Biblioteca Digital
F C E N - U B A

BIBLIOTECA CENTRAL LUIS F LELOIR
BIBLIOTECA CENTRAL LELOIR
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES UBA

Tesis de Maestría

Estrucrtura y dinámica del fitoplancton de tres estanques urbanos de la ciudad de Buenos Aires: análisis de floraciones en época estival

Rodríguez-Flórez, Clara Natalia

2017-06-06

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:
Rodríguez-Flórez, Clara Natalia. (2017-06-06). Estrucrtura y dinámica del fitoplancton de tres estanques urbanos de la ciudad de Buenos Aires: análisis de floraciones en época estival. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:
Rodríguez-Flórez, Clara Natalia. "Estrucrtura y dinámica del fitoplancton de tres estanques urbanos de la ciudad de Buenos Aires: análisis de floraciones en época estival". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2017-06-06.

EXACTAS UBA
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

UBA
Universidad de Buenos Aires

Dirección: Biblioteca Central Dr. Luis F. Leloir, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Intendente Güiraldes 2160 - C1428EGA - Tel. (++54 +11) 4789-9293

Contacto: digital@bl.fcen.uba.ar

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Maestría en Ciencias Ambientales

Estructura y dinámica del fitoplancton de tres estanques urbanos de la ciudad de Buenos Aires: análisis de floraciones en época estival (2014-2015)

Tesis presentada para optar al título de Magíster de la Universidad de Buenos Aires en Ciencias Ambientales,

Autor: Clara Natalia Rodríguez-Flórez

Directora de tesis: Dra. Irina Izaguirre

Co-Directora de tesis: Dra. Alicia Vinocur

Lugar de trabajo: Limnología, Departamento de Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires

Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 2017

A Mamá y Mateo

A los maestros que la vida me ha regalado.

A los que me acompañan, a los que solamente puedo sentir...

…han partido.

A los que he dejado marchar, y a los que se encuentran en tránsito.

Agradecimientos

A cada uno de los integrantes del ¨equipo de Limnología¨, siempre prestos a dar una mano, una sonrisa y una palabra de aliento. A la Dra. Irina Izaguirre y la Dra. Alicia Vinocur, por su incondicionalidad.

A los seres maravillosos con los que he compartido el camino.

Índice

Resumen i

Summary ii

Introducción 1

El fitoplancton en los estudios de monitoreo 1

Rol de la eutrofización y del cambio climático en el desarrollo de las floraciones algales 2

Lagos urbanos 5

Antecedentes de estudios en lagos urbanos de la ciudad de Buenos Aires 6

OBJETIVOS E HIPÓTESIS 8

Objetivos general 8

Objetivos específicos 8

Hipótesis 8

Materiales y métodos 9

a) Estanques urbanos estudiados y datos meteorológicos del período de muestreo 9

b) Toma de muestras, variables biológicas, físicas y químicasbjetivos específicos 11

c) Análisis estadísticos y multivariados 12

Resultados 14

Características físico-químicas 14

Clorofila a y nutrientes 19

Diversidad fitoplanctónica 21

Caracterización de la composición fitoplanctónica 21

Análisis de correspondencia canónica (CCA) –Abundancia de especies del fitoplancton 35

Análisis de correspondencia canónica (CCA) – Abundancia de los grupos funcionales del fitoplancton 36

Análisis descriptivo de las clasificaciones de los grupos funcionales 39

Discusión 43

Bibliografía 49

Estructura y dinámica del fitoplancton de tres estanques urbanos de la ciudad de Buenos Aires: análisis de floraciones en la época estival (2014-2015)

Resumen

Los lagos o estanques urbanos son ecosistemas con tendencia a la rápida eutrofización que pueden desarrollar floraciones algales en el período estival. Durante el periodo cálido de septiembre 2014 a abril 2015 se estudió la estructura y dinámica del fitoplancton, analizándose la composición de especies y grupos funcionales, así como su relación con las variables físicas y químicas del agua, y los parámetros ambientales en tres estanques urbanos de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Regatas, Rosedal y Centenario). Los muestreos se llevaron a cabo quincenalmente. Los tres lagos, a pesar de tener morfometrías relativamente similares, y encontrarse en la misma ciudad, difieren en sus características limnológicas, en las especies dominantes y en los grupos funcionales, así como en la biomasa de fitoplancton y la tendencia al desarrollo de floraciones. El lago del Rosedal (hipereutrófico) mostró una clara dominancia de cianobacterias potencialmente tóxicas que alcanzaron niveles de abundancia propios de las floraciones. El lago de Regatas presentó la mejor calidad del agua, con mayor transparencia y la menor biomasa de fitoplancton. El lago Centenario con la mayor conductividad y nitrógeno total estuvo claramente dominado por diatomeas. Las diferencias entre los lagos parecen estar dadas principalmente por las medidas de manejo que en ellos se implementan.

Palabras clave: lagos urbanos, eutrofización, fitoplancton, floraciones algales, grupos funcionales.

Phytoplankton, structure and dynamic in three urban ponds of the Buenos Aires city: Study of algal blooms during the warm period (2014-2015)

Summary

Urban lakes are ecosystems that tend to a rapid eutrophication, leading to the development of algal blooms in spring and summer. During the warm period, from September 2014 to April 2015 the structure and dynamics of the phytoplankton was studied in three urban lakes of the Buenos Aires city (Regatas, Rosedal, Centenario). The species composition and functional groups were analysed, as well as the relationship between the community structure and the physical and chemical variables of the water and the main environmental parameters. Sampling was carried out fortnightly. In spite that the three lakes have a similar morphometry, and are located in the same city, they differ in their limnological characteristics, in the dominant species, their functional groups, as well as in the biomass of phytoplankton and the tendency to the development of algal blooms. The Rosedal lake (hypereutrophic) showed a clear dominance of potentially toxic cyanobacteria that reached levels of abundance proper to the blooms. The Regatas lake presented the best water quality, with greater transparency and the lower biomass of phytoplankton. Lake Centenario with the highest conductivity and total nitrogen was clearly dominated by diatoms. The differences among the lakes seem to be given mainly by the management measures that are implemented in them.

Key words: urban lakes, eutrophication, phytoplankton, algal blooms, functional groups.

Introducción

El fitoplancton en los estudios de monitoreo

El análisis de la composición y biomasa de la comunidad fitoplanctónica es clave en la gestión y el monitoreo ambiental de los cuerpos de agua (Guo et al., 2010). Los cambios en la composición de especies del fitoplancton son el resultado, por un lado de la interacción entre las propiedades físicas y químicas de un ambiente acuático, y por el otro de la capacidad de respuesta de las especies (Dignum et al., 2005). Los factores que influyen en las fluctuaciones del fitoplancton pueden ser físicos, químicos o biológicos (Reynolds, 1986, 1997, y citas en estas fuentes). Entre los factores físicos, los más importantes son la luz, la temperatura y los vientos; entre los químicos se cuentan principalmente la concentración de nutrientes y de gases disueltos; y entre los biológicos se pueden mencionar la depredación, la competencia, el parasitismo y la infección viral, entre otros.

Desde hace bastante tiempo los ecólogos han intentado agrupar organismos con características estructurales y funcionales similares con el fin de arribar a un mayor entendimiento del funcionamiento de los ecosistemas (Salmaso y Padisák, 2007, y citas en esta fuente). En relación al fitoplancton, las primeras aproximaciones a los grupos funcionales surgieron a partir de los conceptos de fitosociología, donde las asociaciones fueron definidas como grupos de especies que suelen encontrarse típicamente juntas (e.g. Margalef, 1978; Reynolds, 1980, 1984), y donde las especies de una asociación particular comparten atributos ecológicos similares. Esta aproximación fue refinada en una serie de trabajos por distintos fitoplanctólogos, dando lugar a diferentes clasificaciones funcionales de esta comunidad (Izaguirre et al., 2014, y citas en este trabajo). En particular, una de las clasificaciones más usadas y revisadas es la de Reynolds et al. (2002), quienes propusieron una serie de grupos de fitoplancton de agua dulce, denominados "codones". Los grupos funcionales de Reynolds consideran la filogenia, los rasgos morfológicos, la frecuencia de aparición y el ambiente (Kruk et al., 2011). Esta clasificación fue actualizada más recientemente por Padisák et al. (2009). La interpretación de grupo funcional tiene como base la adaptabilidad del fitoplancton y sus requerimientos. Un alga funcionalmente bien adaptada probablemente tolere condiciones restrictivas de la deficiencia de un factor (ej. deficiencia de nutrientes); en general los hábitats presentan diferentes factores limitantes para el fitoplancton (ej. luz, P, N, C), por lo tanto se espera que las especies con las adaptaciones apropiadas tengan éxito en hábitats donde sean más tolerantes que otras a un dado factor limitante (Padisák et al., op. cit.). Posteriormente, Kruk et al. (2010) propusieron una clasificación más simple

basada en aspectos morfológicos objetivos. Los grupos funcionales han demostrado ser una herramienta útil para los programas de monitoreo (Saad y El-Karim, 2015).

En un lago idealizado las variaciones temporales en el plancton son predecibles y direccionales pese a la probabilidad de sufrir disturbios por eventos irregulares. En el modelo de sucesión estacional de lagos templados, hacia el final del invierno la disponibilidad de nutrientes y el aumento de la luz permiten el crecimiento del fitoplancton, presentándose generalmente en primavera el rápido crecimiento de criptofitas y de diatomeas céntricas. Bajo condiciones no limitantes de nutrientes, el fitoplancton en verano inicia un aumento gradual y la composición de la comunidad se vuelve más compleja. Típicamente, en esta sucesión estacional los recambios algales son gobernados en cierto punto por los nutrientes, cuya limitación sucesiva en la columna de agua desencadena cambios en los grupos fitoplanctónicos dominantes (Sommer et al., 1986). Según el modelo sucesional descripto por estos autores, en lagos eutróficos el fitoplancton puede tener dos picos bien marcados, uno en primavera y otro en verano, aunque las estrategias ecológicas de las especies dominantes difieren.

A lo largo de la sucesión estacional una comunidad fitoplanctónica puede presentar estados estables o estacionarios. Se habla de estado estable del ensamble de fitoplancton cuando se observa la misma composición microalgal en una escala de tiempo conveniente (generalmente 2 a 3 semanas como mínimo), y éste es producto de un equilibrio dinámico entre procesos de pérdida y crecimiento, en donde el ensamble no varía (Rojo y Álvarez-Cobelas, 2003). De acuerdo a la definición de Sommer et al. (1993) una comunidad se encuentra en un estado estable cuando como máximo tres especies del ensamble representan el 80% del total de la biomasa, y esto se mantiene al menos durante tres semanas sin variaciones considerables. Cabe señalar que un ensamble de fitoplancton (conjunto de especies algales) hace referencia a la comunidad y/o abstracción de la asociación de algunas especies observadas juntas en circunstancias similares (Rojo y Álvarez-Cobelas, op. cit.).

Rol de la eutrofización y del cambio climático en el desarrollo de las floraciones algales

El cambio en los ecosistemas acuáticos causado por el incremento en la tasa de suministro de nutrientes al agua se denomina eutrofización. La respuesta del ecosistema ante la eutrofización es el aumento de la productividad en toda la trama trófica; de esta manera, los lagos son clasificados a nivel biológico por su productividad en ascenso en: oligotróficos, mesotróficos y eutróficos (Kalff, 2002). El proceso de eutrofización puede ser natural o debido al enriquecimiento de nutrientes derivados de actividades humanas. Los nutrientes más importantes en la eutrofización son el fósforo y el nitrógeno.

Además de la concentración de nutrientes, el crecimiento algal se ve afectado por la cantidad y calidad de luz disponible, la biodisponibilidad de nutrientes, la forma y la profundidad del lago, la temperatura, el tiempo de residencia, la mezcla del agua del lago por el viento, así como por factores biológicos tales como actividad del zooplancton y peces, parasitismo por hongos y bacterias, macrófitas acuáticas (Vallentyne, 1978; Scheffer, 1998).

La carga externa de nitrógeno y fósforo puede provenir de fuentes puntuales (efluentes de distinto tipo) o difusas (ej. deposición atmosférica). En todo caso, la degradación de los recursos hídricos por la eutrofización tiene como resultado la pérdida de especies, el cambio en la composición del fitoplancton, la reducción de la claridad del agua, el aumento del pH, la disminución del oxígeno disuelto en profundidad, la pérdida de servicios ambientales, la depreciación del valor estético y efectos económicos (Smith et al., 1999, y citas en esta fuente).

En lagos poco profundos la eutrofización ha sido asociada con la pérdida del estado de aguas claras (Moss, 2007). En los lagos someros se han descripto dos estados posibles de equilibrio alternativos (Scheffer et al., 1993): un estado de aguas claras dominadas por vegetación acuática sumergida a bajas concentraciones de nutrientes y un estado turbio con una alta biomasa algal a elevadas concentraciones de nutrientes; en niveles intermedios hipotéticamente el sistema podría fluctuar entre estos dos estados. Los mecanismos ecológicos involucrados son muchos, pero el centro del sistema de retroalimentación gira alrededor de la interacción entre la vegetación sumergida y la turbidez. Los lagos con una alta cobertura de macrófitas sumergidas tienden a tener una transparencia superior a la de los lagos con un rango de nutrientes similar en donde la vegetación es dispersa o ausente; sin vegetación el umbral de cambio (de aguas claras a turbias) dirigido por la concentración de nutrientes, se alcanza a niveles menores, mientras que con vegetación la resiliencia del sistema es mayor, por cuanto el umbral de cambio se alcanza con concentraciones más altas de nutrientes (Scheffer et al., op. cit.).

La eutrofización va de la mano del aumento en la biomasa algal y el desarrollo de floraciones (Wynne et al., 2013). La cuantificación de la biomasa del fitoplancton es una de las medidas más útiles en aspectos aplicados de la limnología (Leftley et al., 1983; Toepel et al., 2005; Kasprzak et al., 2008); y su determinación permite, por ejemplo, interpretar la abundancia y la fluctuación de una floración algal. Una floración es la proliferación de la biomasa de una o más especies algales en un cuerpo de agua en un lapso de tiempo acotado, producto de un crecimiento rápido (Wynne et al., op. cit.).

En el fitoplancton las floraciones de cianobacterias son cada vez más frecuentes en todo el mundo como consecuencia del incremento de la eutrofización de los lagos (Wang et al., 2012). En algunos ecosistemas tienen la cualidad de ser temporales, y su temporalidad está condicionada por las variables ambientales (Murrel y Lores, 2004). Las cianobacterias son procariotas fotosintéticos (Whitton y Potts, 2000), capaces de utilizar diferentes fuentes de nitrógeno orgánico e inorgánico, y algunas especies que tienen heterocitos (células especializadas) pueden ser fijadoras de nitrógeno atmosférico. Tienen la facilidad de colonizar casi cualquier ambiente iluminado (Knoll, 2008; Luque y Forchhammer, 2008), y su capacidad de regular la flotabilidad en la columna de agua por medio de aerótopos les confiere una ventaja sobre las otras microalgas en el momento de acceder a la luz (Oliver y Ganf, 2000). Además, se ven beneficiadas con respecto a otros organismos del fitoplancton cuando la intensidad de luz es baja, siendo más competitivas en lagos turbios debido al crecimiento denso de fitoplancton; sin embargo, en general la tasa de crecimiento de las cianobacterias es mucho más baja con respecto a otras especies del fitoplancton, y por lo tanto para que éstas puedan formar floraciones se requieren tiempos largos de retención del agua (Mur et al., 1999, y citas en esta fuente).

Las floraciones de cianobacterias son una amenaza para la integridad ecológica y la sostenibilidad de los cuerpos de agua. En aguas eutróficas, el cambio climático puede ser un potencial catalizador en la expansión de las floraciones de cianobacterias a escala global, beneficiando el incremento de las tasas de crecimiento, persistencia, actividad y distribución geográfica (Paerl y Huisman, 2009). En un escenario de cambios hidrológicos, la precipitación incrementaría el enriquecimiento de las aguas por escorrentía, y el aumento de la temperatura beneficiaría a las cianobacterias ya que las mismas tienen una tasa de crecimiento óptimo a temperaturas relativamente altas, que usualmente exceden los 25°C. Al aumentar la temperatura se calienta la superficie del agua, intensificándose la estratificación vertical, y dado que la mayoría de las floraciones de cianobacterias pueden regular su posición en aguas fuertemente estratificadas, la migración les permite periódicamente obtener nutrientes de aguas más profundas. Otro factor, dependiente de la temperatura es la viscosidad; al aumentar la temperatura disminuye la viscosidad del agua, permitiendo reducir la resistencia del agua a la migración vertical del fitoplancton, en favor de la migración de las cianobacterias; en contraposición cuando se reduce la viscosidad las diatomeas se hunden (Paerl y Huisman, op. cit., y citas en esta fuente).

Según el IPCC (2014), las proyecciones realizadas en todos los diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero, contaminantes atmosféricos y pautas de uso de la tierra, señalan que la temperatura en superficie continuará aumentando, con lo cual se prevé que las floraciones de cianobacterias sean un problema cada vez mayor en más lugares del mundo. El calentamiento global

acompañado del aumento del dióxido de carbono (CO_2) en aguas eutrofizadas, donde la proliferación de algas tiene altas tasas de fotosíntesis y altas demandas de CO_2, influyen en el aumento del pH. En consecuencia en aguas con niveles de pH superiores a 9 comunes en presencia de floraciones de cianobacterias perjudiciales, el CO_2 libre representa menos del 1% del total del carbono inorgánico disuelto (CID), y puede convertirse en un limitante para la fotosíntesis y el crecimiento del fitoplancton. En estas condiciones las cianobacterias en superficie pueden interceptar el CO_2 que se difunde en el agua proveniente de la atmósfera, factor que contribuye a reducir aún más el nivel de CID y limita el crecimiento de los demás taxa, facilitando la dominancia de las cianobacterias (Paerl et al., 2011, y citas en esta fuente).

En lo que respecta a las diatomeas y su rol en el monitoreo, este grupo también puede ser utilizado como indicador de la eutrofización, dado que en muchos sistemas de agua dulce son abundantes, diversas y un componente importante del ensamble de algas (Hall y Smol, 2004). Por otro lado son buenas indicadoras del pH, y por lo tanto útiles en la evaluación de modelos de acidificación. Además, las diatomeas tienen un alto potencial para evaluar la contaminación de metales en agua, ya que al estar en la base de la cadena trófica responden rápidamente a los cambios ambientales (Battarbee et al., 2004; Morin et al., 2012 y citas en la fuente). Este grupo de algas ha sido ampliamente utilizado en la elaboración de índices de calidad de agua (Gómez y Licursi, 2001). En ambientes altamente contaminados, la aparición de formas anormales (teratológicas) es uno de los efectos más ampliamente reportados en este grupo (Falasco et al., 2009).

