implicaría tomar acciones en atender de inmediato no solo una cuestión ecológica para tratar de revertir los efectos de la eutrofización mediante remediación, sino que además sería necesario implementar medidas relacionadas a la epidemiología asociada a los efectos de las ficotoxinas (Bartram *et al.*, 1999) en las poblaciones cercanas a estos. Por otro lado, si tomamos como criterio la concentración de Chl *a* asociada específicamente a Cyanobacteria, aunque en este trabajo no se conoce con precisión la contribución de este pigmento en este grupo, es posible inferir que en cuerpos de agua donde este grupo tuvo abundancias mayores al 90% (como KH, KXII, ALII, y otros cuerpos de agua durante la época de lluvias), la concentración de Chl *a* obtenida puede atribuirse a este filo.

La remediación de cenotes y aguadas eutrofizados es una acción que requiere ser implementada. Sin embargo, en la región, las aplicaciones prácticas de metodologías específicas para este propósito aún se encuentran en una etapa experimental, pues no existen estudios publicados que se hayan aplicado sobre estos cuerpos de agua en Yucatán. La zona D es un ejemplo muy interesante que puede ser objetivo de estos estudios, ya que al tratarse de sascaberas más pequeñas que los cenotes y con profundidades mucho menores (2-4 m), los procedimientos pueden ser más controlados antes de ser llevados a sistemas con mayores profundidades como las que presentan las zonas A, B y C. Otro punto clave a favor de la remediación y mitigación de la eutrofización se centra en la regulación por normativa, pues muchas zonas que presentan cenotes, principalmente los que se asocian a una actividad ganadera, no cuentan con tratamientos de aguas residuales o en caso de que sí, no son totalmente efectivos. Al aplicarse la normativa, solicitar la aplicación de algún esquema de tratamiento y vigilar que la normativa en materia agua se cumpla (NOM-001-SEMARNAT-2021), es probable que la carga de nutrientes disminuya de manera significativa.

El exceso de nutrientes acarreados por actividades agropecuarias son una de las principales fuentes en Yucatán que están promoviendo la eutrofización y el mantenimiento de especies importantes de Cyanobacteria con potencial tóxico, pero hay que considerar que existen otros factores indirectos

que están relacionados con el cambio climático como el incremento del CO₂ en lagos eutrofizados, pues puede ocasionar que las microalgas dispongan de mayor concentración de carbono para sus procesos fotosintéticos, ocasionando que el pH disminuya drásticamente y se propicie la producción de cianotoxinas por los grupos ya mencionados (Verspagen, 2014; Nazari-Sharabian *et al.*, 2018). Este factor ha sido poco investigado y debería plantearse para determinar su efecto con los florecimientos algales nocivos y los procesos de eutrofización en el futuro cercano en cenotes, aguadas y sascaberas.

Finalmente, la hipótesis planteada de que las cianobacterias serían el grupo dominante de microalgas en los cuerpos de agua eutrofizados de Yucatán, y que su composición taxonómica y abundancia no variarían a lo largo de un ciclo anual, fue parcialmente confirmada. Durante la mayor parte del año, las cianobacterias mostraron una dominancia significativa en los cuerpos de agua estudiados y su composición taxonómica y abundancia se mantuvieron relativamente estables, principalmente en KH, KXII y ALII. Sin embargo, se observaron excepciones a esta tendencia, donde los casos más destacables fueron SM, CK y PP, indicando que existen factores o eventos específicos que pueden influir en la variabilidad de las cianobacterias. Algo a confirmar es que las precipitaciones tienen una influencia notable en la presencia de cianobacterias y en que su abundancia y composición no varió durante esta temporada en todos los cuerpos de agua. Por lo tanto, aunque las cianobacterias predominaron en gran parte del año y exhibieron poca variación, es importante considerar las excepciones observadas, lo que indica la necesidad de una mayor investigación para comprender completamente la dinámica de las comunidades de microalgas en los cuerpos de agua eutrofizados de Yucatán.

CONCLUSIONES

Los indicadores de estado trófico muestran que los cuerpos de agua van de mesotróficos a hipereutróficos de acuerdo con la clorofila *a* ($TSI_{Chl\ a}$ entre 44.7–89.2) y eutróficos a hipereutróficos de acuerdo con el PT (TSI_{PT} entre 55.0–106.4). Durante un ciclo anual, los cambios en el estado trófico de los cenotes, aguadas y sascaberas están relacionados con los eventos de nortes, lluvias y secas que inciden en la región, hecho que fue soportado por el comportamiento de las variables fisicoquímicas durante el muestreo. Todos los cuerpos de agua presentan un estado eutrófico al menos una vez al año.

La fracción orgánica promedio de los nutrientes (N_{org} de 41.8–332.7 $\mu\text{mol/L}$ y P_{org} de 1.5–14.6 $\mu\text{mol/L}$) así como la concentración promedio de clorofila *a* (9.8–397.4 $\mu\text{g/L}$) y las elevadas abundancias celulares promedio entre los cuerpos de agua estudiados (2.5×10^7 – 6.3×10^9 cél/L) indican se presenta una elevada biomasa de microalgas fitoplanctónicas, que es poco variable durante el año.