Lagos urbanos

Los lagos urbanos o "estanques" como parte de una ciudad contribuyen a la biodiversidad, regulan el microclima y proveen beneficios sociales. Son ecosistemas con tendencia a la rápida eutrofización y por ende al aumento de la biomasa de fitoplancton, con desarrollo de floraciones de algunas especies (Waajen et al., 2014, y citas en esta fuente). Las floraciones suelen ocurrir en verano, pero se ha visto en los últimos años su persistencia durante el otoño, probablemente como consecuencia del cambio climático, particularmente en el caso de las cianobacterias (UNESCO, 2009).

Estudios realizados por Waajen et al. (op. cit.) en los Países Bajos mostraron la presencia de floraciones de cianobacterias en una gran cantidad de estanques urbanos, donde los géneros más abundantes fueron *Microcystis*, *Anabaena* y *Planktothrix*. Estos autores plantean que el monitoreo de las cianobacterias y de sus toxinas en estanques urbanos es el primer paso para controlar los riesgos de

salud en ciudadanos y mascotas. En el proceso de implementación de estrategias de mitigación sugieren que deben ser consideradas las fuentes externas de eutrofización, la liberación de fósforo de los sedimentos y la bioturbación de los peces. En otro estudio Lv et al. (2011) evaluaron la composición y biomasa de la comunidad de fitoplancton en un ciclo anual en 15 lagos eutróficos poco profundos de una región en China. En verano se registró la dominancia de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa,* y los resultados mostraron que los principales factores limitantes del fitoplancton fueron la temperatura y el fósforo. En este estudio se observó una baja relación N:P, que sin embargo estuvo acompañada de una baja ocurrencia de cianobacterias fijadoras de nitrógeno, lo que sugiere que la relación N:P no siempre desencadena la dominancia de las cianobacterias fijadoras de nitrógeno. Los autores concluyen que en lagos urbanos eutróficos poco profundos la proporción TN:TP no es en todas las ocasiones un índice adecuado para ser utilizado como factor limitante de la biomasa del fitoplancton.

Uno de los principales temas de preocupación en los lagos urbanos es el mantenimiento de la calidad del agua; por tal motivo se manifiesta la necesidad de utilizar indicadores con el propósito de anticipar tendencias adversas, y poder así hacer frente a la probabilidad de una eventual disfuncionalidad de los servicios ecológicos (Timmerman y White, 1997). En este sentido, el análisis de los niveles de nitrógeno y fósforo total es imprescindible para evaluar la eutrofización en los cuerpos de agua, constituyendo uno de los criterios ambientales propuestos para el estudio de los sistemas urbanos con relación a la sostenibilidad (Hellström et al., 2000). No obstante, en la legislación europea para la sostenibilidad del agua, se ha realizado el primer intento en el tránsito de los estándares de calidad físicos y químicos a estándares ecológicos, con el objeto de establecer y conciliar límites de estados ecológicos. Para lograrlo se parte de la definición de qué es un lago en buen estado; Poikane et al. (2014) lo definen como aquel que tenga baja probabilidad de floraciones de cianobacterias y una baja probabilidad en cuanto a la disminución significativa de las macrófitas colonizadoras del fondo. Asimismo, estos autores determinaron los límites entre un estado bueno y moderado a partir de la respuesta entre la abundancia del fitoplancton y los efectos ecológicos de la eutrofización, utilizando la clorofila *a* como la variable de análisis de los cambios ecológicos.

Antecedentes de estudios en lagos urbanos de la ciudad de Buenos Aires

La Ciudad Autónoma de Buenos Aires es una ciudad costera ubicada sobre la margen sur del río de la Plata, cuenta con 14 cuerpos de agua artificiales. Presenta las características típicas de las ciudades

costeras que se encuentran sobrecargadas poblacionalmente, y por lo tanto se enfrentan al deterioro de sus ecosistemas (Timmerman y White, 1997). En la ciudad de Buenos Aires se han llevado a cabo algunas investigaciones centradas en el fitoplancton de los lagos urbanos con el objeto de analizar la calidad del agua y el desarrollo de floraciones algales. Uno de estos estudios fue el de Izaguirre et al. (1986), quienes determinaron la estructura y dinámica de las poblaciones fitoplanctónicas de dos cuerpos de agua urbanos (lagos del Jardín Japonés y del Rosedal) entre 1982 y 1983. Como es usual en este tipo de ambientes hipereutróficos, se registró una diversidad específica baja a lo largo de todo el año, con leves incrementos a finales de invierno y principios de primavera, y una disminución drástica en verano en coincidencia con la dominancia de unas pocas especies. Por consiguiente, resaltaron la formación de floraciones algales en verano. En la misma ciudad, en marzo de 1999 se registró la floración de *Microcystis aeruginosa* en el lago del Planetario; al evento se sumó la muerte de aves y peces que lo habitaban, probablemente como consecuencia de las microcistinas (hepatotoxinas producidas por *Microcystis*). La empresa que suministra el agua a la ciudad de Buenos Aires (en esa época llamada Aguas Argentinas) realizó la restauración del lago con medidas de manejo de tratamiento de sedimentos y de bombeo de agua de un acuífero salobre. El proceso de restauración cambió la estructura y composición del fitoplancton, y contribuyó a que al final de un periodo de un año después del evento desapareciera *M. aeruginosa* (Ehrenhaus y Vigna, 2006.).

Otros estudios previos en la ciudad se centraron en los cuerpos de agua de la Reserva Ecológica Costanera Sur (RECS). En particular, en la laguna Los Coipos Fazio y O´Farrell (2005) evaluaron la composición del fitoplancton antes, durante y después de que sufriera una salinización secundaria producto de acciones de manejo debido a la entrada de agua del acuífero Puelche con mayor conductividad, observándose cambios en los ensambles fitoplanctónicos asociados a la salinización. En el periodo entre agosto de 2009 y agosto de 2010 en la misma laguna, Avigliano et al. (2014) valoraron los cambios de la estructura del fitoplancton partiendo de un estado de sequía. Por otro lado, en el trabajo de Sinistro et al. (2013) se analizó la estructura del fitoplancton y las fluctuaciones de las variables limnológicas en las lagunas de Los patos y de Las gaviotas de la misma reserva entre noviembre de 2009 y diciembre de 2010, durante un ciclo hidrológico completo, y a partir de sus resultados los autores realizaron recomendaciones para el manejo y restauración de estos cuerpos de agua.

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Objetivo general

El objetivo de este trabajo de Tesis fue estudiar la estructura y dinámica del fitoplancton durante el período cálido (septiembre 2014 a abril 2015) en tres estanques urbanos de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Regatas, Rosedal y Centenario), y su relación con las variables físicas y químicas del agua y los parámetros ambientales. Se analizó particularmente el potencial desarrollo de floraciones indeseables durante el período estival. La selección de los tres lagos se basó en observaciones previas que revelaban ensambles fitoplanctónicos diferentes y en el conocimiento de que los tres son sometidos a diferentes tipos de manejo.

Objetivos específicos

1) Analizar la variación en las principales variables limnológicas ambientales en los tres estanques urbanos.
2) Analizar la composición del fitoplancton en los tres estanques y sus fluctuaciones temporales en el período cálido
3) Evaluar el desarrollo de floraciones algales en el período cálido y las causas ambientales asociadas.
4) Analizar las diferencias entre los tres estanques, y evaluar la incidencia de los respectivos métodos de manejo de los mismos.

Hipótesis

Dado que los tres ambientes estudiados, a pesar de estar localizados en la misma ciudad, están sometidos a diferentes medidas de manejo se postuló la siguiente hipótesis de trabajo:

Lagos urbanos eutróficos localizados en una misma ciudad y de características morfométricas semejantes pueden presentar una estructura del fitoplancton diferente, así como tendencias diferenciales en el desarrollo masivo de floraciones si son sometidos a diferentes técnicas de manejo.

Materiales y métodos

a) Estanques urbanos estudiados y datos meteorológicos del período de muestreo

La Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) se localiza en la Región Pampeana (Argentina). Esta región es una planicie con escasa pendiente (300 m), en la cual se presentan eventos hidrológicos extremos de diversa severidad (Scarpati y Capriolo, 2013). Acorde con la clasificación de Gómez y Toresani (1998) de la Región Pampas (llanuras entre 33° - 39° S), es una cuenca de sedimentación y una llanura en construcción, caracterizada por el manto de sedimentos loessoides o arenosos.

Los muestreos se realizaron en 3 estanques urbanos de la CABA, dos ubicados en el Parque 3 de Febrero (Regatas y Rosedal) y uno en el Parque Centenario (Centenario) (Fig. 1). Los tres lagos estudiados presentan escasa profundidad (prof. máxima menor a 4 m) y sus principales características morfométricas son: Rosedal (perímetro ~ 1.655 m, área ~ 45.772 m^2), Centenario (~485 m, ~7.390 m^2). Para el lago Regatas se cuenta con información morfométrica más detallada, desarrollada en el marco de la asignatura Limnología de la FCEN (UBA); este cuerpo de agua tiene una profundidad media de 1,55 m, un perímetro de 1.836 m, una superficie total de 98.226,21 m^2, una profundidad máxima de 2,9 m y un volumen total de 152.420,83 m^3.

Los muestreos se llevaron a cabo de septiembre 2014 a abril 2015 (primavera y verano). Los datos meteorológicos se obtuvieron de las estaciones de Caballito (más cercana al lago Centenario) y de Ciudad Universitaria (más cercana a los lagos Rosedal y Regatas). Cabe señalar que la temperatura media fue superior en la estación de Caballito (efecto de isla de calor urbana) con respecto a la obtenida en la estación de Ciudad Universitaria, siendo enero y febrero los meses más cálidos (temperaturas medias 24,04 °C y 24,34 °C en Ciudad Universitaria, y 25,56°C y 25,66°C en Caballito). En cuanto a la precipitación acumulada, el mes con mayor precipitación para la estación de Caballito fue octubre de 2014, y para la de Ciudad Universitaria noviembre del mismo año; se registró una mayor precipitación en la estación de la Ciudad Universitaria (1.148,4 mm) que en la estación de Caballito (783 mm) (Fig. 2.).

Hacia fines de octubre de 2014 se presentó en la zona centro y norte del país una ola de calor, alcanzando en la CABA una temperatura máxima de 35,6°C (27 de octubre, Observatorio Central de Buenos Aires), valor que superó la máxima observada de todos los octubres en el período 2001-2010 (Pittaluga, 2014).

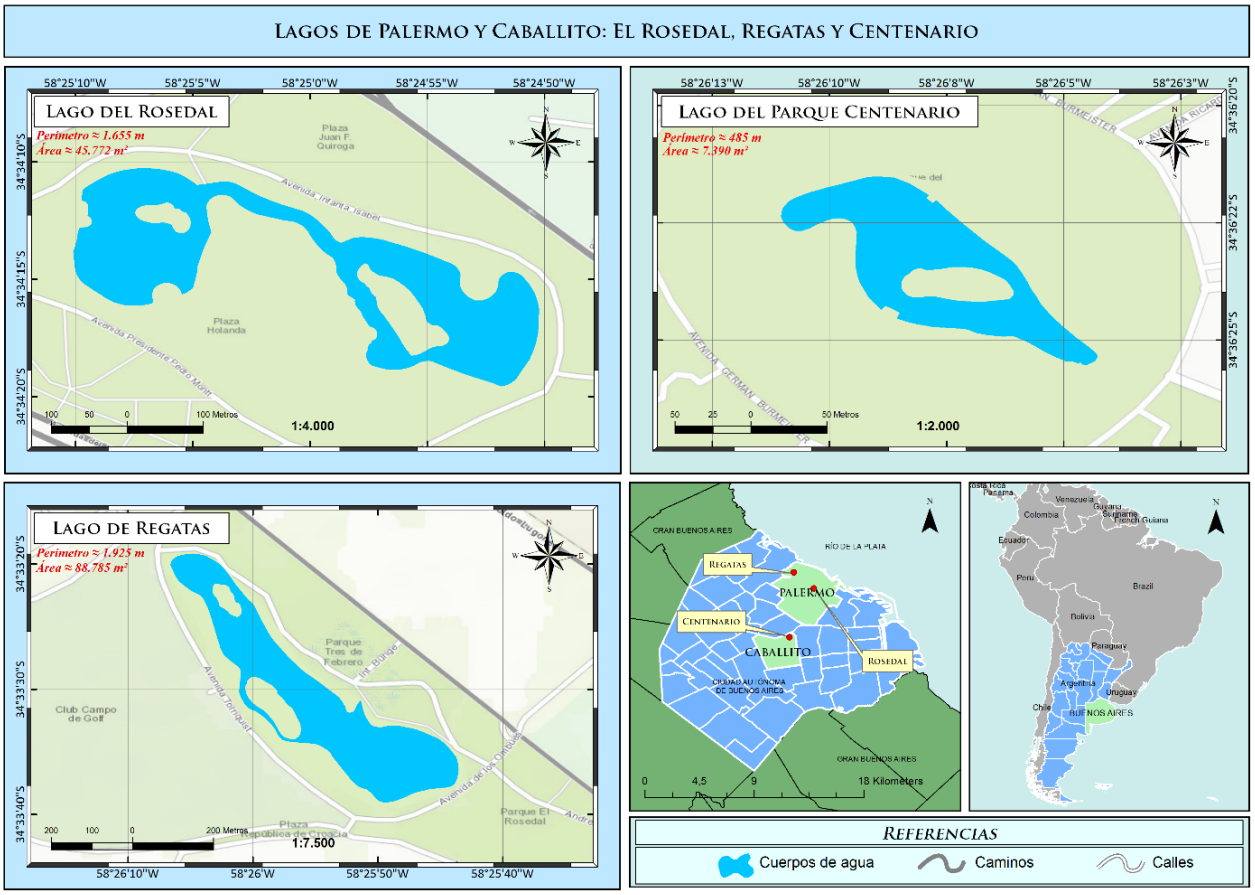
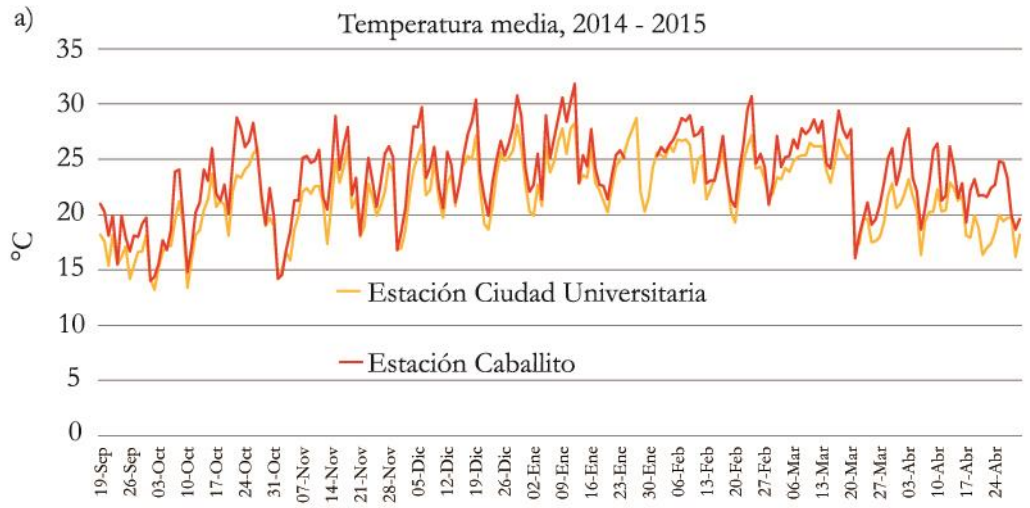


Fig. 1. Lagos urbanos estudiados en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.



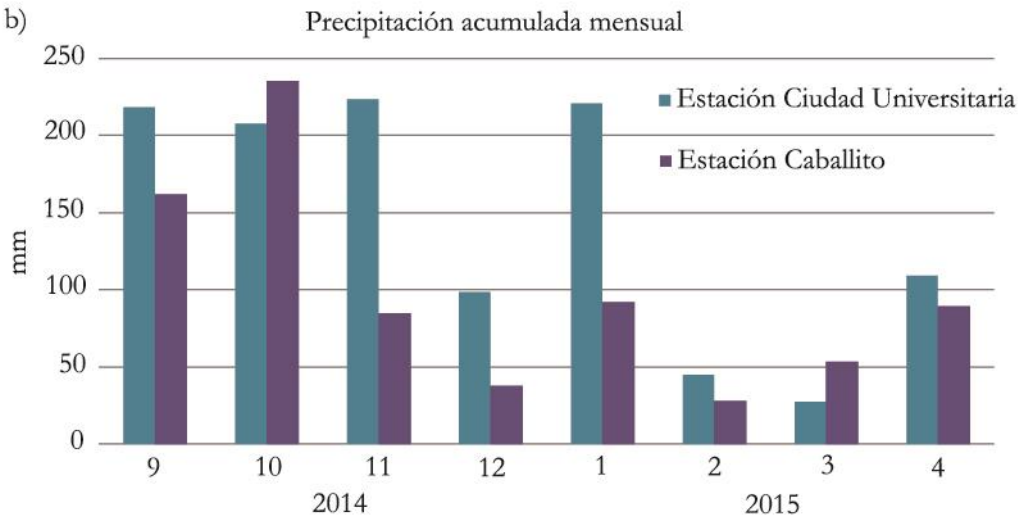


Fig. 2. a) y b) variables meteorológicas. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

b) Toma de muestras, variables biológicas, físicas y químicas

Entre septiembre de 2014 y abril de 2015 se recolectaron muestras subsuperficiales cualitativas y cuantitativas de fitoplancton con una periodicidad quincenal, así como muestras de agua para análisis químicos y de clorofila *a*. Las siguientes variables limnológicas se midieron *in situ:* el oxígeno disuelto se midió con un sensor de campo HANNA modelo HI 9146, la conductividad con un sensor ALTRONIX modelo CT, y la temperatura y el pH con un sensor HANNA modelo HI 991301. La transparencia se estimó con un disco de Secchi.