A nivel de filo, el grupo de algas predominante dentro de la comunidad fue Cyanobacteria (entre 1.2×10^7 – 6.3×10^9 cél/L), seguido de Chlorophyta ($< 8.3 \times 10^7$) y Bacillariophyta ($< 9.6 \times 10^6$). La hipótesis del trabajo es parcialmente confirmada, ya que en solo siete de los once cuerpos de agua estudiados (KH, ALI, ALII, KXII, ACKI, ACKII y ACKIII), predominaron las cianobacterias durante toda la campaña de muestreo. En los restantes (SM, CK y KXI), únicamente dominaron durante la época de lluvias, ocurriendo una sucesión con especies de los grupos mencionados anteriormente.

A nivel específico, 15 especies de cianobacterias estuvieron presentes como las predominantes entre toda la campaña de muestreo, donde globalmente se encontró que las que más contribuyeron en abundancia fueron *Microcystis* spp., *Pseudanabaena* spp. y *Raphidiopsis africana*.

Los casos destacables en donde se observó que una especie dominó con respecto a las otras especies de la comunidad durante todo el ciclo anual fueron KH (*M. aeruginosa*, >91.7%), ALI (*M. flosaquae*, 32.3–86.6%) y KXII (*P. galeata*, 42.8–88.8%). La abundancia de *M. aeruginosa* no varió significativamente a lo largo del tiempo, mientras que *M. flosaquae* y *P. galeata* fluctuó en función de las fechas de muestreo.

Los cuerpos de agua presentaron baja diversidad ($H' < 2.02$) y una relativa baja equitatividad ($J' < 0.66$). Esto es debido a las altas densidades celulares de las especies comentadas anteriormente y a la disparidad que existe entre su abundancia con las del resto de la comunidad, mismas que están ocasionadas por los niveles de eutrofización que se presentan en los sitios.

Las altas densidades de especies de ciertos géneros potencialmente tóxicos de cianobacterias en cenotes, aguadas y sascaberas reportadas en este trabajo alcanzaron niveles que nunca habían sido reportados en el estado. A partir de este trabajo es importante establecer un marco que permita reconocer la toxicidad de ficotoxinas en el agua de estos sitios eutrofizados, así como de metodologías que atiendan su remediación.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar-Duarte, Y., Bautista, F., Mendoza, M., Frausto, O., Ihl, T. y Delgado, C. (2016). IVAKY: Índice de la vulnerabilidad del acuífero kárstico yucateco a la contaminación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 15(3): 913–933.
- Aguilar Flores, V.S. (2020). Evaluación de la distribución de las condiciones salinas en el sistema hidrogeológico del noreste de Quintana Roo. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY). Quintana Roo, México. 112 p.
- Aguirre, R. (2014). Hyperspectral optical analysis of Zumpango Lake, Mexico. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2014(84): 32–41. DOI: [10.14350/rig.34052](https://doi.org/10.14350/rig.34052).
- Aké-Castillo, J. (2014). *Thompsodinium intermedium* (Dinophyceae), a freshwater planktonic species in México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 953–956. DOI: [10.7550/rmb.41270](https://doi.org/10.7550/rmb.41270).
- Alcocer, J., Kato, E., Robles, E., y Vilaclara, G. (1988). Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 4(1): 43–56.
- Alcocer, J., Lugo, A., Marín, L. y Escobar, E. (1998). Hydrochemistry of waters from five cenotes and evaluation of their suitability for drinking-water supplies, northeastern Yucatán, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 6: 293–301. DOI: [10.1007/s100400050152](https://doi.org/10.1007/s100400050152).
- Alcocer, J., Lugo, A., del Rosario Sánchez, M., Escobar, E., y Sánchez, M. (1999). Bacterioplankton from cenotes and anchialine caves of Quintana Roo, Yucatan Peninsula, Mexico. *Revista de biología tropical*: 19–25.
- Arana, J., Barrientos-Medina, R. y López-Adrián, S. (2019). La vida verde-azul del agua dulce: ¿Qué sabemos sobre la diversidad de estas algas en la península de Yucatán? *Desde el Herbario CICY*, 11: 58–62.
- Arana-Ravell, J.M., López-Adrián, S.J. y Barrientos-Medina, R.C. (2022). Ficoflorística de cianobacterias en Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México. *Hidrobiológica*, 32(3): 295–308. [10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2022v32n3/Arana](https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2022v32n3/Arana).