Las muestras de fitoplancton para análisis cualitativos se tomaron con red de 18 μm de poro y se fijaron con formol al 4%. Para el análisis cuantitativo del fitoplancton se obtuvieron muestras sin filtrar y se fijaron con lugol acidificado al 1%. El recuento de fitoplancton se llevó a cabo en cámaras de sedimentación de volumen adecuado de acuerdo a la densidad algal, siguiendo la metodología descripta por Utermöhl (1958), usando un microscopio invertido Olympus CKX41 (European Standard, 2005). El error de los recuentos se estimó de acuerdo a Venrick (1978). La identificación de las especies se llevó a cabo con un microscopio binocular (Olympus CX31), fotografiando las especies con un software incorporado al microscopio y consultando la bibliografía adecuada para cada grupo. El fitoplancton fue ordenado en dos clasificaciones de grupos funcionales, la de Reynolds et al. (2002) actualizada por Padisák et al. (2009) y la de Kruk et al. (2010).

Para el cálculo del biovolumen de las especies algales se asemejaron las algas a cuerpos geométricos y se obtuvo el biovolumen de cada una en base a mediciones realizadas al microscopio, siguiendo el procedimiento descripto en Hillebrand et al. (1999).

Se estimó la concentración de clorofila *a,* siendo las muestras previamente filtradas (filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F). Los filtros se guardaron en freezer (-20 °C) hasta la extracción de los pigmentos. Se utilizó acetona como solvente de extracción. Las estimaciones de clorofila se llevaron a cabo espectrofotométricamente antes y después de acidificar con HCl (clorofila libre de feopigmentos), midiendo las absorbancias a 665 y 750 nm y se calcularon las concentraciones utilizando las ecuaciones propuestas por Marker et al. (1980).

Para el análisis de nutrientes totales (NT y PT) muestras de agua sin filtrar fueron sometidas a digestión alcalina previa (Koroleff, 1983); la determinación de nitrógeno y fósforo total se realizó por métodos espectrofotométricos (espectrofotómetro Hach y sus correspondientes kits de reactivos), aplicando técnicas estándares (APHA, 2005).

c) Análisis estadísticos y multivariados

Las diferencias entre los lagos urbanos se analizaron mediante distintos métodos: diagramas box plot, comparaciones múltiples de Scheeffé, y análisis multivariados.

Particularmente, para analizar si existían diferencias significativas entre los lagos con respecto a las variables tomadas *in situ* y las ambientales se realizaron pruebas de medidas repetidas, ANOVA MR y Friedman, *post hoc*, comparaciones de Tukey y Wilcoxon respectivamente, haciendo uso del paquete estadístico PAST. Para la prueba se consideró, Ho: las medias de los grupos no son significativamente diferentes, Ha: las medias de los grupos son significativamente diferentes.

Por medio de un Análisis de Componentes Principales (PCA), realizado en el programa PAST se examinaron las diferencias entre los lagos en base a las variables limnológicas: nitrógeno total, fósforo total, conductividad, oxígeno disuelto, disco de Secchi, pH, y clorofila *a.*

Se construyeron diagramas kite de biovolumen y densidad para poder apreciar la variación estival de las clases algales en los diferentes lagos, a partir de datos transformados mediante la función de raíz cuadrada. Con el objeto de jerarquizar la dominancia de especies se construyeron diagramas Olmstead-Tukey a partir de la densidad.

Por otro lado, se llevó a cabo un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para evaluar la varianza explicada por las variables ambientales de: i) la abundancia de especies, ii) la abundancia de los grupos funcionales propuestos por Reynolds et al. (2002) y actualizados por Padisák et al. (2009), y, iii) la de los grupos funcionales basados en la morfología (Kruk et al., 2010). Previamente se llevó a cabo un análisis de correspondencias sin tendencia "DCA", para seleccionar un modelo lineal o unimodal de la curva de respuesta de las especies según el largo del gradiente ambiental. A la vez se efectuó la prueba de permutación de Monte Carlo para analizar la significancia del análisis. Se utilizó la selección "forward" para evaluar qué variables resultaban significativas. El análisis se realizó mediante el uso del paquete estadístico CANOCO 4.5 (ter Braak y Smilauer, 2002).

Con el fin de comparar de manera descriptiva los sistemas de clasificación de Reynolds y de Kruk, se elaboraron diagramas kite del biovolumen y de barras para la abundancia.

Resultados

Características físico-químicas

Los valores de pH fueron en general mayores en Rosedal (7,4 - 9,8), intermedios en Centenario (6,5 - 8,7), y más bajos en Regatas (6,0 - 7,8). La conductividad fue mucho más alta en Centenario (831 - 3320 μS cm^{-1}), con dos valores extremos (3320 μS cm^{-1} el 18 de diciembre de 2014, y 2861,9 el 21 de febrero de 2015); intermedia en Rosedal (294 - 1591,2 μS cm^{-1}) y menor en Regatas (179 - 367,2 μS cm^{-1}). El oxígeno disuelto fue mayor en Centenario (6,92 - 26,34 ppm), intermedio en Rosedal (3,82 - 18,73 ppm) y menor en Regatas (2,31 - 10,4 ppm). La temperatura siguió un mismo patrón en los tres estanques, reflejando los cambios ambientales, con valores máximos en febrero. (Tabla 1, Fig. 3 y Fig. 4).

Conforme con la clasificación de estado trófico de OCDE (1982) y tomando como punto de referencia a la clorofila *a,* los valores obtenidos en el periodo de muestreo permiten clasificar al Rosedal como un cuerpo de agua hipereutrófico, al Centenario eutrófico, y al Regatas mesotrófico. (Tabla 1). Los lagos pueden clasificarse del mismo modo teniendo en cuenta los índices tróficos propuestos por Carlson (1977) basados en la clorofila a. Sin embargo, si tenemos en cuanta al fósforo total de acuerdo al índice de Carlson los tres lagos serían hipereutróficos.

Tabla 1. Variables físico-químicas, valores promedios, mínimos, máximos y desviación estándar "±". Lagos Urbanos (CE: Centenario, RE: Regatas, RO: Rosedal) de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

	CE	RE	RO
Temperatura (°C)	**22,52** (17,47 – 27,17) **± 3,2**	**24,75** (18,4 – 31,43) **± 3,8**	**24,68** (17,4 – 31,8) **± 4,14**
Oxígeno disuelto (ppm)	**10,56** (6,92 – 26,34) **± 5,26**	**6,37** (2,31 – 10,4) **± 2,77**	**9,38** (3,82 – 18,73) **± 4,1**
pH	**8,12** (6,5 – 8,67) **± 0,6**	**6,92** (6 -7,82) **± 0,58**	**9,13** (7,37 – 9,81) **± 0,72**
Conductividad (µS cm^{-1})	**1436,8** (831 – 3320) **± 731**	**253,8** (179 -367,2) **± 56,6**	**867** (294 – 1591,2) **± 405,3**
NT (mg L^{-1})	**9,93** (7,48 – 12,17) **± 1,51**	**1,37** (1,01 – 1,9) **± 0,25**	**1,97** (0,67 – 3,46) **± 0,76**
PT (mg L^{-1})	**0,19** (0,09 – 0,44) **± 0,11**	**0,14** (0,04 – 0,32) **± 0,08**	**0,40** (0,17 – 0,79) **± 0,19**

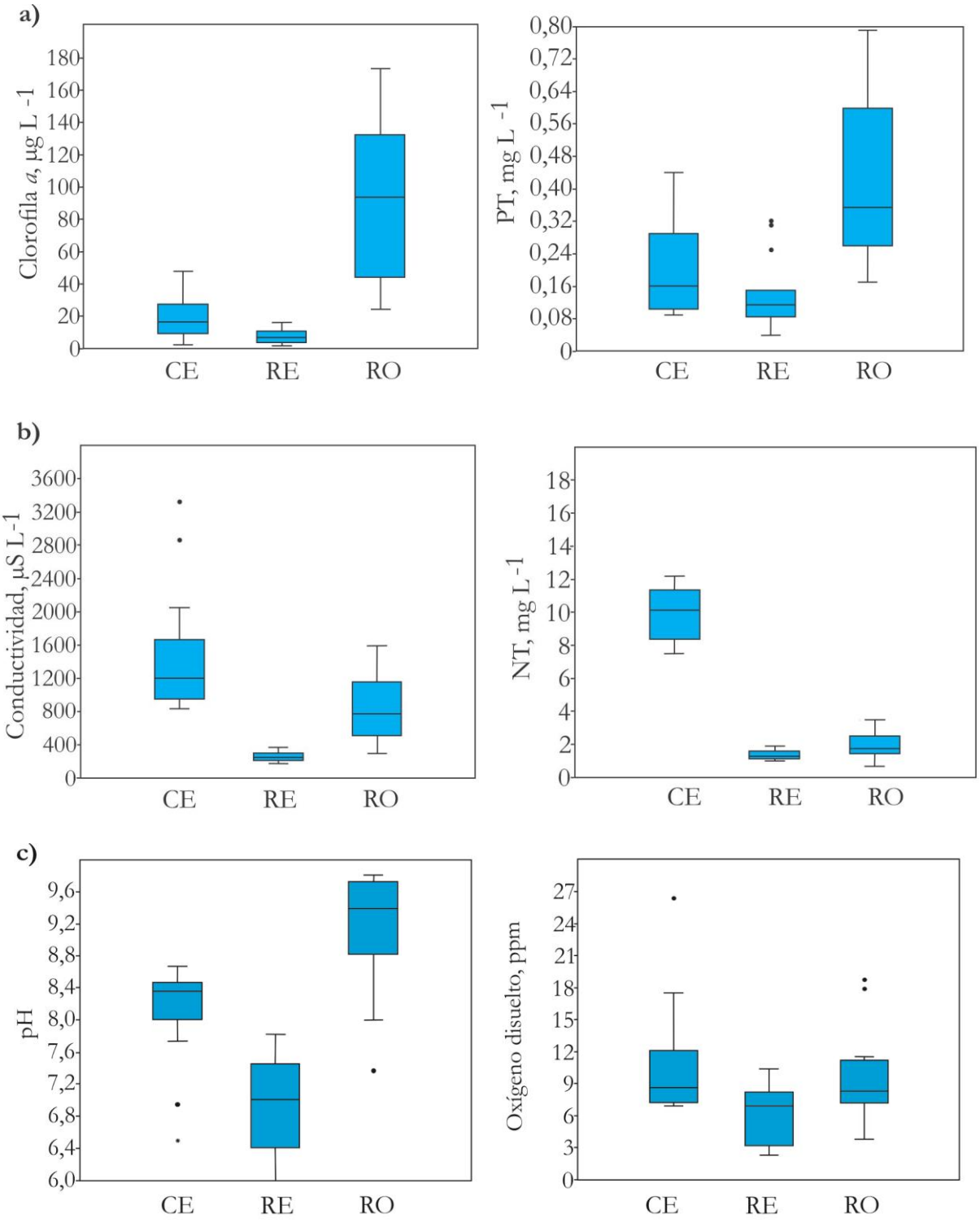


Fig. 3. Diagramas box plot **a)** Clorofila *a* y fósforo total, **b)** Conductividad y nitrógeno total, **c)** pH y oxígeno disuelto, en los Lagos Urbanos (CE: Centenario, RE: Regatas, RO: Rosedal) de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

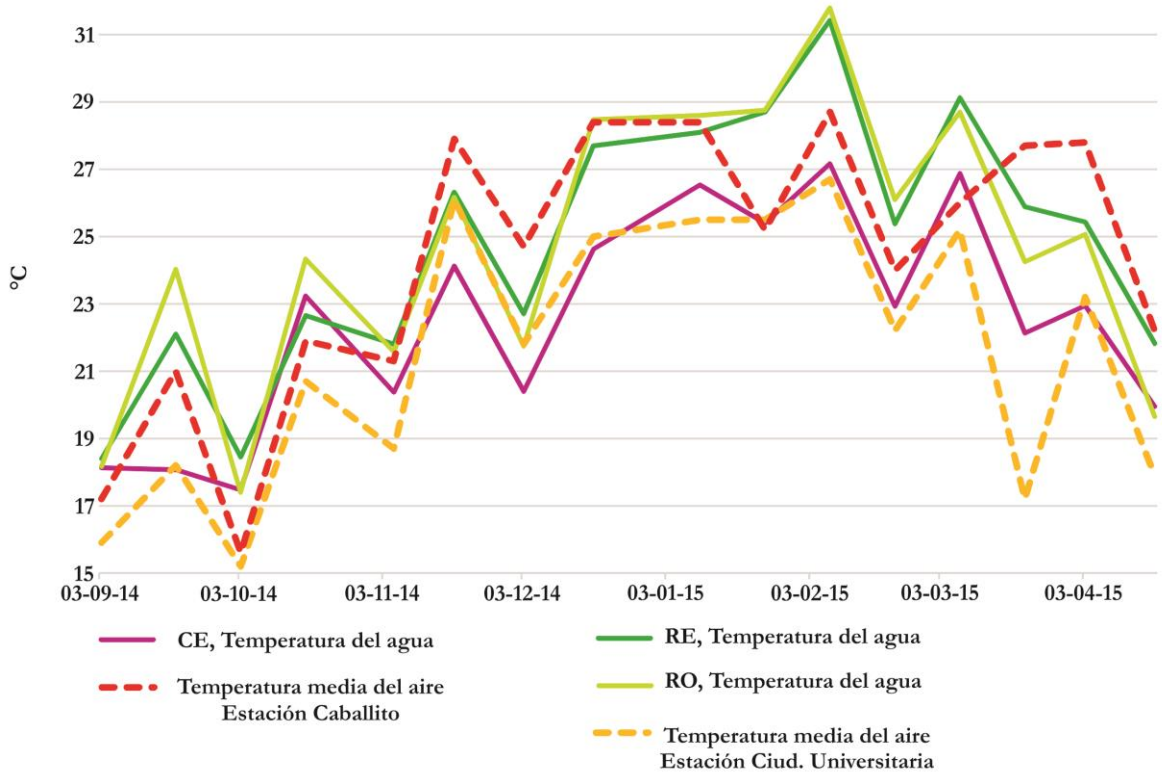


Fig. 4. Evolución de la temperatura del agua en los lagos urbanos (CE: Centenario, RE: Regatas, RO: Rosedal), y del aire en las estaciones meteorológicas. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Las comparaciones de Tukey y Wilcoxon realizadas mostraron que en relación a la temperatura del agua y media del aire Centenario fue diferente de Regatas y Rosedal, la precipitación en los tres lagos se comportó de manera similar. Se observaron diferencias significativas en el pH, conductividad, nitrógeno total, fósforo total y clorofila *a* para todas las comparaciones de lagos realizadas. Entre Rosedal y Centenario no se encontraron diferencias significativas en cuanto a la concentración de oxígeno disuelto. En Regatas las lecturas del disco de Secchi siempre llegaron al fondo; por el contrario, en el lago del Rosedal siempre se registraron lecturas muy bajas variando entre 13,5 y 33 cm; en el lago Centenario en 11 de los 16 muestreos, se observó una lectura del Secchi que llegó hasta el fondo, y en las otras fechas varió entre 42 y 57 cm. (Tabla 2).

Tabla 2. Pruebas de medidas repetidas de las variables tomadas in situ y de las ambientales por Lago Urbano (CE: Centenario, RE: Regatas, RO: Rosedal), de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Variable Disco de Secchi, cm, cualitativa ordinal: 1) 13,5 - 21,5; 2) 21,6 - 29,6; 3) 29,7-37,7; 4) 37,8 - 45,8; 5) 45,9 - 53,9; 6) 54 - 62, 7) fondo. $\alpha = 0,05$. H_o: las medias no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Ha: las medias son significativamente diferentes*.

Variable n:16	**ANOVA MR** ***p***	**Comparaciones de Tukey**		
		RE-CE	**RE-RO**	**RO-CE**
Temperatura del agua	$2,7x10^{-7}$	Q: 8,99 *p*: $1,22x10^{-4}$ *****	Q: 0,29 *p*: 0,98	Q: 8,70 *p*: $1,23x10^{-4}$*****
Temperatura media del aire	$4,93x10^{-6}$	Q: 7,53 *p*: $1,49x10^{-4}$ *****	Q: 0 *p*: 1	Q: 7,53 *p*: $1,49x10^{-4}$*****
	FRIEDMAN ***p***	**Comparaciones de Wilcoxon valor *p* no corregido**		
		RE-CE	**RE-RO**	**RO-CE**
Precipitación	0,13	0,33	=	0,33
pH	$8,51x10^{-7}$	$7,6x10^{-5}$ *****	$4,6x10^{-5}$*****	$5,9x10^{-4}$*****
Conductividad	$4,23X10^{-6}$	$4,6x10^{-5}$*****	$7,6x10^{-5}$*****	$9,2x10^{-3}$*****
Oxígeno disuelto	$1,1x10^{-2}$	$1,02x10^{-3}$*****	$1,6x10^{-2}$*****	0,63
NT	$7,1x10^{-7}$	$4,6x10^{-5}$*****	$8,7x10^{-3}$*****	$4,6x10^{-5}$*****
PT	$1,95x10^{-4}$	$4,7x10^{-2}$*****	4,6x10-5*****	$1,13x10^{-3}$*****
Clorofila *a*	$8,5x10^{-7}$	$1,02x10^{-3}$*****	$4,6x10^{-5}$*****	$7,6x10^{-5}$*****
Secchi	$3,5x10^{-7}$	0,09	$4,6x10^{-5}$*****	$4,6x10^{-5}$*****

En el análisis de Componentes Principales (PCA) realizado con las variables limnológicas, el primer componente (eje 1) explicó el 45% de la variabilidad y el segundo (eje 2) el 27% (Fig. 5.). La clorofila *a*, el pH y el fósforo total estuvieron correlacionados con el eje 1 (coeficientes 0,9; 0,84; y 0,8 respectivamente); el eje 2 se correlacionó con el nitrógeno total (0,9), y la conductividad (0,83) (Fig. 5).

Acorde con la nube de puntos del biplot del PCA los tres lagos urbanos son diferentes desde el punto de vista físico-químico. En cuanto a la distancia entre los puntos, los datos de las variables registradas en Regatas son más similares entre sí, que los registrados en Centenario y/o Rosedal. Con respecto al ángulo de los vectores, se aprecia que hay una alta correlación entre la concentración de fósforo total y la clorofila *a*; y entre el nitrógeno total y la conductividad (Fig. 5).

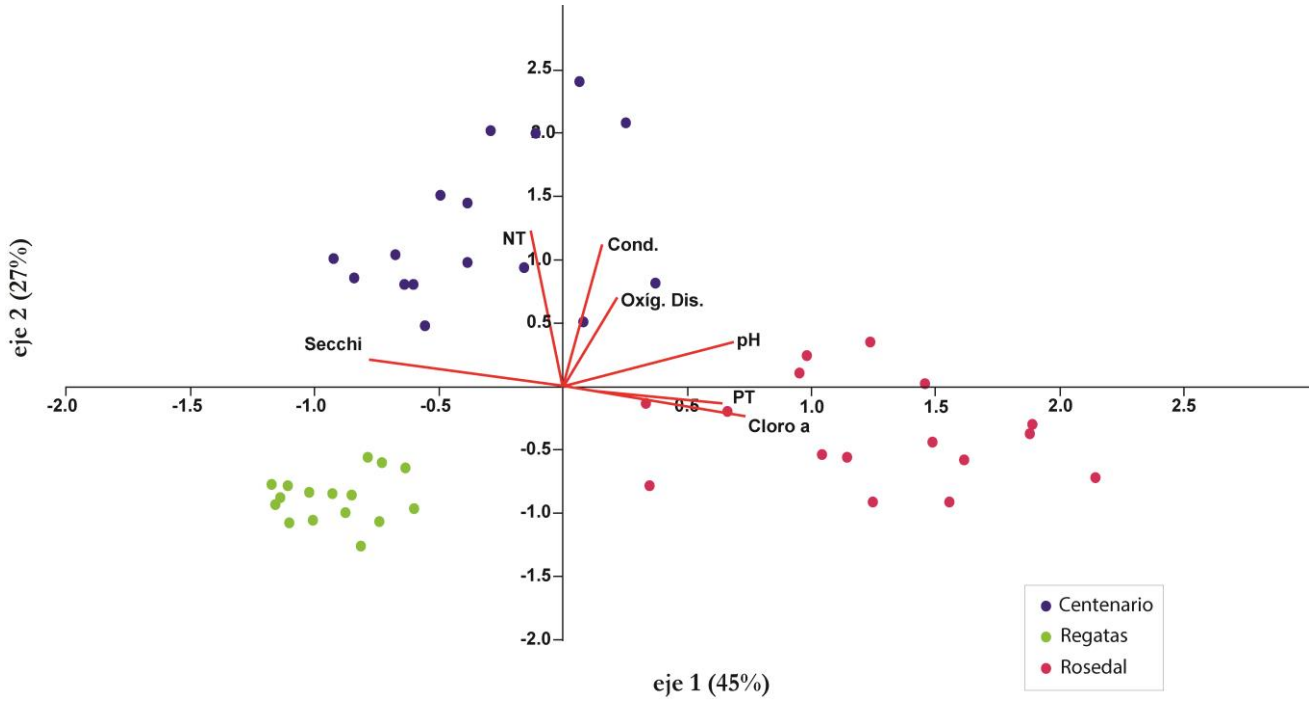


Fig. 5. Análisis de componentes principales (biplot) basado en las variables limnológicas medidas en los tres lagos urbanos. Nitrógeno total (NT), conductividad (Cond), oxígeno disuelto (Oxíg. Dis.), disco de Secchi (Secchi), pH, clorofila *a* (Cloro *a*). Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

*** Variable Disco de Secchi, cm, cualitativa ordinal: 1)** 13,5 - 21,5; **2)** 21,6 - 29,6; **3)** 29,7- 37,7; **4)** 37,8 - 45,8; **5)** 45,9 - 53,9; **6)** 54 - 62, **7)** fondo**.**

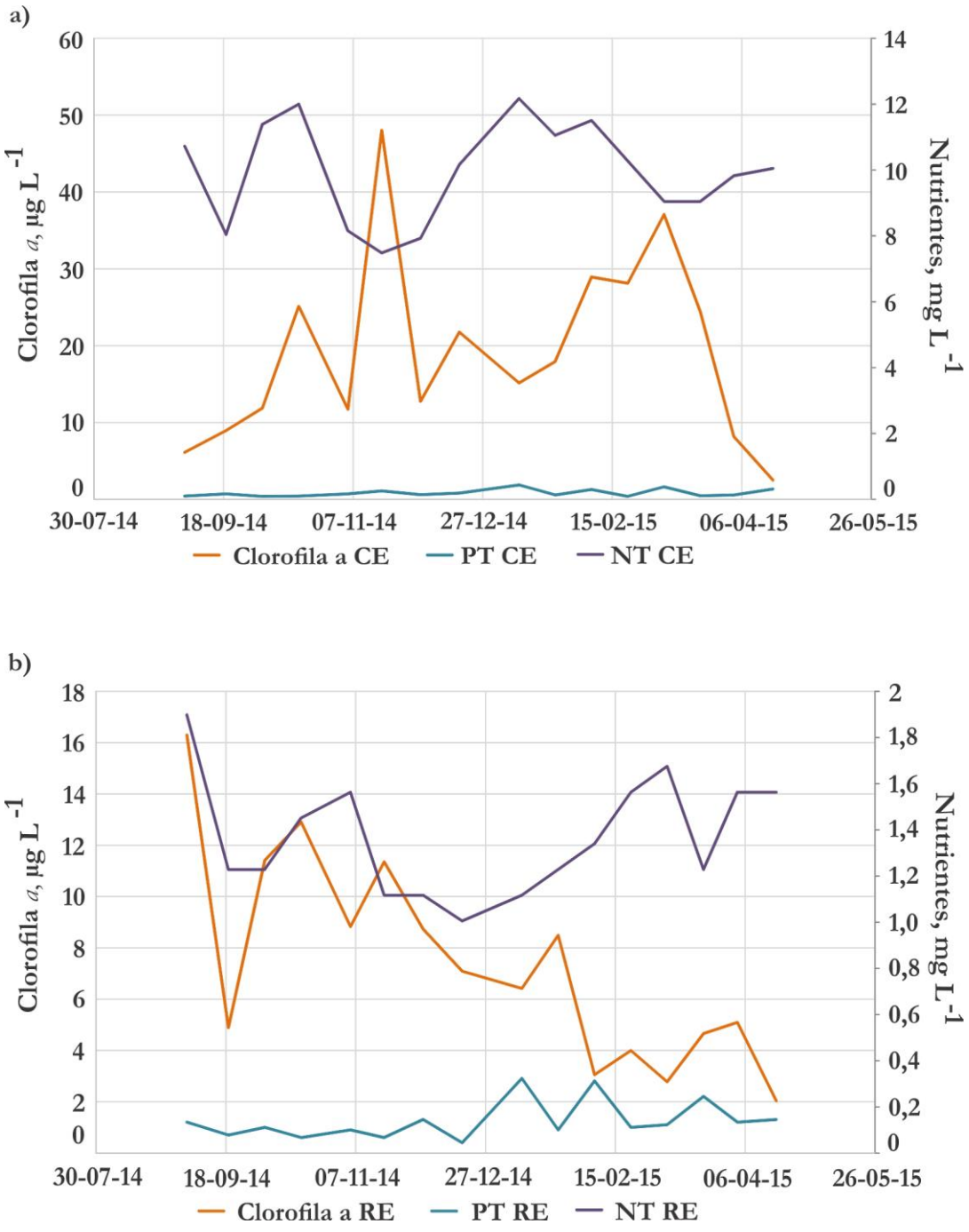
Clorofila a y nutrientes

En el lago Centenario se registraron valores intermedios de clorofila *a*, con dos picos, uno el 18 de noviembre de 2014 (48,03 µg L^{-1}) y el otro el 7 de marzo de 2015 (37,08 µg L^{-1}) (Fig. 6. a).

En Regatas se observaron los valores mínimos de clorofila *a*, no superando nunca los 16,30 µg L^{-1}. (Fig. 6. b). En el período de muestreo el entorno del lago Regatas fue sometido a mejoras (abril - noviembre de 2014), entre las que se incluyó la mejora del sistema de drenaje mediante un badén y una lomada perimetral, que canaliza las aguas de lluvia (Comica. CABA).

La biomasa algal (evaluada a través de la clorofila *a*) fue notoriamente mayor en el Rosedal, con valores típicos de lagos hipereutróficos (picos > 100 µg L^{-1}), y marcados descensos después de lluvias intensas. Particularmente, en el muestreo del 5 de noviembre de 2014, luego de un período de intensas lluvias

(238,4 mm acumulados entre el 28 de octubre y 4 de noviembre), la clorofila *a* fue de 29,88 µg L^{-1}, y el valor del nitrógeno total fue el mínimo registrado (0,67 mg L^{-1}) (Fig. 6. c).



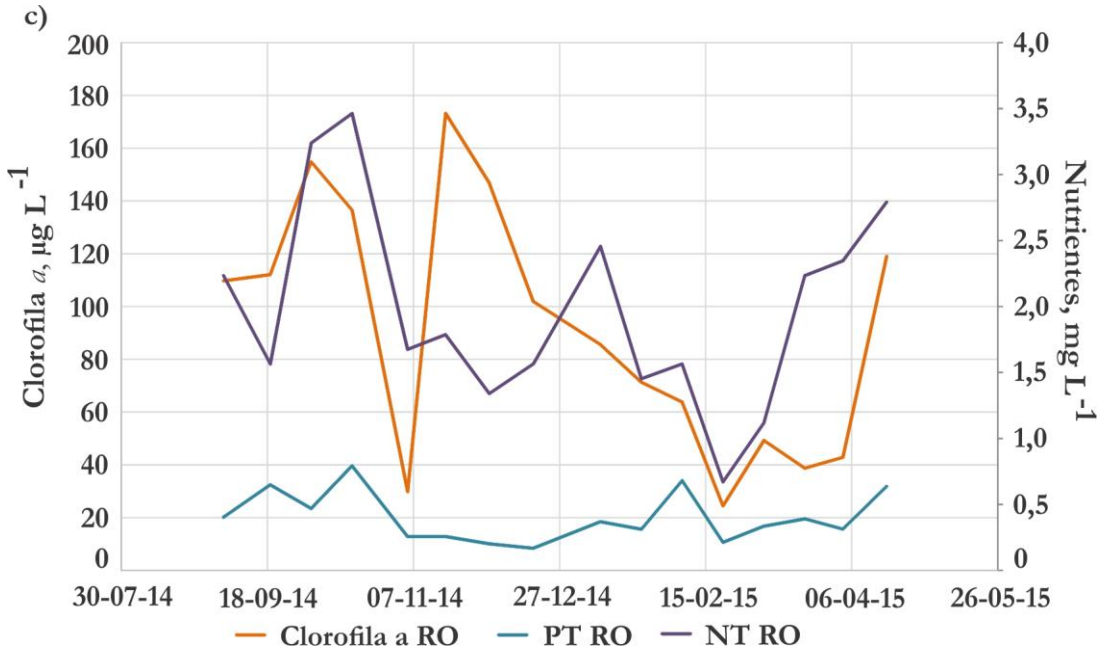


Fig. 6. Variación temporal de la concentración de clorofila *a*, nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), por lago urbano y parámetro. **a)** CE: Centenario, **b)** RE: Regatas, **c)** RO: Rosedal. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Diversidad fitoplanctónica

A partir del análisis cualitativo microscópico se identificaron en total 170 especies en Regatas, 134 en Rosedal y 93 en Centenario (Tabla 3).

Caracterización de la composición fitoplanctónica

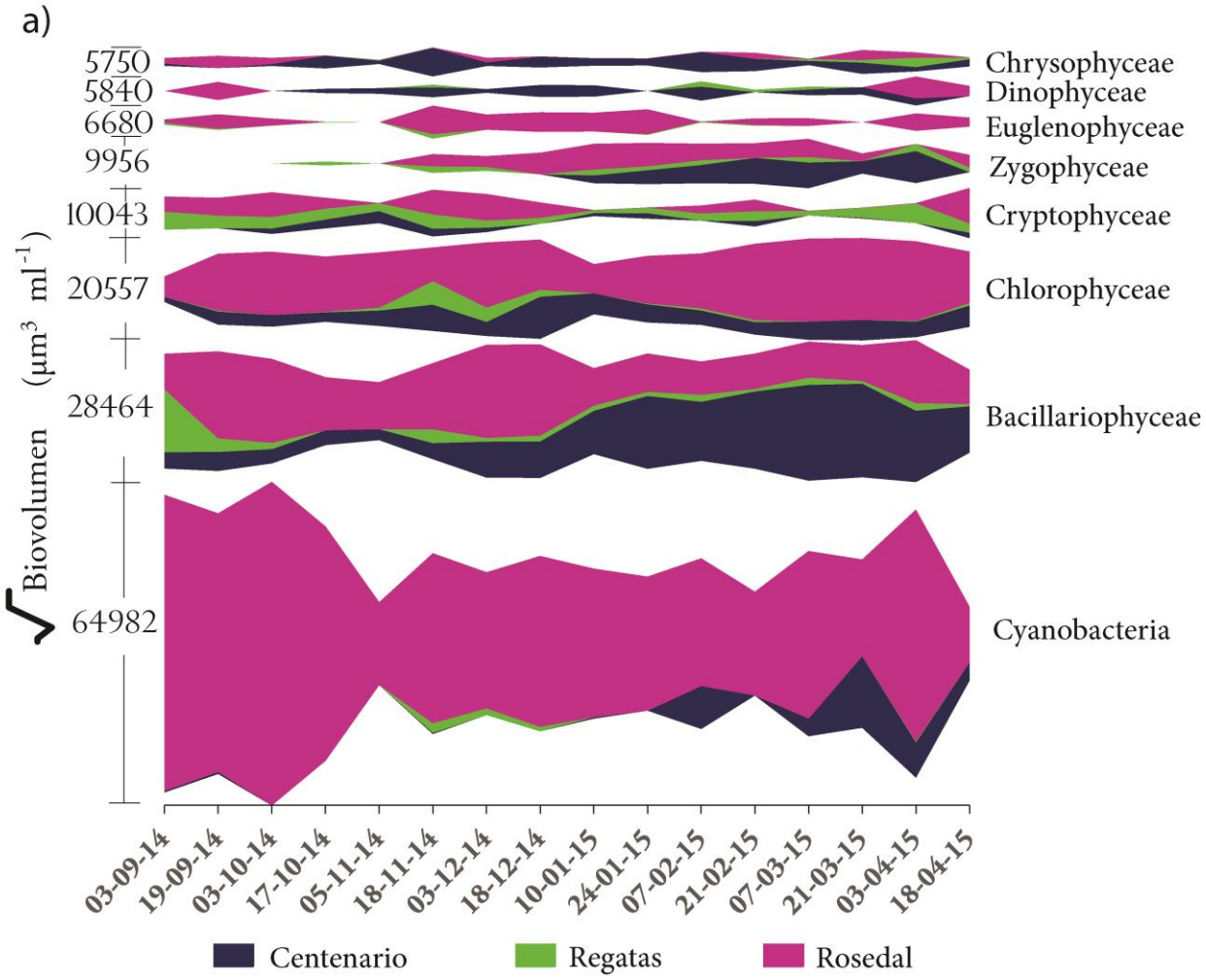
Para todo el período de muestreo, el mayor biovolumen se registró en Rosedal (27470,5 x 10^6 µm^3 ml^{-1}), seguido de Centenario (2707,2 x 10^6), y Regatas (321,7 x 10^6).

Bacillariophyceae fue el grupo que dominó en Centenario (68% biovolumen, 40% densidad) y en Regatas (58% biov., 33% dens.), co-dominado en Centenario por Cyanobacteria (13% biov., 26% dens.) y Chlorophyceae (9% biov., 26% dens.); y en Regatas los grupos co-dominantes fueron Cryptophyceae (24% biov., 54% dens.) y Chlorophyceae (11% biov., 4% dens.). En Rosedal dominó Cyanobacteria (82% biov., 66% dens.), y se observó co-dominancia de Chlorophyceae (8% biov., 18% dens.) y Bacillariophyceae (8% biov., 14% dens.) (Fig. 7. a y b).

En Rosedal, las cianobacterias estuvieron presentes durante todo el período de muestreo, exhibiendo su mayor biovolumen en septiembre y en octubre de 2014, representando en ambos casos el 56,2% del biovolumen total. El 3 de abril de 2015 se evidenció un incremento en el biovolumen (9,6% del biov. total), mientras que el pico de densidad fue el 17 de octubre de 2014. En cuanto al biovolumen, en septiembre las especies que aportaron el 98,32% fueron: *Coelosphaerium aerugineum* (55,3%), *Aphanocapsa incerta* (18,5%), *Snowella lacustris* (15,7%) y *Aphanocapsa* spp. (8,8%); en octubre constituyeron un 97% de la biomasa con las siguientes contribuciones: *Aphanocapsa incerta* (40,2%), *Coelosphaerium aerugineum* (24%), *Snowella lacustris* (15,3%), *Merismopedia* spp. (10,7%), y *Aphanocapsa* spp. (6,62 %); el 3 de abril de 2015 los dos taxones con mayor contribución fueron *Aphanocapsa incerta* (64,8%) y *Aphanocapsa* spp. (31,4%). En lo referente al pico de la densidad, lo protagonizó *Merismopedia* spp. con el 96,3%. (Fig. 7. a y b).

En Centenario, las Bacillarophyceae presentaron su mayor biovolumen entre el 24 de enero de 2014 y el 3 de abril de 2015. En ese período *Fragilaria acus* representó el 96,7% del total del biovolumen. La mayor biomasa de Cyanobacteria (entre el 7 de febrero de 2014 y el 18 de abril de 2015) correspondío a *Aphanocapsa* spp. con el 97,2%. (Fig. 7. a).