- Arcega-Cabrera, F., Velázquez-Tavera, N., Fargher, L., Derrien, M. y Norteña-Barroso, E. (2014). Fecal sterols, seasonal variability, and probable sources along the ring of cenotes, Yucatan, Mexico. *Journal of Contaminant Hydrology*, 168: 41–49. DOI: [10.1016/j.jconhyd.2014.08.007](https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2014.08.007).
- Arcega-Cabrera, F., Sickman, J. O., Fargher, L., Herrera-Silveira, J., Lucero, D., Ocegüera-Vargas, I., Lamas-Cosío, E. y Robledo-Ardila, P. A. (2021). Groundwater Quality in the Yucatan Peninsula: Insights from Stable Isotope and Metals Analysis. *Groundwater*, 59(6): 878–891. DOI: [10.1111/gwat.13109](https://doi.org/10.1111/gwat.13109).
- Argumedo, U. y Siqueiros, D. (2008). Cambios en la estructura de la asociación de diatomeas epifitas de *Macrocystis pyrifer* (L.) C. Ag. *Acta Botánica Mexicana*, 82: 43–66.
- Baird, R., Eaton, A. y Rice, E. (eds). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd edition. American Public Health Association. American Water Works Association. Water Environment Federation. Estados Unidos de América. 1543 p.
- Bartram, J., Burch, M., Falconer, I.R., Jonem, G., Kuiper-Goodman, T. (1999). Situation assessment, planning and management. En: Chorus, I., Bartram, J, (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. World Health Organization, London, pp. 179–209.
- Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B., Charvet, G., Marín, L., Rebolledo-Vieyra, M. y Merediz-Alonso, G. (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, México. *Hydrogeology Journal*, 19: 507–524. DOI: [10.1007/s10040-010-0699-5](https://doi.org/10.1007/s10040-010-0699-5).
- Beddows, P. A., Blanchon, P., Escobar, E. y Torres-Talamante, O. (2007). Los cenotes de la península de Yucatán. *Arqueología mexicana*, 16: 32–35.
- Begon, M., Townsend, C. y Harper, J. (2003). *Ecology, from individuals to ecosystems*. Segunda edición. Editorial Blackwell Science. 759 p.
- Bellinger, E. G. y Sigeo, D. C. (2010). *Freshwater algae: identification, enumeration and use as bioindicators*. John Wiley & Sons. 304 p.

- Bogard, M., Vogt, R., Hayes, N. y Leavitt, P. (2020). Unabated nitrogen pollution favors growth of toxic cyanobacteria over chlorophytes in most hypereutrophic lakes. *Environmental Science & Technology*, 54: 3219–3227. DOI: [10.1021/acs.est.9b06299](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06299).
- Brady, J. y Layco, W. (2018). Maya cultural landscapes and the subterranean: Assessing a century of chultun research. *International Journal of Archaeology*, 6(1): 46–55. DOI: [10.11648/j.ija.20180601.16](https://doi.org/10.11648/j.ija.20180601.16).
- Bravo-Inclán, L., Saldaña-Fabela, M. y Sánchez-Chávez. J. (2008). Long-term eutrophication diagnosis of a high altitude body of water, Zimapán Reservoir, México. *Water Science & Technology*, 57(11): 1843–1849. DOI: [10.2166/wst.2008.279](https://doi.org/10.2166/wst.2008.279).
- Cagle, S. E., Roelke, D. L., Hernández-Zepeda, C., Rosiles-González, G., Carrillo-Jovel, V. H., Ortega-Camacho, D. y Cejudo, E. (2021). Cyanobacteria and nitrates in karstic systems of Yucatan (Mexico) and Texas (USA). *Aquatic Sciences*, 83(4): 1–12. DOI: [10.1007/s00027-021-00822-7](https://doi.org/10.1007/s00027-021-00822-7).
- Cantoral, E. A., Asencio, A., y Aboal, M. (2017). Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención. *Hidrobiológica*, 27(2): 241–251. DOI: [10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n2/Cantoral](https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n2/Cantoral).
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22(2): 361–369. DOI: [10.4319/lo.1977.22.2.0361](https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361).
- Carrillo Jovel, V.H. (2019). Caracterización de la estructura de la comunidad de microorganismos en cuerpos de agua dulce del norte de la Península de Yucatán. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Quintana Roo, México. 94 p.
- Catzim Cruz, L.A. (2009). Cianofitas planctónicas de doce cuerpos de agua en áreas naturales protegidas de competencia estatal, Yucatán, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. 60 p.
- Cervantes-Martínez, A., Mezeta-Barrera, M., y Gutiérrez-Aguirre, M. A. (2009). Basic limnology of the karstic tourist lake Cenote Azul in Quintana Roo, Mexico. *Hidrobiológica*, 19(2): 177-180.

- Chu, Z., Jin, X., Iwami, N. y Inamori, Y. (2007). The effect of temperature on growth characteristics and competitions of *Microcystis aeruginosa* and *Oscillatoria mougeotii* in a shallow, eutrophic lake simulator system. *Hydrobiologia*, 581: 217–223. DOI: [10.1007/978-1-4020-6158-5_24](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6158-5_24).
- Clay, B. (2015). Cryptomonads. En: J. Wehr y R. Sheath. (Edits). *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Segunda edición. Editorial Elsevier. Estados Unidos de América. pp. 809–850.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2004). Guía para la colecta, manejo y las observaciones de campo para bioindicadores de la calidad del agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. 196 p.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2023). Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvia. Disponible en: t.ly/1xqyf, recuperado el 12 de febrero del 2023.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2022). Programa Hídrico Regional 2021-2024, Región Hidrológico-Administrativa XII Península de Yucatán. SEMARNAT, CONAGUA. 352 p.
- Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of environmental quality*, 27(2): 261–266. DOI: [10.2134/jeq1998.00472425002700020004x](https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x).
- Cronberg, G. y Annadotter, H. (2006). Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and a synopsis of their toxicology. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO (IOC-UNESCO), International Society for the Study of Harmful Algae (ISSHA). Dinamarca. 51 p.
- Cruz, M., Mora, J., Giron, M. P. y Salcedo, C. (2018). Caracterización hidroquímica de cenotes del Estado de Yucatán, México. *Tendencias en Docencia e Investigación en Química*, 4(4): 183–193.
- Cunha, D. G. F., do Carmo Calijuri, M., y Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts_r). *Ecological Engineering*, 60: 126–134. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2013.07.058](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058).

- Cupul, F., Isaiah, D., Ortega, D., Cervantes, G. y Cejudo, E. (2021). Tendencias en la biogeoquímica del agua subterránea en la región agroindustrial de noroeste de Yucatán. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 24(11): 1–18. DOI: [10.56369/tsaes.3551](https://doi.org/10.56369/tsaes.3551).
- De la Lanza Espino, G., Alcocer Durand, J., Moreno Ruiz, J. L., y Hernández Pulido, S. (2008). Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica*, 18(1): 21–30.
- Derrien, M., Cabrera, F. A., Tavera, N. L. V., Manzano, C. A. K. y Vizcaino, S. C. (2015). Sources and distribution of organic matter along the Ring of Cenotes, Yucatan, Mexico: Sterol markers and statistical approaches. *Science of the Total Environment*, 511: 223–229. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2014.12.053](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.053).
- Dodds, W. K., y Cole, J. J. (2007). Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: it's not just the autotrophs. *Aquatic Sciences*, 69(4): 427–439. DOI: [10.1007/s00027-007-0922-1](https://doi.org/10.1007/s00027-007-0922-1).
- Eastmond, A. y García, A. (2010). Impacto de los sistemas agropecuarios sobre la biodiversidad. En: Durán R. y M. Méndez (edits.). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. Yucatán, México. pp. 98–104.
- Edler, L. y Elbrächter, M. (2010). The Utermöl method for quantitative phytoplankton analysis. En: Karlson, B., Cusack, C. y Bresnan, E. (edits.). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. UNESCO. ICES, CIEM. pp. 11–20.
- Flores, J. S. y Espejel, I. (1994). Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. Fascículo 3. Departamento de Sostenibilidad Maya, Universidad Autónoma de Yucatán. 135 p.
- Fonseca, B. y Bicudo, C. (2008). Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, 600: 267–282. DOI: [10.1007/s10750-007-9240-9](https://doi.org/10.1007/s10750-007-9240-9).
- Gao, J., Zhu, J., Wang, M. y Dong, W. (2018). Dominance and growth factors of *Pseudanabaena* sp. in drinking water source reservoirs, Southern China. *Sustainability*, 10: 1–15. DOI: [10.3390/su10113936](https://doi.org/10.3390/su10113936).

- García, F. y Miranda, V. (2018). Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. En: Pérez, E. y V. Mota. (Coord.). Impacto socio-ambiental, territorios sostenibles y desarrollo regional desde el turismo. Universidad Nacional Autónoma de México. Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional, A.C. México. pp. 353–367.
- García-Gil, G., Chimal, P., Caamal, A., Belmar, R. y López, L. (2013). El territorio yucateco. En: García-Gil, G. y J. Sosa-Escalante (edits.). Ordenamiento Territorial del Estado de Yucatán: Visión 2030. Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. pp. 92–108.
- Ger, K. A., Urrutia-Cordero, P., Frost, P. C., Hansson, L. A., Sarnelle, O., Wilson, A. E., y Lürling, M. (2016). The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful algae*, 54: 128–144. DOI: [10.1016/j.hal.2015.12.005](https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.005).
- Gökçe, D. (2016). Algae as an indicator of water quality. En: N. Thajuddin y D. Dhanasekaran (edits.). *Algae-Organisms for Imminent Biotechnology*. pp. 81–101. DOI: [10.5772/62916](https://doi.org/10.5772/62916).
- Guildford, S. J. y Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and oceanography*, 45(6): 1213–1223. DOI: [10.4319/lo.2000.45.6.1213](https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213).
- Hasle, S. (1978). The inverted microscope method. En: Sournia, A. (edit.), *Phytoplankton Manual*. SCOR-UNESCO. pp. 337.
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A. y Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water Air Soil Pollut*, 218: 517–528. DOI: [10.1007/s11270-010-0664-x](https://doi.org/10.1007/s11270-010-0664-x).
- Hernández-Terrones, L., Nava-Ruiz, V., Escobar-Morales, S., Ortega-Camacho, D. (2016). Florecimientos algales de cianobacterias en un cenote de Quintana Roo y su relación con la calidad del agua. En: E. García-Mendoza, Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A. y Núñez-Vázquez, E. (edits.). *Florecimientos algales nocivos en México*. CICESE. Baja California, México. pp. 422–433.
- Herrera Silveira, J. A. (1999). Patrones de variación espacial y temporal de la biodiversidad fitoplanctónica de los cenotes abiertos de Yucatán. Instituto Politécnico Nacional. Centro

de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe técnico final SNIB-CONABIO proyecto No. M011. CDMX, México.