En Regatas, *Fragilaria acus* (Bacillarophyceae) constituyó un 88,3% (biovolumen) del 3 de septiembre al 3 de octubre de 2014; las Cryptophyceae estuvieron presentes en todo el periodo de muestreo, siendo *Cryptomonas marssonii* (50,6%) y *C. ovata* (36,8%) sus principales representantes. En lo que respecta a las Chlorophyceae, las más relevantes entre el 18 de noviembre de 2014 y el 10 de enero de 2015 fueron *Coelastrum astroideum* (64,7%) y *Pediastrum boryanum* (6,7%) (Fig. 7. a).


a)
√Biovolumen (µm³ ml⁻¹)
5750
5840
6680
9956
10043
20557
28464
64982
Chrysophyceae
Dinophyceae
Euglenophyceae
Zygophyceae
Cryptophyceae
Chlorophyceae
Bacillariophyceae
Cyanobacteria
03-09-14
19-09-14
03-10-14
17-10-14
05-11-14
18-11-14
03-12-14
18-12-14
10-01-15
24-01-15
07-02-15
21-02-15
07-03-15
21-03-15
03-04-15
18-04-15
Centenario
Regatas
Rosedal

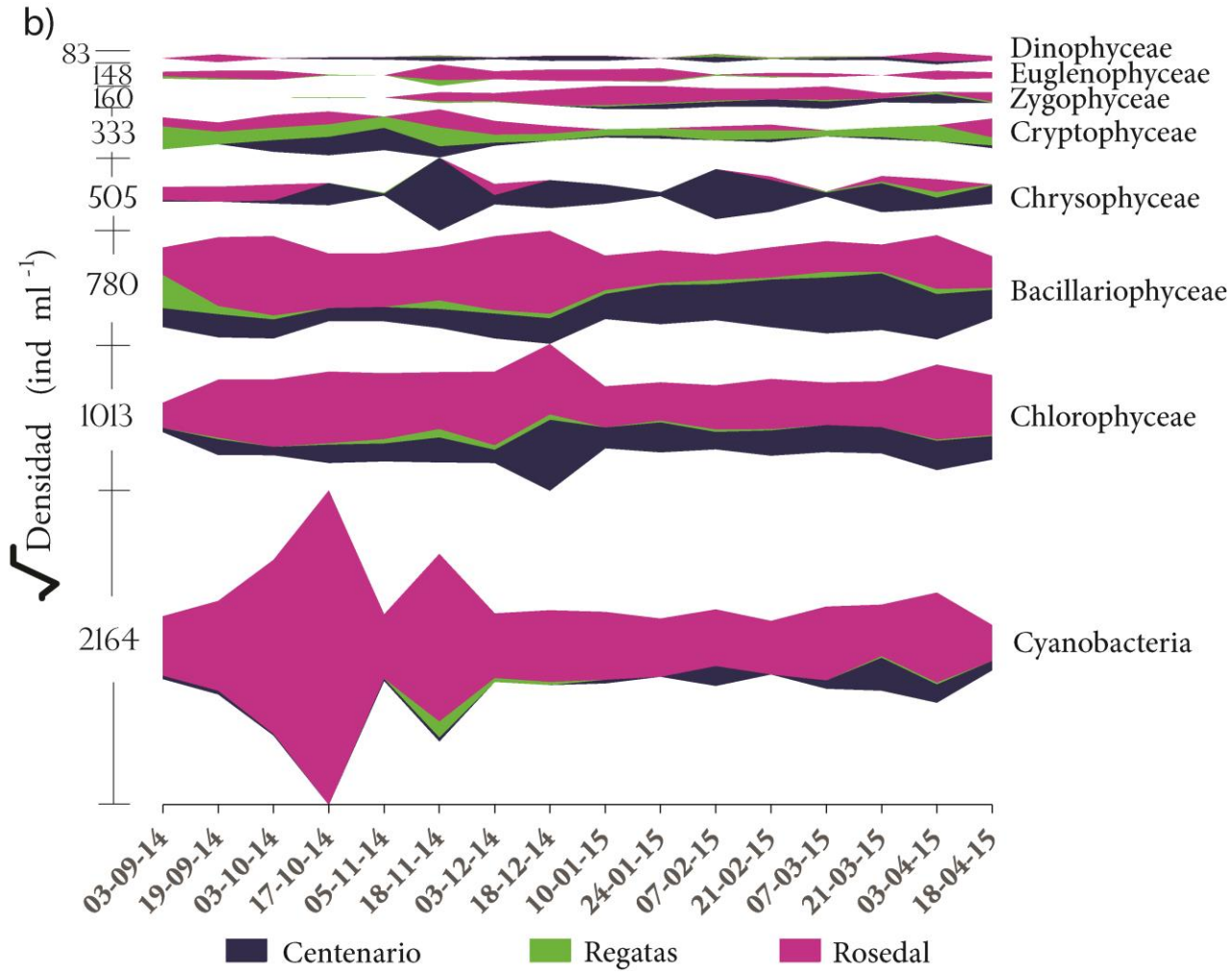


Fig. 7. Diagramas kite de la variación estival del **a)** biovolumen y **b)** densidad de las clases algales en los diferentes lagos urbanos. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Tabla 3. Listado taxonómico de algas registradas por Lago Urbano (**CE**: Centenario, **RE**: Regatas, **RO**: Rosedal) de septiembre de 2014 a abril de 2015. Presente: **X**. Grupos funcionales de Reynolds et al. (2002), actualizada por Padisák et al. (2009): **Reynolds.** Grupos funcionales basados en aspectos morfológicos de Kruk et al. (2010): **Kruk.** Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

TAXA	Reynolds	Kruk	CE	RE	RO
Riqueza total			**93**	**170**	**134**
Cyanobacteria					
Anabaenopsis circularis	**H1**	**III**			**X**
Aphanocapsa delicatissima	**K**	**VII**		**X**	**X**
Aphanocapsa elachista	**K**	**VII**		**X**	
Aphanocapsa holsatica	**K**	**VII**			**X**
Aphanocapsa incerta	**K**	**VII**			**X**
Aphanocapsa spp.	**K**	**VII**	**X**	**X**	**X**
Aphanothece nidulans	**K**	**VII**			**X**

Aphanothece spp.	**K**	**VII**		**X**	**X**
Chroococcus dispersus	**L0**	**VII**			**X**
Chroococcus minimus	**L0**	**I**		**X**	
Chroococcus minutus	**L0**	**VII**		**X**	
Chroococcus sp.	**L0**	**VII**			**X**
Coelosphaerium aerugineum	**K**	**IV**			**X**
Dolichospermum sp.	**H1**	**III**	**X**		**X**
Leptolyngbya cf. *tenerrima*	**S1**	**IV**	**X**		**X**
Merismopedia minima	**L0**	**I**		**X**	**X**
Merismopedia punctata	**L0**	**VII**			**X**
Merismopedia tenuissima	**L0**	**VII**	**X**		**X**
Merismopedia sp.	**L0**	**VII**			**X**
Microcystis cf. *flosaquae*	**M**	**VII**			**X**
Microcystis wesenbergii	**M**	**VII**			**X**
Microcystis spp.	**M**	**VII**	**X**	**X**	**X**
Phormidium aerugineo-coeruleum	**S1**	**IV**	**X**		
Phormidium sp.	**S1**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Pseudanabaena catenata	**S1**	**III**	**X**	**X**	**X**
Rhabdoderma lineare	**MP**	**IV**			**X**
Romeria elegans	**MP**	**III**			**X**
Snowella lacustris	**L0**	**VII**			**X**
Woronichinia sp.	**L0**	**VII**			**X**
Chlorophyceae					
Actinastrum hantzschii var. *hantzschii*	**J**	**IV**	**X**		**X**
Actinastrum hantzschii var. *subtile*	**J**	**IV**			**X**
Ankistrodesmus densus	**X1**	**IV**			**X**
Ankistrodesmus fusiformis	**X1**	**IV**			**X**
Ankistrodesmus gracilis	**X1**	**IV**			**X**
Ankistrodesmus sigmoides	**X1**	**IV**			**X**
Coelastrum astroideum	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Coelastrum microporum	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Coelastrum pseudomicroporum	**J**	**IV**	**X**		
Coenochloris mucosa	**F**	**VII**		**X**	
Crucigeniella crucífera	**J**	**IV**		**X**	
Crucigeniella neglecta	**J**	**IV**		**X**	
Crucigeniella rectangularis	**J**	**IV**		**X**	
Crucigeniella sp.	**J**	**IV**	**X**		**X**
Dictyosphaerium chlorelloides	**F**	**IV**		**X**	
Dictyosphaerium pulchellum	**F**	**IV**		**X**	**X**
Dictyosphaerium spp.	**F**	**IV**	**X**		**X**
Diplochloris decusata	**J**	**IV**			**X**

Diplochloris sp.	**J**	**IV**			**X**
Fusola viridis	**F**	**VII**	**X**		**X**
Golenkiniopsis solitaria	**J**	**IV**	**X**		**X**
Keratococcus bicaudatus	**X1**	**IV**	**X**		**X**
Keratococcus raphidioides	**X1**	**IV**			**X**
Kirchneriella aperta	**F**	**VII**			**X**
Kirchneriella contorta	**F**	**VII**		**X**	
Kirchneriella irregularis var. *irregularis*	**F**	**VII**			**X**
Kirchneriella irregularis var. *spiralis*	**F**	**VII**		**X**	
Kirchneriella obesa	**F**	**VII**		**X**	**X**
Kirchneriella pinguis	**F**	**VII**			**X**
Kirchneriella pseudoaperta	**F**	**VII**			**X**
Lobocystis planctónica	**F**	**VII**			**X**
Lobocystis sp.	**F**	**VII**	**X**		**X**
Micractinium pusillum	**F**	**IV**	**X**		**X**
Monoraphidium arcuatum	**X1**	**IV**		**X**	
Monoraphidium circinale	**X1**	**IV**		**X**	**X**
Monoraphidium contortum	**X1**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Monoraphidium griffithii	**X1**	**IV**	**X**		**X**
Monoraphidium irregulare	**X1**	**IV**	**X**		**X**
Monoraphidium komarkovae	**X1**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Monoraphidium minutum	**X1**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Monoraphidium cf. *nanum*	**X1**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Monoraphidium skujae	**X1**	**IV**			**X**
Oocystis lacustris	**F**	**VII**		**X**	**X**
Oocystis spp.	**F**	**VII**	**X**		**X**
Pachycladella cf. *minor*	**J**	**IV**		**X**	
Pandorina morum	**G**	**VII**		**X**	
Pediastrum biradiatum var. *biradiatum*	**J**	**IV**		**X**	
Pediastrum biradiatum var. *longecornutum*	**J**	**IV**			**X**
Pediastrum boryanum var. *boryanum*	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Pediastrum boryanum cf. var. *longicorne*	**J**	**IV**	**X**		
Pediastrum duplex var. *duplex*	**J**	**IV**		**X**	
Pediastrum duplex var. *gracillimum*	**J**	**IV**		**X**	
Pediastrum simplex var. *simplex*	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Pediastrum simplex var. *echinulatum*	**J**	**IV**	**X**		
Pediastrum simplex var. *sturmii*	**J**	**IV**	**X**		
Pediastrum tetras	**J**	**IV**		**X**	**X**
Radiococcus sp.	**F**	**VII**			**X**
Raphidocelis mucosa	**X1**	**IV**			**X**
Scenedesmus acuminatus	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Scenedesmus acunae	**J**	**IV**		**X**	

Scenedesmus acutus	**J**	**IV**	**X**		**X**
Scenedesmus armatus	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus bicaudatus	**J**	**IV**	**X**		**X**
Scenedesmus brasiliensis	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus denticulatus	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus disciformis	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Scenedesmus dispar	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Scenedesmus ecornis	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus gutwinskii	**J**	**IV**			**X**
Scenedesmus intermedius var. *intermedius*	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus intermedius var. *acaudatus*	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus intermedius var. *bicaudatus*	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus kissii	**J**	**IV**	**X**		
Scenedesmus linearis	**J**	**IV**			**X**
Scenedesmus cf. *nanus*	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Scenedesmus oahuensis	**J**	**IV**	**X**		**X**
Scenedesmus opoliensis	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Scenedesmus ovalternus	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus praetervisus	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus pulloides	**J**	**IV**			**X**
Scenedesmus quadricauda var. *quadricauda*	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Scenedesmus quadricauda var. *quadrispina*	**J**	**IV**	**X**		**X**
Scenedesmus semipulcher	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus sempervirens	**J**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Scenedesmus smithii	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus spinosus	**J**	**IV**		**X**	
Scenedesmus sp. 1	**J**	**IV**			**X**
Scenedesmus sp. 2	**J**	**IV**	**X**		
Schroederia setigera	**X1**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Sphaerocystis schroeterii	**F**	**VII**		**X**	**X**
Tetrachlorella alternans	**F**	**IV**		**X**	
Tetraedron caudatum	**J**	**I**		**X**	**X**
Tetraedron hemisphaericum	**J**	**I**			**X**
Tetraedron minimum	**J**	**I**	**X**		**X**
Tetraedron trigonum	**J**	**I**		**X**	**X**
Tetrastrum heteracanthum	**J**	**I**		**X**	
Tetrastrum staurogeniaeforme	**J**	**I**			**X**
Tetrastrum triangulare	**J**	**I**	**X**	**X**	**X**
Ulothrix sp.	**MP**	**IV**		**X**	
Westella botryoides	**F**	**VII**		**X**	**X**
Zygophyceae					

Closterium acutum	**P**	**IV**			**X**
Cosmarium sp.	**N**	**IV**	**X**	**X**	**X**
Euastrum sp.	**N**	**IV**		**X**	
Spirogyra sp.	**T**	**IV**	**X**		**X**
Staurastrum crenulatum	**P**	**IV**	**X**	**X**	
Staurastrum leptocladum	**P**	**IV**		**X**	
Staurastrum paradoxum	**P**	**IV**	**X**	**X**	
Staurastrum sp.	**P**	**IV**			**X**
Staurodesmus sp.	**N**	**IV**		**X**	
Bacillariophyceae					
Achnanthes abundans	**MP**	**VI**		**X**	
Achnanthes hungarica	**MP**	**VI**			**X**
Achnanthes spp.	**MP**	**VI**		**X**	**X**
Achnanthidium minutissimum	**MP**	**VI**	**X**	**X**	
Actinocyclus normanii	**D**	**VI**		**X**	**X**
Actinocyclus sp.	**D**	**VI**		**X**	
Amphora copulata	**MP**	**VI**	**X**	**X**	
Amphora sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Anomoeoneis sphaerophora	**MP**	**VI**	**X**		
Asterionella sp.	**C**	**VI**		**X**	
Aulacoseira alpigena	**P**	**VI**		**X**	
Aulacoseira granulata var. *granulata*	**P**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Aulacoseira granulata var. *angustissima*	**P**	**VI**		**X**	
Aulacoseira granulata var. *curvata*	**P**	**VI**		**X**	
Aulacoseira sp.	**P**	**VI**	**X**		**X**
Bacillaria paradoxa	**MP**	**VI**		**X**	
Chaetoceros sp.	**B**	**VI**	**X**		
Cocconeis placentula	**MP**	**VI**		**X**	
Cocconeis sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Cyclotella atomus	**C**	**VI**		**X**	
Cyclotella meneghiniana	**C**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Cyclotella stelligera	**B**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Cyclotella spp.	**C**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Cymbella cistula	**MP**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Cymbella silesiaca	**MP**	**VI**	**X**		**X**
Denticula kuetzingii	**MP**	**VI**	**X**		
Denticula sp.	**MP**	**VI**			**X**
Diploneis finnica	**D**	**VI**		**X**	
Diploneis sp.	**D**	**VI**		**X**	
Epithemia adnata	**MP**	**VI**		**X**	**X**
Epithemia sorex	**MP**	**VI**		**X**	**X**

Eunotia implicata	**MP**	**VI**		**X**	
Eunotia monodon	**MP**	**VI**		**X**	
Eunotia pectinalis	**MP**	**VI**		**X**	
Eunotia sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Fragilaria acus	**D**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Fragilaria capucina	**MP**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Fragilaria construens	**MP**	**VI**	**X**	**X**	
Fragilaria pulchella	**MP**	**VI**		**X**	
Fragilaria sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Gomphonema affine	**MP**	**VI**		**X**	
Gomphonema clavatum	**MP**	**VI**	**X**	**X**	
Gomphonema clevei	**MP**	**VI**		**X**	
Gomphonema constrictum	**MP**	**VI**		**X**	
Gomphonema parvulum	**MP**	**VI**	**X**		
Gomphonema truncatum	**MP**	**VI**	**X**	**X**	
Gomphonema spp.	**MP**	**VI**		**X**	**X**
Gyrosigma attenuatum	**MP**	**VI**		**X**	
Gyrosigma sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Hantzschia elongata	**D**	**VI**	**X**	**X**	
Hantzschia sp.	**D**	**VI**		**X**	**X**
Melosira hustedtii	**P**	**VI**		**X**	
Melosira varians	**P**	**VI**		**X**	
Melosira sp.	**P**	**VI**	**X**		**X**
Navicula cryptocephala	**MP**	**VI**		**X**	
Navicula cuspidata	**MP**	**VI**		**X**	
Navicula hungarica	**MP**	**VI**		**X**	
Navicula perrotettii	**MP**	**VI**		**X**	
Navicula veneta	**MP**	**VI**	**X**		
Navicula sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Neidium ampliatum	**MP**	**VI**		**X**	
Neidium sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Nitzschia acicularis	**D**	**VI**		**X**	**X**
Nitzschia amphibia	**D**	**VI**	**X**		**X**
Nitzschia angustata	**D**	**VI**	**X**		
Nitzschia constricta	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia dissipata	**D**	**VI**	**X**		
Nitzschia frustulum	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia gracilis	**D**	**VI**	**X**		**X**
Nitzschia hungarica	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia levidensis	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia linearis	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia palea	**D**	**VI**		**X**	**X**