Herrera, J. y Heredia, J. (2011). Recursos hídricos: hidrología superficial. En: Pozo, C., Canto, N. y S. Calmé (edits.). Riqueza biológica de Quintana Roo, un análisis para su conservación. Tomo 1. ECOSUR, CONABIO, Gobierno de Quintana Roo, PPD. D.F., México. pp. 121–126.

Herrera-Silveira, J. A., Comín, F. A., López, S. y Sánchez, I. (1998). Limnological characterization of aquatic ecosystems in Yucatán Peninsula (SE México). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26(3): 1348–1351. DOI: [10.1080/03680770.1995.11900942](https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900942).

Huisman, J., Arrayás, M., Ebert, U. y Sommeijer, B. (2002). How do sinking phytoplankton species manage to persist?. *The American Naturalist*, 159(3): 245–254. DOI: [10.1086/338511](https://doi.org/10.1086/338511).

Hussain, N. A., Ali, A. H., y Lazem, L. F. (2012). Ecological indices of key biological groups in Southern Iraqi marshland during 2005-2007. *Mesopot. J. Mar. Sci*, 27(2): 112–125.

Hyenstrand, P., Burkert, U., Pettersson, A. y Blomqvist, P. (2000). Competition between the green alga *Scenedesmus* and the cyanobacterium *Synechococcus* under different modes of inorganic nitrogen supply. *Hydrobiologia*, 435: 91–98. DOI: [10.1023/A:1004008721373](https://doi.org/10.1023/A:1004008721373).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (1992). Anuario Estadístico del Estado de Yucatán. Capítulos 11 (Agricultura) y 12 (Ganadería). Disponible en: t.ly/L8Q6 recuperado el 19 de mayo del 2021.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2017). Anuario Estadístico del Estado de Yucatán 2017. Capítulos 12 (Agricultura) y 13 (Ganadería). Disponible en: t.ly/ZwYqY recuperado el 21 de mayo del 2023.

Irola-Sansores, E., Almazán-Becerril, A., Hernández-Terrones, L., Ortega-Camacho, D., Escobar-Morales, S. y Delgado-Pech, B. (2013). Limitación por fósforo de la biomasa fitoplanctónica en cenotes de la Península de Yucatán. En: Botello, A., Rendón, J., Benítez, J. y G. Gold-Bouchot (edits.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental:

Diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. México. pp. 51 – 64.

Izydorczyk, K., Carpentier, C., Mrówczyński, J., Wagenvoort, A., Jurczak, T., & Tarczyńska, M. (2009). Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Research*, 43(4): 989–996. DOI: [10.1016/j.watres.2008.11.048](https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.048).

Jackson, G. y Lochmann, S. (1992). Effect of coagulation on nutrient and light limitation of an algal bloom. *Limnology and Oceanography*, 37(1): 77–89. DOI: [10.4319/LO.1992.37.1.0077](https://doi.org/10.4319/LO.1992.37.1.0077).

Jiang, Y., He, W., Liu, W., Qin, N., Ouyang, H., Wang, Q., Kong, X., He, Q., Yang, B. y Xu, F. (2014). The seasonal and spatial variations of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in a large eutrophic Chinese lake (Lake Chaohu). *Ecological Indicators*, 40: 58–67. DOI: [10.3390/w9100754](https://doi.org/10.3390/w9100754).

Kingston, M. (1999). Effect of light on vertical migration and photosynthesis of *Euglena proxima* (Euglenophyta). *Journal of Phycology*, 35: 245–253. DOI: [10.1046/j.1529-8817.1999.3520245.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3520245.x).

Klippel, G., Macêdo, R. L., y Branco, C. W. (2020). Comparison of different trophic state indices applied to tropical reservoirs. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 25(2): 214–229. DOI: [10.1111/lre.12320](https://doi.org/10.1111/lre.12320).

Komárek, J. y Anagnostidis, K. (1999). Cyanoprokaryota – 1. Teil: Chroococcales. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. Berlín, Alemania. 548 p.

Komárek, J. y Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota – 2. Teil: Oscillatoriales. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. Berlín, Alemania. 759 p.

Komárek, J. y Fott, B. 1983. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie-Teil 7, 1. Hälfte Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung Chlorococcales. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart, Germany. 1001 p.