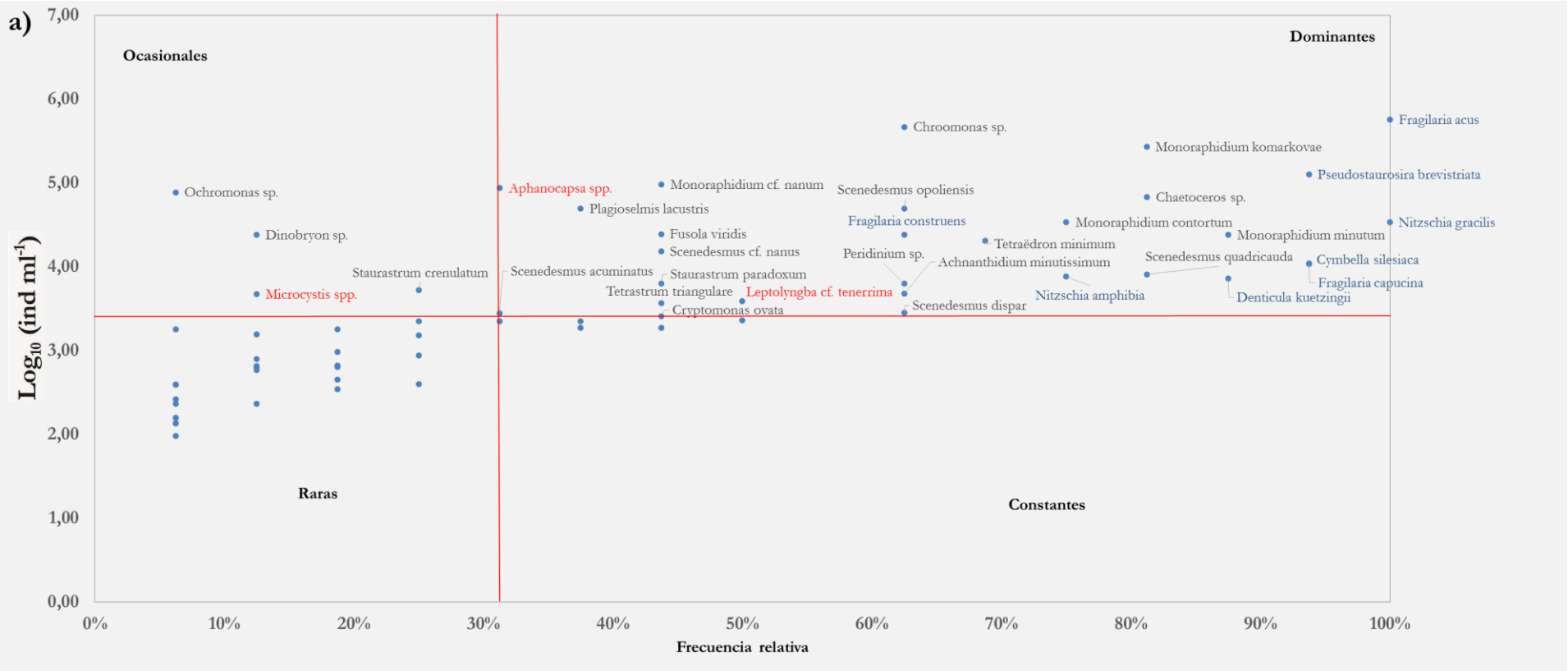
Nitzschia reversa	**D**	**VI**			**X**
Nitzschia scalaris	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia sigma	**D**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Nitzschia sigmoidea	**MP**	**VI**	**X**		
Nitzschia tryblionella	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia umbonata	**D**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Nitzschia vermicularis	**D**	**VI**		**X**	
Nitzschia spp.	**D**	**VI**		**X**	**X**
Pinnularia maior	**MP**	**VI**		**X**	
Pinnularia mesolepta	**MP**	**VI**		**X**	
Pinnularia microstauron	**MP**	**VI**		**X**	
Pinnularia viridis	**MP**	**VI**	**X**		
Pinnularia sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Plagiotropis lepidoptera	**MP**	**VI**		**X**	
Pseudostaurosira brevistriata	**P**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Stauroneis sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Surirella angustata	**MP**	**VI**		**X**	
Surirella robusta	**MP**	**VI**	**X**	**X**	
Surirella tenera	**MP**	**VI**	**X**	**X**	**X**
Surirella sp.	**MP**	**VI**		**X**	
Chrysophyceae					
Chroomonas sp.	**X2**	**V**	**X**		**X**
Dinobryon sp.	**E**	**II**	**X**	**X**	**X**
Mallomonas sp.	**E**	**II**	**X**	**X**	**X**
Ochromonas sp.	**X2**	**II**	**X**		**X**
Cryptophyceae					
Cryptomonas marssonii	**Y**	**V**	**X**	**X**	**X**
Cryptomonas ovata	**Y**	**V**	**X**	**X**	**X**
Plagioselmis lacustris	**X2**	**V**	**X**	**X**	**X**
Plagioselmis nannoplanctonica	**X2**	**V**		**X**	
Euglenophyceae					
Euglena allorgei	**W1**	**V**		**X**	
Euglena oxyuris	**W1**	**V**		**X**	**X**
Euglena sp. 1	**W1**	**V**			**X**
Euglena sp. 2	**W1**	**V**		**X**	
Euglena sp. 3	**W1**	**V**		**X**	**X**
Lepocinclis ovum var. *ovum*	**W1**	**V**		**X**	
Lepocinclis ovum var. *ecaudata*	**W1**	**V**		**X**	
Lepocinclis salina	**W1**	**V**		**X**	
Lepocinclis texta	**W1**	**V**		**X**	
Phacus orbicularis	**W1**	**V**		**X**	

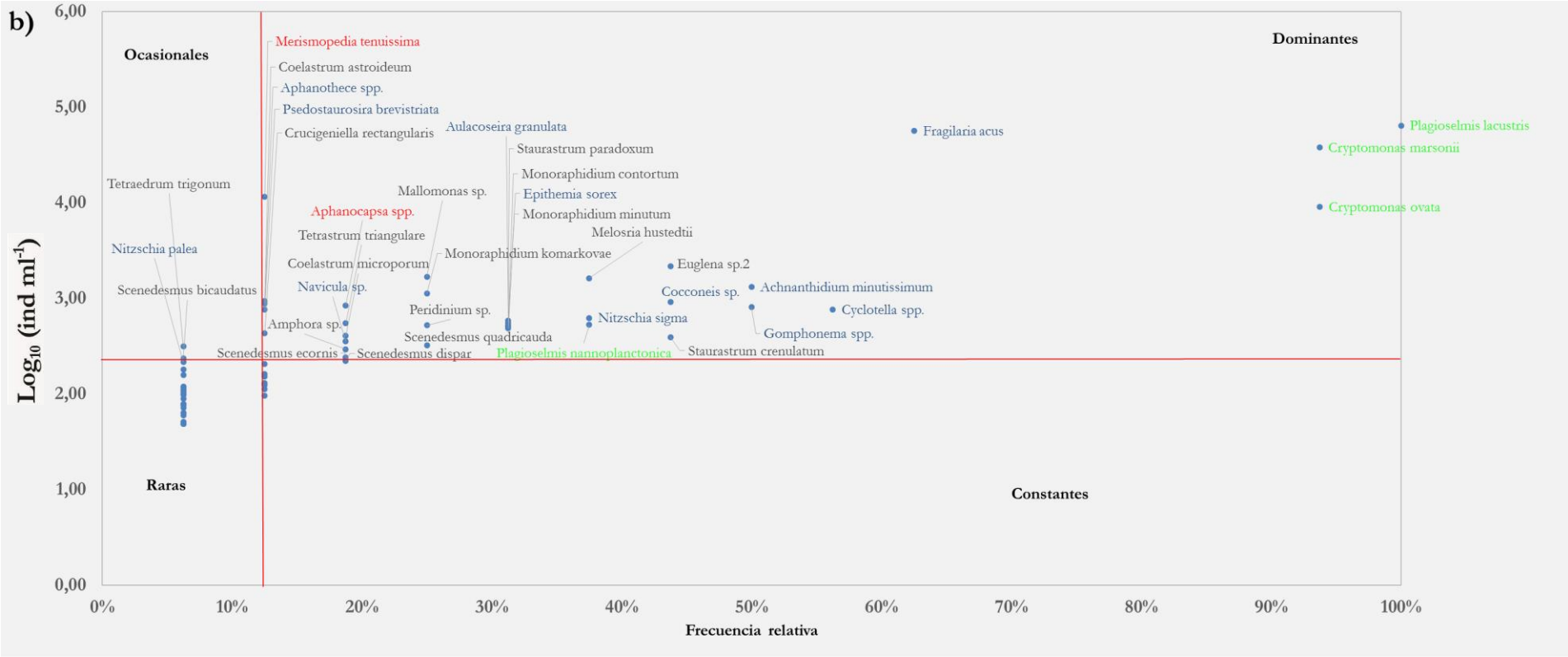
Phacus pseudonordstedtii	**W1**	**V**		**X**	
Trachelomonas sp.	**W2**	**V**		**X**	
Strombomonas scabra	**W2**	**V**		**X**	
Strombomonas verrucosa	**W2**	**V**	**X**	**X**	
Strombomonas sp.	**W2**	**V**			**X**
Dinophyceae					
Ceratium furcoides	**L0**	**V**		**X**	
Peridinium cf. *umbonatum*	**L0**	**V**	**X**		
Peridinium sp.	**L0**	**V**	**X**	**X**	**X**
Xanthophyceae					
Goniochloris fallax	**J**	**I**		**X**	
Goniochloris sp.	**J**	**I**		**X**	

A partir del diagrama de Olmstead-Tukey que se muestra a continuación, se puede analizar conjuntamente la densidad de las especies y/o géneros, y su frecuencia de aparición en todo el período de muestreo. De esta manera, en Centenario fueron dominantes, muy abundantes y frecuentes (81 - 100%): *Fragilaria acus, Monoraphidium komarkovae, Pseudostaurosira brevistriata, Chaetoceros* sp. y *Nitzschia gracilis*. Abundantes y frecuentes (63 - 75%): *Chroomonas* sp*., Scenedesmus opoliensis, Monoraphidium contortum, y Fragilaria construens*. Ocasionales y abundantes: *Aphanocapsa* spp. y *Ochromonas* sp. (Fig. 8. a).

En Regatas dominaron: *Plagioselmis lacustris*, *Cryptomonas marsonii,* y *Crytomonas ovata* (muy abundantes, frecuencia relativa: 94 - 100%). Abundante *Fragilaria acus*, con un 63% de frecuencia relativa. Ocasional y abundante: *Merismopedia tenuissima* (Fig. 8. b).

En Rosedal dominaron *Merismopedia* spp., *Aphanocapsa* spp., *Cyclotella* spp., *Monoraphidium contortum*, muy abundantes, con una frecuencia relativa del 100%. *Nitzschia palea, N. acicularis, Aphanocapsa incerta, Aphanothece* spp*., Tetraedrom minimum, Anbaenopsis circularis, Pseudostaurosira brevistriata* (abundantes, con una frecuencia relativa entre el 81 - 100%). Ocasionales y abundantes: *Coelosphaerium aerugineum*, *Dictyosphaerium* sp*., Chroomonas* sp. *y Actinastrum hantzschii* (Fig. 8. c).


a)
Ocasionales
Dominantes
Raras
Constantes
Log10 (ind ml-1)
Frecuencia relativa
7,00
6,00
5,00
4,00
3,00
2,00
1,00
0,00
0%
10%
20%
30%
40%
50%
60%
70%
80%
90%
100%
Ochromonas sp.
Dinobryon sp.
Microcystis spp.
Staurastrum crenulatum
Aphanocapsa spp.
Scenedesmus acuminatus
Monoraphidium cf. nanum
Plagioselmis lacustris
Fusola viridis
Scenedesmus cf. nanus
Staurastrum paradoxum
Tetrastrum triangulare
Leptolyngba cf. tenerrima
Cryptomonas ovata
Chroomonas sp.
Scenedesmus opoliensis
Fragilaria construens
Peridinium sp.
Tetraëdron minimum
Achnanthidium minutissimum
Scenedesmus dispar
Nitzschia amphibia
Monoraphidium komarkovae
Chaetoceros sp.
Monoraphidium contortum
Scenedesmus quadricauda
Pseudostaurosira brevistriata
Monoraphidium minutum
Denticula kuetzingii
Fragilaria acus
Nitzschia gracilis
Cymbella silesiaca
Fragilaria capucina


b)
Ocasionales
Dominantes
Raras
Constantes
Merismopedia tenuissima
Coelastrum astroideum
Aphanothece spp.
Psedostaurosira brevistriata
Crucigeniella rectangularis
Aulacoseira granulata
Staurastrum paradoxum
Monoraphidium contortum
Epithemia sorex
Monoraphidium minutum
Fragilaria acus
Plagioselmis lacustris
Cryptomonas marsonii
Cryptomonas ovata
Tetraedrum trigonum
Mallomonas sp.
Aphanocapsa spp.
Tetrastrum triangulare
Melosria hustedtii
Nitzschia palea
Monoraphidium komarkovae
Coelastrum microporum
Euglena sp.2
Scenedesmus bicaudatus
Navicula sp.
Cocconeis sp.
Achnanthidium minutissimum
Peridinium sp.
Cyclotella spp.
Amphora sp.
Nitzschia sigma
Scenedesmus quadricauda
Gomphonema spp.
Scenedesmus ecornis
Scenedesmus dispar
Plagioselmis nannoplanctonica
Staurastrum crenulatum
Log10 (ind ml-1)
6,00
5,00
4,00
3,00
2,00
1,00
0,00
0%
10%
20%
30%
40%
50%
60%
70%
80%
90%
100%
Frecuencia relativa

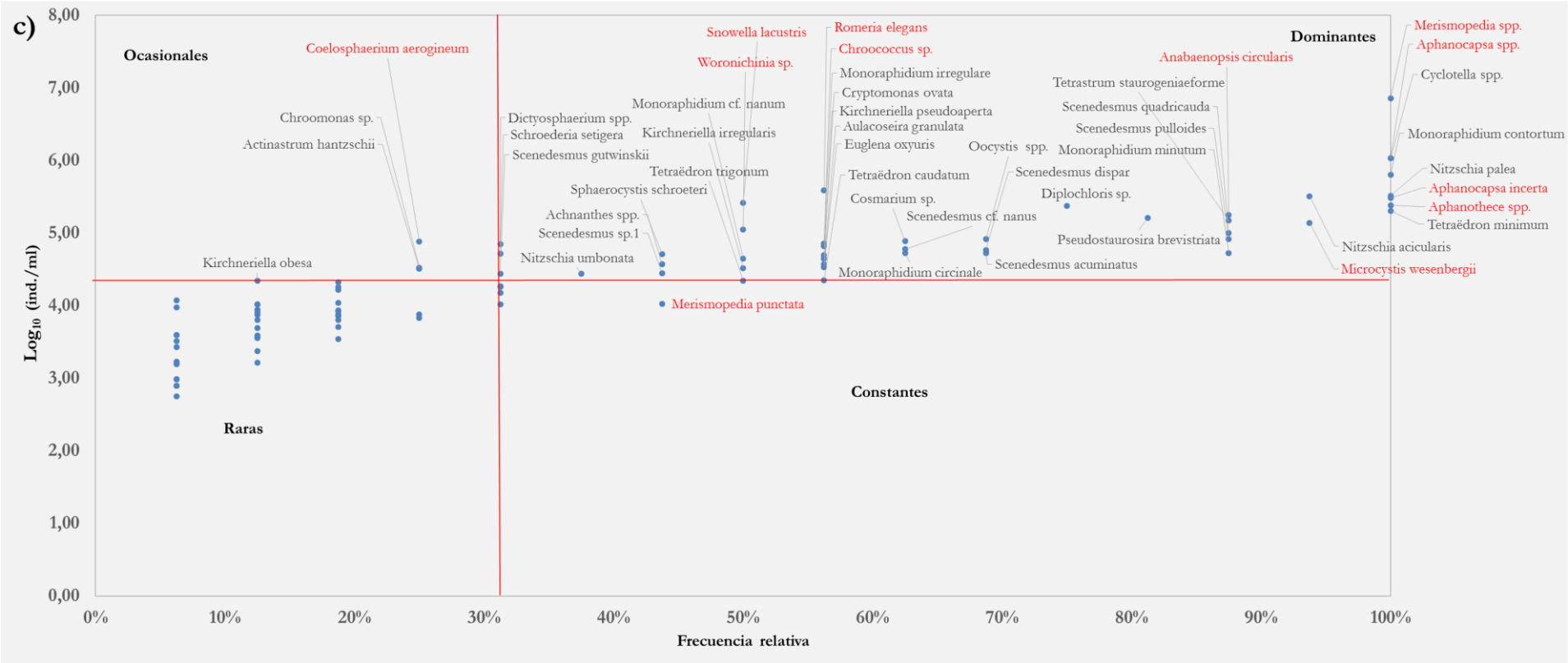


Fig. 8. Diagrama de Olmstead-Tukey de la densidad (ind ml^{-1}) de cada especie y/o género registrada en cada Lago Urbano **a)** Centenario, **b)** Regatas, **c)** Rosedal, de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Análisis de correspondencia canónica (CCA) – Abundancia de especies del fitoplancton

En el CCA basado en la abundancia de especies, a los datos biológicos se les aplicó transformación logarítmica y se le quitó peso a las especies raras. En base a la prueba de significancia de las variables ambientales -*forward selection*-, el fósforo total y la conductividad no fueron significativas en el análisis. Se excluyó del análisis la temperatura del aire, la precipitación, el oxígeno disuelto, y el disco de Secchi. La varianza acumulada de la relación abundancia de especies-variables ambientales del primer y segundo eje representó el 77,8% (eje 1: 48,6%, eje 2: 29,2%). De acuerdo con la prueba de Monte Carlo, las variables ambientales se correlacionaron significativamente con el primer eje (p-valor= 0,0020), siendo también significativa la prueba de todos los ejes (p-valor= 0,0020). En relación a la matriz de correlación ponderada, el primer eje se correlacionó con el nitrógeno total (0,79), la clorofila *a* (-0,68), el pH (-0,65) y el fósforo total (-0,52); el segundo eje se correlacionó con el pH (-0,54) y el nitrógeno total (-0,46).

En el biplot de muestras y variables ambientales se observa que los tres lagos se separan claramente en el espacio. Las muestras de Centenario se ordenan hacia valores crecientes de nitrógeno total, las del Rosedal hacia mayores valores de clorofila *a*, PT, pH y temperatura, mientras que las muestras de Regatas se ubican en la parte superior del gráfico, siguiendo un patrón opuesto al del Rosedal (menores valores de clorofila *a*, PT y pH). (Fig. 9).

Se realizó el mismo análisis con los datos del biovolumen de las especies y las variables ambientales. Dado que los resultados fueron muy similares (eje 1 + eje 2: 77,7%), no se incluye el gráfico.

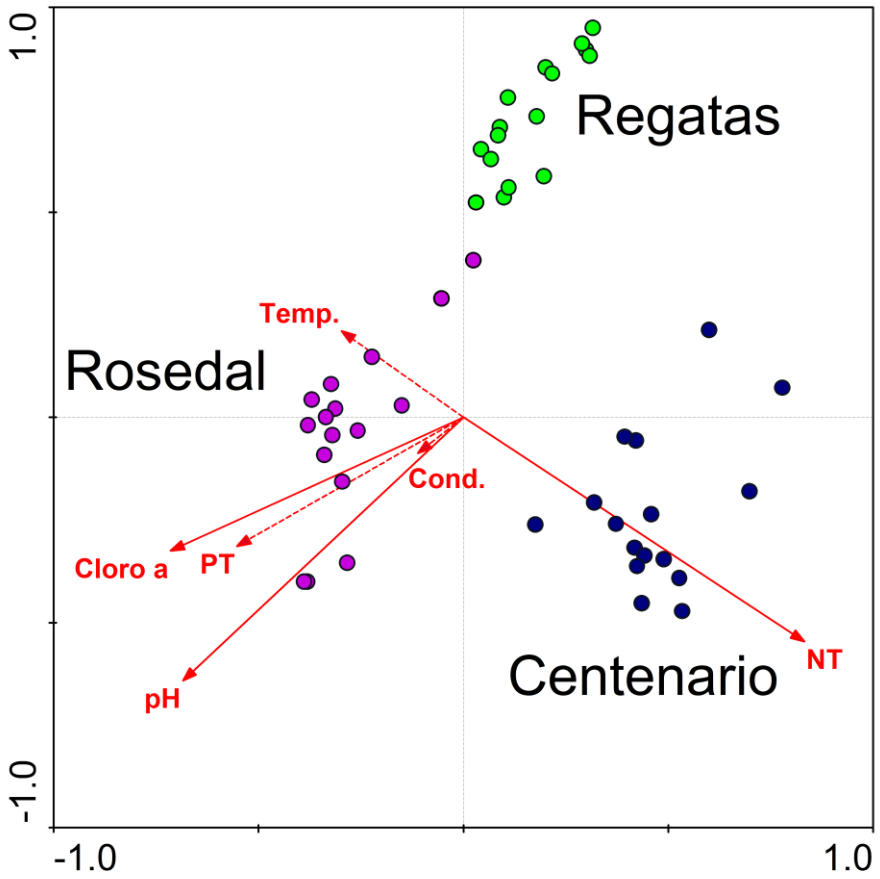


Fig. 9. Biplot del CCA basado en la densidad de las especies registradas en los tres lagos urbanos de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Las variables ambientales significativas ($p<0.05$) se indican con vectores de trazo continuo. Temp.: temperatura del agua, Cloro a: clorofila *a*, NT: nitrógeno total. PT: fósforo total, y Cond.: conductividad (no significativas). ● Rosedal, ● Centenario, ● Regatas.

Análisis de correspondencia canónica (CCA) – Abundancia de los grupos funcionales del fitoplancton

Los análisis de correspondencia canónica basados en la abundancia de los grupos funcionales (datos con transformación logarítmica) de Reynolds et al. (2002) actualizado por Padisák et al. (2009), y de Kruk et al. (2010), conjuntamente con las variables ambientales, explican para el primer caso (Fig. 10. a) el 88,2% de la varianza (eje 1: 66,4%, eje 2: 21,8%), y para el segundo (Fig.10. b) el 97,4% (eje 1: 86,4%, eje 2: 11%). Cabe señalar que se quitó peso a los grupos funcionales raros. Las variables no significativas en los análisis basados en ambas clasificaciones fueron las mismas: temperatura del agua, conductividad, fósforo total y clorofila *a*. La prueba de Monte Carlo indicó en ambos casos que las variables ambientales se correlacionaron significativamente con el primer eje (p-valor= 0,0020), siendo también significativa la prueba de todos los ejes (p-valor= 0,0020).

Acerca de la matriz de correlación ponderada, para los grupos de Reynolds el primer eje se correlacionó con la clorofila *a* (-0,68), el pH (-0,64), el fósforo total (-0,49), el nitrógeno total (0,69); el segundo eje se correlacionó con el pH (-0,47) y con el nitrógeno total (-0,46). Asimismo, para Kruk el primer eje se correlacionó con el pH (-0,68), la clorofila *a* (-0,58), fósforo total (-0,46), nitrógeno total (0,37); y el segundo eje con el nitrógeno total (0,42).

Al igual que en el caso de los análisis multivariados basados en la composición de especies, ambos análisis basados en grupos funcionales fitoplanctónicos dieron como resultado una clara separación de las muestras de los tres estanques urbanos (Figs. 10 a y b). Las variables con las cuales se asocian las muestras de cada lago son las mismas que las indicadas para el ordenamiento basado en la abundancia de especies.

También se realizó el CCA utilizando los datos del biovolumen de los grupos funcionales y las variables ambientales, y como los resultados fueron similares a los realizados en base a la abundancia no se muestran los gráficos de los mismos. En el CCA basado en el biovolumen de grupos de Reynolds los dos primeros ejes explicaron un 87% de la varianza total. En el caso del biovolumen de grupos funcionales de Kruk, el mejor análisis a aplicar por la distribución de los datos fue el Análisis de Redundancia (RDA), cuyos dos primeros ejes explicaron un 97,2% de la variabilidad total. Ambos análisis (CCA y RDA) basados en biovolumen de los grupos funcionales arrojaron un ordenamiento muy similar al obtenido con las abundancias.

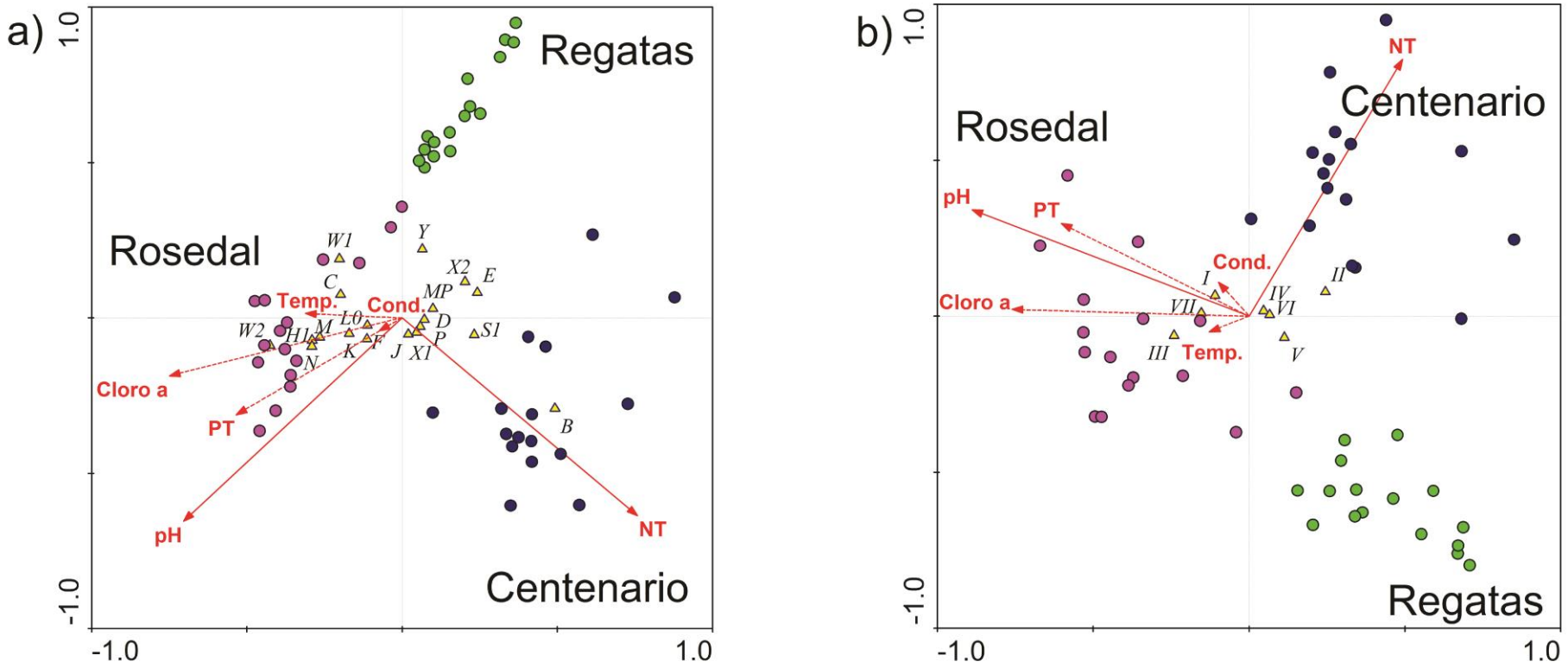


Fig. 10. Triplots del CCA basado en la abundancia de: a) grupos funcionales propuestos por Reynolds et al. (2002) y actualizados por Pádisak et al. (2009), b) grupos funcionales basados en morfología (Kruk, et al. 2010), de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Las variables ambientales significativas ($p<0.05$) se indican con vectores de trazo continuo. Temp.: temperatura del agua, Cloro a: clorofila *a,* PT: fósforo total, NT: nitrógeno total, Cond.: conductividad. ●Rosedal, ●Centenario, ●Regatas. △Grupos funcionales.

Análisis descriptivo de las clasificaciones de los grupos funcionales

En el caso del lago del Rosedal, cinco codones del sistema de clasificación de Reynolds actualizado por Padisák, constituyeron el 94,6% del total del biovolumen. También 5 codones de la clasificación de Reynolds fueron dominantes en los otros dos lagos: en Centenario conformaron el 92,3% del biovolumen, y en Regatas, el 92,1% (Figs. 11 -13).

Tomando en cuenta la clasificación de Kruk en Rosedal cuatro codones representaron el 97,4% del biovolumen. Del mismo modo, 4 codones fueron los más importantes en los otros dos estanques: en Centenario constituyeron el 98,2% del biovolumen, y en Regatas el 98,4% del biovolumen (Figs. 11-13).

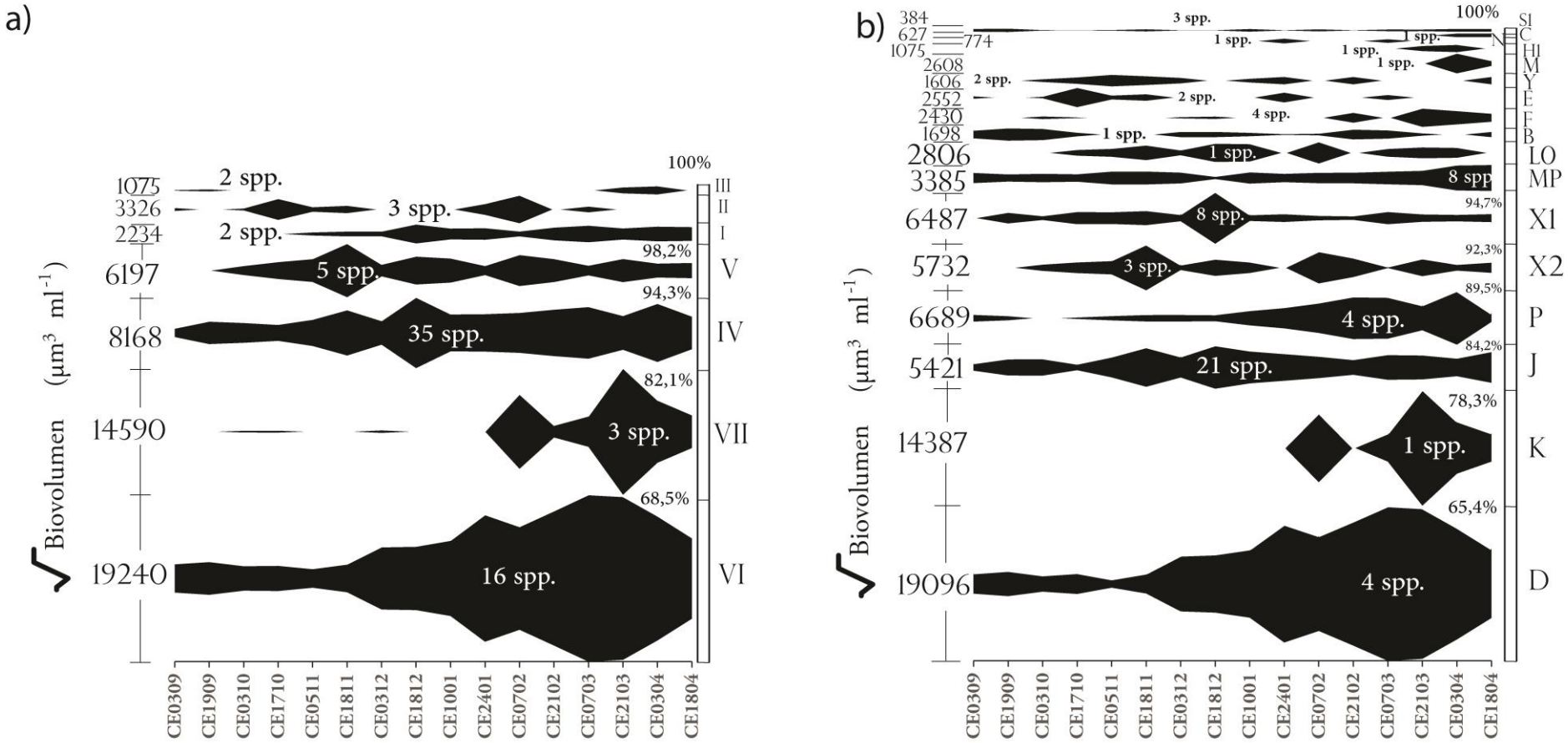


Fig. 11. Lago urbano Centenario. Diagramas kite del biovolumen. de los grupos funcionales según a) Kruk y b) Reynolds actualizado por Padisák, de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

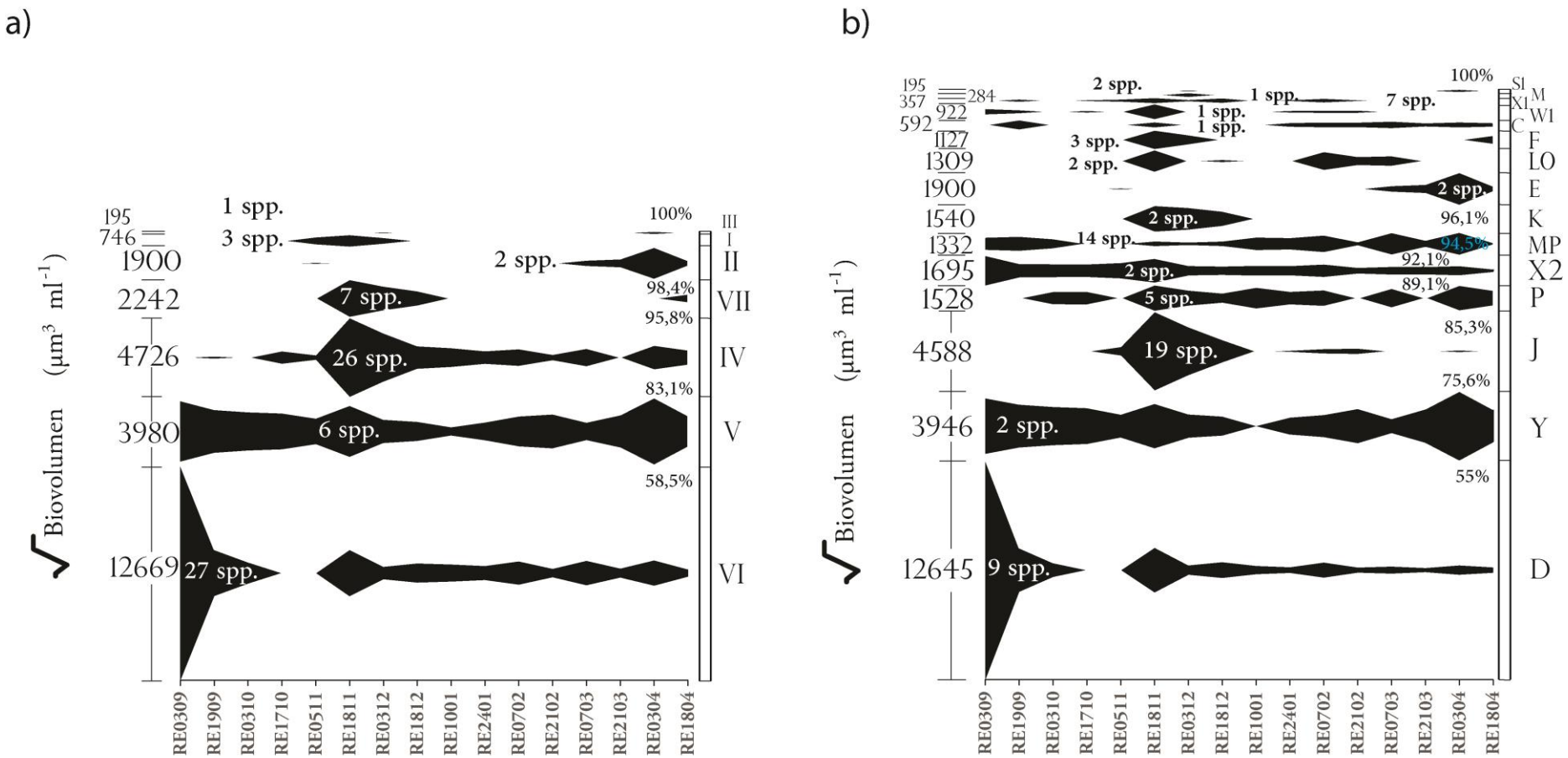


Fig. 12. Lago urbano Regatas. Diagramas kite del biovolumen. de los grupos funcionales según a) Kruk y b) Reynolds actualizado por Padisák, de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