- Kratzer, C. R. y Brezonik, P. L. (1981). A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 17(4): 713–715. DOI: [10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x).
- Leal-Bautista, R. M., Hernández-Zárate, G., Jaime, N. A., Cuevas, G. y Oliman, G. V. (2011). Pathogens and pharmaceuticals pollutants as indicators of contamination at the northeastern aquifer of Quintana Roo. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 13(2): 211–219.
- Levich, A. P. (1996). The role of nitrogen-phosphorus ratio in selecting for dominance of phytoplankton by cyanobacteria or green algae and its application to reservoir management. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 5(1): 55–61. DOI: [10.1007/BF00691729](https://doi.org/10.1007/BF00691729).
- López Monzalvo, M.L. (2017). Los servicios ecosistémicos como estrategia para la valoración del agua subterránea de la reserva geohidrológica del anillo de cenotes, Yucatán. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán. Yucatán, México. 132 p.
- López-Adrián, S. y Barrientos-Medina, R. (2005a). Diversidad y distribución del fitoplancton de agua dulce en la Península de Yucatán, México. *Ibugana*, 13(2): 3–12.
- López-Adrián, S. y Barrientos-Medina, R. (2005b). Sascaberas: ambientes acuáticos peculiares. *Ciencia y Desarrollo*, 185: 16–21.
- López, S. y Catzim, L. (2010). Microalgas dulceacuícolas. En: Durán R. y M. Méndez (edits.). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. Yucatán, México. pp. 167.
- López-Adrián, S. y Herrera-Silveira, J. (1994). Plankton composition in a cenote, Yucatan, Mexico. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 1402–1405. DOI: [10.1080/03680770.1992.11900402](https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900402).
- López-Adrián, S. y Novelo, E. (edits.). (2017). Microalgas de la Península de Yucatán. Ginkopy. Yucatán, México. 225 p.
- López-Adrián, S. y Barrientos-Medina, R. (2017a). Patrones de composición, riqueza y distribución de cianofitas planctónicas en cuatro Áreas Naturales Protegidas en Yucatán, México. En: López-Adrián, S. y Novelo, E. (edits.). Microalgas de la Península de Yucatán. Ginkopy. Yucatán, México. pp. 67–79.

- López-Adrián, S. y Barrientos-Medina, R. (2017b). Capítulo 4 – Microflora de cenotes y lagunas de las áreas naturales protegidas de Yucatán. En: López-Adrián, S. y Novelo, E. (edits.). *Microalgas de la Península de Yucatán*. Ginkopy. Yucatán, México. pp. 39–50.
- López-Adrián, S., Catzim, L. y Barrientos-Medina, R. (2009). Influence of air temperatura on the richness and distribution of freshwater cyanophytes in Yucatán, México. *Memories of 17th Symposium of the International Association for Cyanophyte Research*. June 25-29 (2009). Yucatán, México. pp. 38.
- López-Adrián, S., Tavera, R. y Novelo, E. (2017). Capítulo 2 - Estudio ecológico de los cuerpos de agua continentales de la península de Yucatán: Aspectos ficológicos. En: López-Adrián, S. y Novelo, E. (edits.). *Microalgas de la Península de Yucatán*. Ginkopy. Yucatán, México. pp. 21–27.
- Moscoso Alejo, S. (2019). Estado trófico de los cenotes de la Península de Yucatán y su asociación con los principales grupos de fitoplancton. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Quintana Roo, México. 94 p.
- Mukherjee, B., Nivedita, M., y Mukherjee, D. (2010). Plankton diversity and dynamics in a polluted eutrophic lake, Ranchi. *Journal of Environmental Biology*, 31(5): 827–839.
- Narváez Díaz, J.A. (2001). Estudio etnobotánico de plantas medicinales de la ciudad de Tizimín. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. 38 p.
- Nava-Ruiz, V. y Valadez, F. (2012). Flora plantónica de laguna Lagartos, Quintana Roo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 561–582. DOI: [10.7550/rmb.24868](https://doi.org/10.7550/rmb.24868).
- Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S., Karakouzian, M. (2018). Climate Change and Eutrophication: A Short Review. *Engineering, Technology and Applied Science Research*, 8(6): 3668–3672. DOI: [10.48084/etasr.2392](https://doi.org/10.48084/etasr.2392).
- Novelo, E. y Tavera, R. (2022). Panorama florístico actual de las algas continentales mexicanas. *Hidrobiológica*, 32(3): 235–243.
- Novelo, E. y Tavera, R. (2022). bdLACET Base de datos de algas continentales. Facultad de Ciencias, UNAM. México. Disponible en: <https://bdlacet.mx>, recuperado el 14 de diciembre del 2022.

- Oliva-Martínez, M., Rodríguez, A., Lugo, A. y Sánchez, M. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18: 1–13.
- Oliva-Martínez, M., Godínez-Ortega, J. y Zuñiga-Ramos, C. (2014). Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 54–61. DOI: [10.7550/rmb.32706](https://doi.org/10.7550/rmb.32706).
- O’Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A. y Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14: 313–334. DOI: [10.1016/j.hal.2011.10.027](https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027).
- Orellana, R., Espadas, C. y Nava, F. (2010). Climas. En: Durán, R. y M. Méndez. (edits.). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. pp. 10–11.
- Osorio, R. (2003). Estudio florístico de las microalgas pertenecientes al orden Chlorococcales en 23 cuerpos dulceacuícolas del estado de Yucatán. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. 84 p.
- Ott, D., Oldham-Ott, C., Rybalika, N. y Friedl, T. (2015). Xantophyte, Eustigmatophyte, and Raphidophyte Algae. En: J. Wehr y R. (Edits). Sheath. Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. Segunda edición. Editorial Elsevier. Estados Unidos de América. pp. 485–536.
- Pacheco Vázquez, H.G. (1988). Florecimiento masivo de un dinoflagelado en el cenote Dzitya (Chen-Ha), Yucatán. Tesis de licenciatura. Facultad de Química. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México. 57 p.
- Pacheco, J. y Cabrera, A. (1996). Efecto del uso de fertilizantes en la calidad del agua subterránea en el estado de Yucatán. *Ingeniería Hidráulica en México*, 11(1): 53–60.
- Pacheco, J. y Cabrera, A. (1997). Groundwater contamination by nitrates in the Yucatán Península, México. *Journal of Hydrogeology*, 17: 818–821. DOI: [10.1007/s100400050113](https://doi.org/10.1007/s100400050113).
- Pacheco, J. y Cabrera, A. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7(2): 47–54.

- Paerl, H. y Paul, V. (2012). Climate change: Links to global expansión of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46: 1349–1363. DOI: [10.1016/j.watres.2011.08.002](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002).
- Pain, A., Martin, J., Young, C., Valle-Levinson, A., y Mariño-Tapia, I. (2020). Carbon and phosphorus processing in a carbonate karst aquifer and delivery to the coastal ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 269: 484–495. DOI: [10.1016/j.gca.2019.10.040](https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.10.040).
- Pérez-Ceballos, R., Canul-Macario, C., Pacheco-Castro, R., Pacheco-Ávila, J., Euán-Ávila, J. y Merino-Ibarra, M. (2021). Regional hydrogeochemical evolution of groundwater in the ring of cenotes, Yucatán (Mexico): An Inverse Modelling Approach. *Water*, 13(614): 1–17. DOI: [10.3390/w13050614](https://doi.org/10.3390/w13050614).
- Pérez-Morales, A., Olivos-Ortíz, A., Quijano-Scheggia, S., Espinosa-Rodríguez, C. y Jiménez-Santos, M. (2016). Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. En: E. García-Mendoza, Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A. y Núñez-Vázquez, E. (edits.). Florecimientos algales nocivos en México. CICESE. Baja California, México. pp. 408–421.
- Perry, E., Marin, L., McClain, J., y Velazquez, G. (1995). Ring of cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology*, 23(1): 17–20. DOI: [10.1130/0091-7613\(1995\)023<0017:ROCSNY>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1995)023<0017:ROCSNY>2.3.CO;2).
- Petkuvienė, J., Vaiciūtė, D., Katarzytė, M., Gecaite, I., Rossato, G., Vybernaite-Lubiene, I. y Bartoli, M. (2019). Feces from piscivorous and herbivorous birds stimulate differentially phytoplankton growth. *Water*, 11(2567): 1–17. [10.3390/w11122567](https://doi.org/10.3390/w11122567)
- Proulx, M., Pick, F. R., Mazumder, A., Hamilton, P. B., y Lean, D. R. S. (1996). Experimental evidence for interactive impacts of human activities on lake algal species richness. *Oikos*: 191–195. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545761>.
- Quiroz, H., Mora, L., Molina, I. y García, J. (2004). Variación de los organismos fitoplanctónicos y la calidad del agua en el Lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria*, 14(1): 47–58. DOI: [10.15174/au.2004.238](https://doi.org/10.15174/au.2004.238).

- Richardson, K. y Jørgensen, B. (1996). Eutrophication: definition, history and effects. *Eutrophication in coastal marine ecosystems*, 52: 1–19. DOI: [10.1029/CE052p0001](https://doi.org/10.1029/CE052p0001).
- Rigosi, A., Carey, C., Ibelings, B., y Brookes, J. (2014). The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 59(1): 99–114. DOI: [10.4319/lo.2014.59.1.0099](https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.1.0099).
- Rzymiski, P., Poniedzialek, B., Kokociński, M., Jurczak, T., Lipski, D. y Wiktorowicz, K. (2014). Interspecific allelopathy in cyanobacteria: *Cylindrospermopsis* and *Cylindrospermopsis raciborskii* effect on the growth and metabolism of *Microcystis aeruginosa*. *Harmful Algae*, 35: 1–8. DOI: [10.1016/j.hal.2014.03.002](https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.03.002).
- Sánchez, M., Alcocer, J., Escobar, E. y Lugo, A. (2002). Phytoplankton of cenotes and anchialine caves along a distance gradient from the northeastern coast of Quintana Roo, Yucatan Peninsula. *Hydrobiologia*, 467: 79–89. DOI: [10.1023/A:1014936714964](https://doi.org/10.1023/A:1014936714964).
- Sanders, R. W., Porter, K. G. y Bennett, S. J. (1990). Heterotrophic, autotrophic, and mixotrophic nanoflagellates: seasonal abundances and bacterivory in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, 35(8): 1821–1832. DOI: [10.4319/lo.1990.35.8.1821](https://doi.org/10.4319/lo.1990.35.8.1821).
- Schmitter-Soto, J., Escobar-Briones, E., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M. y Marín, L. (2002a). Los cenotes de la Península de Yucatán. En: G. De la Lanza y J. García (comps.). *Lagos y Presas de México*. AGT Editor, S.A. México. pp. 337–381.
- Schmitter-Soto, J., Comín, F., Escobar-Briones, E., Herrera-Silveira, J., Alcocer, J., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M., Díaz-Arce, V., Marín, L. y Steinich, B. (2002b) Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia*, 467: 215–228. DOI: [10.1023/A:1014923217206](https://doi.org/10.1023/A:1014923217206).
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (SEDUMA). (2012). Muestreo de parámetros físico-químicos y bacteriológicos en 50 cenotes en diferentes municipios del Estado de Yucatán. Informe Técnico Final. Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (SEDUMA). Gobierno del Estado de Yucatán. Yucatán, México. 22 p.
- Shetty, K. y Gulimane, K. (2022). Biomonitoring of freshwater lentic habitats using desmids. *Limnology*, 23(1): 245–251. DOI: [10.1007/s10201-021-00664-0](https://doi.org/10.1007/s10201-021-00664-0).

- Smith, T. M. y Smith, R. L. (2007). *Ecología*. Sexta Edición. Pearson. Madrid, España. p. 776.
- Smith, V., Tilman, G. y Nekola, J. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179–196. DOI: [10.1016/s0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00091-3).
- Tavera, R., Novelo, E. y López, S. (2013). Cyanoprokaryota (Cyanobacteria) in karst environments in Yucatán, México. *Botanical Sciences*, 91(1): 27–52. DOI: [10.17129/botsci.401](https://doi.org/10.17129/botsci.401).
- Tamele, I. J. y Vasconcelos, V. (2020). Microcystin incidence in the drinking water of mozambique: Challenges for public health protection. *Toxins*, 12(368): 1–20. DOI: [10.3390/toxins12060368](https://doi.org/10.3390/toxins12060368).
- Torres-Talamante, O., Alcocer, J., Beddows, P., Escobar-Briones, E. y Lugo, A. (2011). The key role of the chemolimnion in meromictic cenotes of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Hydrobiologia*, 677: 107–127. DOI: [10.1007/s10750-011-0746-9](https://doi.org/10.1007/s10750-011-0746-9).
- Tomasini Ortiz, C., Moeller Chávez, G., Sánchez Chávez, J., y Bravo Inclán, L. (2012). Cianobacterias y cianotoxinas en el lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 5(2): 93–101.
- Valadez, F., Rosiles-González, G., Almazán-Becerril, A. y Merino-Ibarra, M. (2013). Planktonic Cyanobacteria of the tropical karstic lake Lagartos from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Revista de biología tropical*, 61(2): 971–979. DOI: [10.15517/rbt.v61i2.11236](https://doi.org/10.15517/rbt.v61i2.11236).
- Vázquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R. y Castro, T. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Contactos*, 60: 41–48.
- Vidal, L., Kruk, C., Aubriot, L., Piccini, C., Fabre, A. y Bonilla, S. (2009). Floraciones de la especie invasora *Cylindrospermopsis raciborskii* en Uruguay. En: S. Bonilla (edit.). *Cianobacterias Planctónicas del Uruguay: Manual para la identificación y medidas de gestión*. pp. 81–82.
- Villafañe, V., Guendulain-García, S., Valadez, F., Rosiles-González, G., Helbring, W. y Banaszak, T. (2015). Antagonistic and synergistic responses to solar ultraviolet radiation and increased temperatura of phytoplankton from cenotes (sink holes) of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Freshwater Science*, 34(4) 1282–1292. DOI: [10.1086/682051](https://doi.org/10.1086/682051).

- Verspagen, J., Van de Waal, D., Finke, J., Visser, P., Van Donk, E. y Huisman, J. (2014). Rising CO₂ levels will intensify phytoplankton blooms in eutrophic and hypertrophic lakes. *PloS one*, 9(8): 1–19. DOI: [10.1371/journal.pone.0104325](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104325).
- Vis, C., Cattaneo, A. y Hudon, C. (2008). Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. *Journal of Phycology*, 44: 38–44. DOI: [10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x).
- Wehr, J. y Sheath, R. (2003). *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Editorial Elsevier. Estados Unidos de América. 918 p.
- Wilhelm, S., Bullerjahn, G. y McKay, R. (2020). The complicated and confusing ecology of *Microcystis* blooms. *Mbio*, 11(3): 1–5. DOI: [10.1128/mBio.00529-20](https://doi.org/10.1128/mBio.00529-20).
- Willén, E. y Willén, T. (1978). About freshwater phytoplankton. En: Sournia, A. (edit.), *Phytoplankton Manual*. SCOR-UNESCO. pp. 297–300.