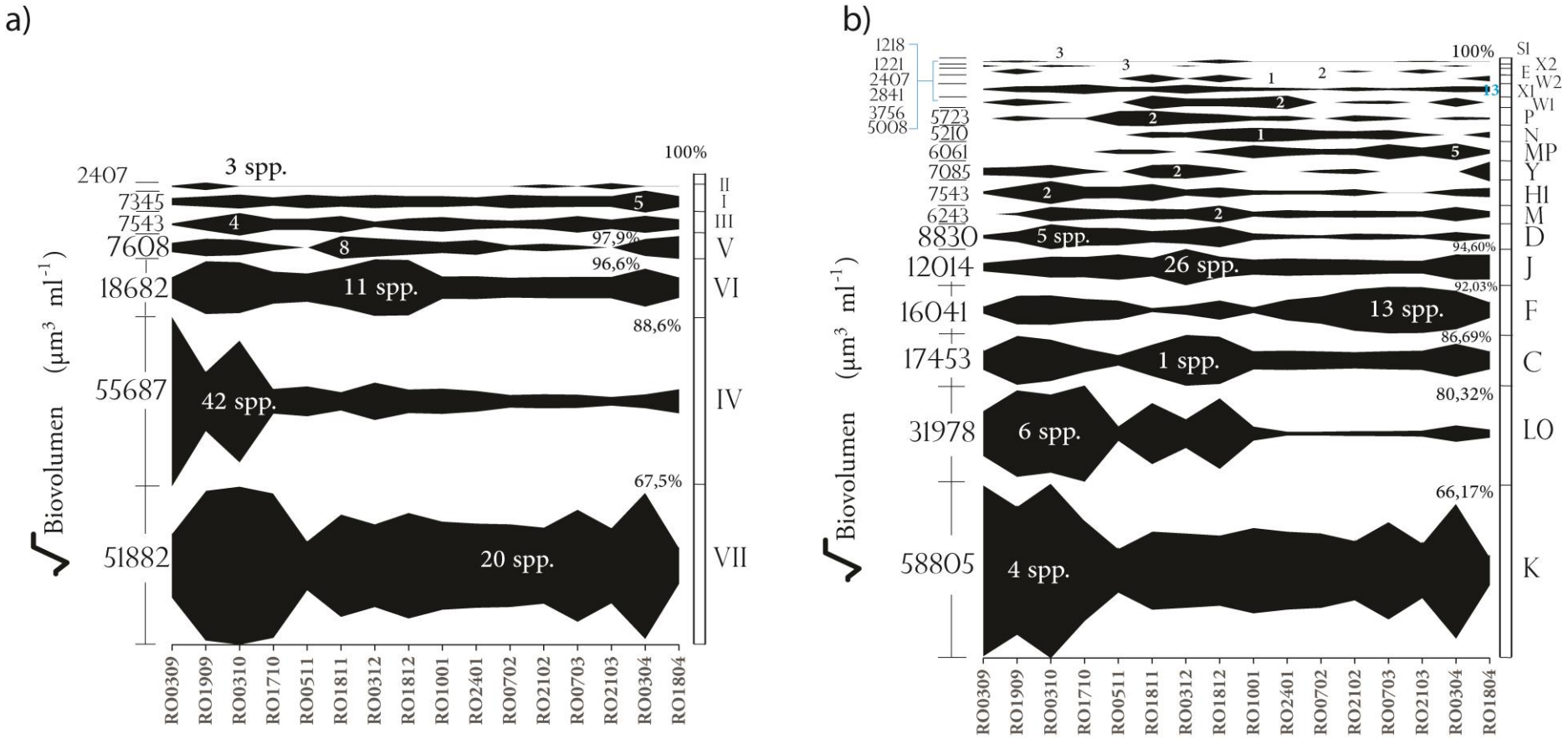


Fig. 13. Lago urbano Rosedal. Diagramas kite del biovolumen. de los grupos funcionales según a) Kruk y b) Reynolds actualizado por Padisák, de septiembre de 2014 a abril de 2015. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Discusión

Se evaluó el estado trófico de tres lagos urbanos de la ciudad de Buenos Aires y la sucesión de poblaciones fitoplanctónicas que tuvieron lugar en ellos durante el período cálido 2014 - 2015. De acuerdo con los resultados obtenidos los tres lagos se diferencian desde el punto de vista físico-químico, así como en su estado trófico. Teniendo cuenta las variables más importantes vinculadas con el trofismo (clorofila fitoplanctónica y fósforo total), se puede catalogar al lago del Rosedal como hipereutrófico, a Centenario como eutrófico, y a Regatas como meso-eutrófico. Los tres ambientes también difieren marcadamente en la estructura de sus comunidades fitoplanctónicas, tanto en la composición de especies como en sus grupos funcionales.

Como ha sido señalado en numerosas investigaciones sobre lagos urbanos (eg. Britton et al., 1977; Waajen et al., 2016,) estos ambientes tienden a eutrofizarse rápidamente. Tal como fuera mencionado en la Introducción de esta tesis, la eutrofización es el principal problema que afecta la calidad del agua de los sistemas lénticos a nivel global, y las estrategias de mitigación deben ser definidas para cada ambiente acuático en particular a partir del análisis de la composición biológica y de la estimación de los flujos de nutrientes (Lürling et al, 2016). En el lago del Rosedal se observaron los valores más altos de pH, conjuntamente con las mayores concentraciones de clorofila *a*, y dominancia de las cianobacterias. Asimismo, la concentración de fósforo total en este lago fue mayor en relación con los otros dos. En lagos someros la bioturbación y la acción del viento producen una resuspensión de los sedimentos, que acompañada por la falta de macrófitas sumergidas, como es el caso del estanque del Rosedal, explicarían las altas concentraciones de P halladas en este cuerpo de agua (Søndergaad et al., 2001, y citas en esta fuente). Por otro lado, este lago evidenció claras floraciones de cianobacterias en el período cálido estudiado. Las floraciones de cianobacterias son recurrentes en este cuerpo de agua y fueron reportadas hace más de 30 años (Izaguirre et al., 1986). Las cianobacterias se ven favorecidas por el enriquecimiento de las aguas por fósforo, valores altos de pH, el incremento de la temperatura que facilita su proliferación, aumentando sus tasas de crecimiento y tiempos largos de retención del agua. Además, muchas especies tienen la capacidad de ajustar su posición vertical y de movilizar dióxido de carbono y nitrógeno de la atmósfera en la columna de agua, presentan una baja palatabilidad, adaptabilidad a diferentes condiciones de luz, la capacidad de almacenar fósforo, y la producción de acinetas por parte de algunas especies (Mur et al., 1999; Carey et al., 2012; Helbling et al., 2015; Mantzouki et al., 2016; y citas en estas fuentes; Descy et. al., 2016). Las floraciones de cianobacterias generan efectos negativos sobre la red trófica, produciendo anoxia, mortalidad de peces, reduciendo la diversidad y aumentando la

perdida de hábitat. Algunas producen varios tipos de toxinas que pueden ser un riesgo para la las aves, seres humanos y mascotas (Backer, 2002; Paerl et al., 2011; Kruk et al., 2015). De acuerdo con la organización mundial de la salud (WHO, 2003) una alta probabilidad de efectos adversos para la salud ocurre cuando existe una exposición a una concentración de más de 100.000 células ml^{-1} de cianobacterias o >50 $\mu g\ L^{-1}$ de clorofila *a* con dominancia de cianobacterias. En tal caso se considera como medida de acción inmediata prevenir el contacto con el agua y realizar el seguimiento de la salud pública. Los resultados muestran que éste es el caso del lago Rosedal, y por ello se sugiere iniciar acciones de manejo que reduzcan el riesgo por exposición.

En esta tesis la comunidad fitoplanctónica fue analizada a nivel de especies y de grupos funcionales, utilizándose las dos clasificaciones funcionales anteriormente detalladas (Reynolds et al., 2002; Kruk et al., 2010). Estas clasificaciones han sido implementadas previamente en distintos tipos de ambientes acuáticos (Izaguirre et al., 2012; Saad et al., 2013; Crossetti et al., 2013; Izaguirre et al., 2014; Gillett et al., 2015), y constituyen excelentes herramientas que facilitan la toma de decisiones por parte de los gestores de la calidad del agua (Reynolds et al., 2002; Kruk et al., 2010). De acuerdo con la clasificación de Kruk et al. (op. cit.) en el Rosedal, el grupo más importante fue el **VII**, que incluye Chroococcales y Oscillatoriales; algunas especies de este grupo tienen propiedades boyantes, son sensibles al suministro de recursos, y pueden convertirse en un problema serio si producen toxinas y forman espumas sobre la superficie. De acuerdo a la clasificación de Reynolds et al. (op. cit.) actualizada por Padisák et al. (2009), los codones predominantes en el Rosedal fueron el **K**, asociado a hábitats poco profundos y a columnas de aguas ricas en nutrientes y el **L0** que es usual en lagos poco profundos, oligo a eutróficos. Todos son codones susceptibles a la mezcla profunda o prolongada. Según las características del lago del Rosedal, algunas acciones de manejo a considerar para mitigar la recurrencia de floraciones serían: la reducción de la carga de nutrientes (prevención del ingreso de escorrentía), con un especial interés en el fósforo, y la mezcla artificial del lago (profunda y prolongada) para romper la estabilidad de la columna de agua de la cual las cianobacterias dependen (Mantzouki et al., 2016, y citas en sus fuentes). Por otro lado, en sistemas hipereutróficos como Rosedal el restablecimiento de vegetación sumergida es una medida de largo plazo (Qiu, et al., 2001) que podría ser implementada en el centro del lago, en donde el cuerpo de agua tiene menor profundidad. En la actualidad el lago tiene aguas estancadas y capta agua de lluvia; no obstante hace siete años Rosedal contaba con un sistema de flujo que incluía ocho bombas, hoy averiadas (Operario del Gobierno de la Ciudad, comunicación personal, 22 de Oct. 2016). Cabe señalar que en programas de restauración de lagos eutrofizados, la reducción de la carga externa de nutrientes no debe ser aplicada de forma aislada porque generalmente produce pocos signos de recuperación, al menos

a corto y mediano plazo. Las cargas de nutrientes en un cuerpo de agua provienen de fuentes externas e internas. Las cargas internas se dan cuando los nutrientes son liberados de las fases mineralógicas o de la materia orgánica de los sedimentos. Las acciones de manejo deben incluir no sólo su reducción externa, sino también la mitigación de los efectos del ciclo interno del fósforo desde los sedimentos. En este sentido, la geoingeniería sobre los cuerpos de agua implica actividades que intervienen en los ciclos biogeoquímicos para controlar la eutrofización en un tiempo corto, e incluye la aplicación de diferentes sorbentes de fosfatos (sales de metales, minerales, arcillas, entre otros). En lagos eutróficos relativamente pequeños, aislados y estratificados con floraciones de cianobacterias, la restauración (cambio de un estado de aguas turbias a aguas claras) se puede generar trabajando sobre la columna de agua y los sedimentos, mediante el uso de floculantes de P y sorbentes de fase sólida (Hansen y Márquez-Pacheco, 2012, y citas en sus fuentes; Lürling y van Oosterhout, 2013; Lürling et al., 2016, y citas en sus fuentes). Por otro lado, el restablecimiento de las comunidades de plantas acuáticas es una medida de restauración que generalmente también tiene resultados a largo plazo, mejorando la calidad del agua y disminuyendo el riesgo de floraciones (e.g. Moss, 2007; Scheffer, 2007). Además, las plantas acuáticas proveen una estructura del hábitat que influye en la comunidad de peces, permitiendo que el zooplancton y otros macroinvertebrados ejerzan un control de arriba hacia abajo sobre las algas, control que es en gran medida independiente de la carga de nutrientes (Phillips et al., 2016, y citas en sus fuentes).

Por otra parte, los estudios de esta tesis mostraron que el lago de Regatas se encuentra en un estado de aguas claras. Los niveles de fósforo total fueron los más bajos con respecto a los otros dos estanques, debido probablemente a la presencia de plantas sumergidas que influyen de manera positiva en el ciclo del fósforo. Las plantas al producir oxigenación en el fondo aumentan las reacciones redox facilitando la absorción de fósforo por los compuestos de hierro, y disminuyendo la resuspensión de sedimentos (Søndergaad et al., 2001, y citas en esta fuente). Además, la vegetación provee refugios para el zooplancton herbívoro, genera una supresión de crecimiento algal debido a la reducción de nutrientes disponibles, y a su vez producen sustancias alelopáticas tóxicas para las algas (Scheffer et al., 1993). Sumado a la presencia beneficiosa de las macrófitas, el lago de Regatas tiene un sistema de recirculación de agua que da la opción de manejar los tiempos de retención ante un escenario de posibles floraciones de cianobacterias.

En lo que respecta a los grupos funcionales del fitoplancton, en Regatas según la clasificación de **Kruk** dominó el codón **VI** (sin flagelos, con exoesqueleto de sílice), seguido por el **V** (Cryptophyceae, entre

otros). Teniendo en cuenta la clasificación de **Reynolds**, dominó el codón **D** que incluye especies de los géneros *Synedra/Fragilaria*, *Nitzchia* (diatomeas) y algunas diatomeas céntricas; este grupo se asocia a aguas turbias poco profundas, es vulnerable al agotamiento de nutrientes y tolerante al lavado; el codón **Y** fue codominante, e incluye la mayoría de *Cryptomonas* grandes que se encuentran en un amplio rango de hábitats, generalmente en lagos pequeños enriquecidos, son tolerantes a la baja luz y sensibles al pastoreo. La presencia conjunta de los codones D e Y coincide con lo reportado por Avigliano et al. (2014) para la laguna Los Coipos de la reserva urbana de Buenos Aires "Costanera Sur" (RECS); en dicho trabajo se evaluó la respuesta de la composición de especies del fitoplancton y de los grupos funcionales al proceso de inundación durante un ciclo anual (agosto 2009 - agosto 2010); las autoras reportaron que los factores más importantes que afectaron el ensamble fueron la presencia de vegetación flotante, la conductividad y las macrófitas emergentes. En esta misma reserva Sinistro et al. (2013) encontraron que el crecimiento de *Cryptomonas marsonii* (estratega r) estuvo relacionado con bajos niveles de conductividad, lo que concuerda con lo hallado en Regatas, en donde *C. marsonii* integrante del codón Y, estuvo asociado a niveles bajos de conductividad, siendo dominante y frecuente.

Las características limnológicas y la dominancia de diatomeas y alta frecuencia de crisofitas registradas en el lago Centenario concuerdan con las descripciones reportadas en un informe técnico previo realizado en 2012 (Izaguirre y Sinistro, datos no publicados). En este informe se reportaron también valores elevados de nitratos y de silicatos en el cuerpo de agua. Estos últimos duplicaron o triplicaron las concentraciones medias de dióxido de silicio (SiO_2) consideradas como usuales en aguas continentales superficiales; los niveles que hallaron, tanto de nitratos como de silicatos, estarían relacionados con la entrada de agua subterránea. El sílice es importante para el desarrollo de diatomeas y crisofitas; al morir las diatomeas, el sílice se recicla, haciéndose disponible nuevamente. En esa oportunidad reportaron una floración de *Nitzschia gracilis* y una densidad importante de *Fragilaria acus* (ambas diatomeas). En ese informe se clasificó al cuerpo de agua como un lago hipereutrófico, mientras que en el presente trabajo se concluye que el lago sería eutrófico; el cambio en el estado trófico se puede atribuir a las acciones de manejo implementadas, tales como el recirculado del agua y la disposición de filtros. Los altos niveles de nitrógeno total y de conductividad registrados en esta tesis estarían vinculados al ingreso de agua subterránea. Esta suposición se basa en registros obtenidos en 2011 en dos estaciones subterráneas cercanas al lago Centenario (GCABA-F046 y la GCABA-F051), correspondientes al acuífero superficial Pampeano-Postpampeano; en las mismas se hallaron concentraciones de nitratros de 15 mg L^{-1}y 131 mg L^{-1} respectivamente, y conductividades de 915 μs cm^{-1} y de 1380 μs cm^{-1} (Datos Acumar).

Con respecto a los grupos funcionales fitoplanctónicos, el codón que dominó en Centenario según la clasificación de **Kruk** fue el **VI** que incluye organismos sin flagelos, con exoesqueleto de sílice; este grupo estuvo acompañado por el **VII,** que involucra Chroococcales, estrategas k, de gran tamaño y volumen, que forman grandes colonias mucilaginosas. Según la clasificación de **Reynolds** dominó el codón **D** que incluye diatomeas de los géneros *Synedra/Fragilaria*, *Nitzchia* y algunas diatomeas céntricas; se asocia a aguas turbias poco profundas, es vulnerable al agotamiento de nutrientes y tolerante al lavado; este codón estuvo codominado por el codón **K**, frecuente en hábitats poco profundos con columnas de agua enriquecidas y sensible a la mezcla profunda. En Centenario, la dominancia de diatomeas relativamente grandes podría explicarse por la ventaja competitiva que les confiere la turbulencia a pequeña escala (recirculado del agua) y en algunos casos la forma alargada de la célula, permitiéndoles ser más eficientes en la adquisición de nutrientes (Litchman et al., 2010, y citas en sus fuentes).

En esta tesis se pudo caracterizar a la comunidad fitoplanctónica de tres importantes lagos de la ciudad de Buenos Aires que son visitados diariamente por una gran cantidad de habitantes, principalmente los fines de semana. Los tres lagos, a pesar de tener morfometrías relativamente similares, y encontrarse en la misma ciudad, difieren marcadamente en sus características limnológicas y en la estructura de sus comunidades fitoplanctónicas. Como se describió, las especies dominantes y grupos funcionales difieren en los tres lagos, así como la biomasa de fitoplancton y la tendencia al desarrollo de floraciones. El lago del Rosedal mostró ser el más eutrofizado, con una mayor turbidez y una clara dominancia de cianobacterias potencialmente tóxicas que alcanzan niveles de abundancia propios de las floraciones. El lago de Regatas es el que presenta la mejor calidad del agua, con mayor transparencia y la menor biomasa de fitoplancton. El lago Centenario es el que posee la mayor conductividad y está claramente dominado por diatomeas. Las diferencias entre los lagos parecen estar dadas principalmente por las medidas de manejo que en ellos se implementan, lo que avala la principal hipótesis de este trabajo. Claramente el lago de Regatas, con un recirculado de agua periódico y abundancia de macrófitas sumergidas que se mantienen en buen estado por el corte periódico, es el que se mantiene en mejores condiciones; por su parte, el lago de Parque Centenario se ve fuertemente influenciado por la entrada de agua subterránea y por eso presenta mayor conductividad y nitrógeno total., mientras que en el lago del Rosedal deberían implementarse medidas de restauración y mejores estrategias de manejo. Dado que estos lagos urbanos son ampliamente utilizados con fines recreativos, es crucial mantener la calidad de las aguas a fin de prevenir el desarrollo de floraciones nocivas para el ser humano y para la fauna acuática. Los estanques o

lagos urbanos constituyen "hotspots" de biodiversidad en el entramado urbano y juegan un papel importante en la provisión de servicios ecosistémicos. Además, actúan como lugares de tránsito de especies animales al facilitar el movimiento de las mismas a través del paisaje (Céréghino et al., 2014; Hassall, 2014). Por su rol ecológico y ante los desafíos que plantea el cambio climático se debe considerar una prioridad el control de la eutrofización de estos sistemas.

Bibliografía

APHA, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewaters. American Public Health Association, Washington, 1193 pp.

Avigliano, L., Vinocur, A., Chaparro, G., Allende, L., 2014. Influence of re-flooding on phytoplankton assemblages in a temperate wetland following prolonged drought. Journal of Limnology 73: 247-262.

Backer, L., 2002. Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (CyanoHABs): Developing a Public Health Response. Lake and Reservoir Management 18: 20-31.

Battarbee, R., Charles, D., Dixit, S., Renberg, I., 2004. Chapter 5. Diatoms as indicators of surface water acidity. In: The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Stoemer, E.F., Smol, J.P. (Eds.). Cambridge University Press, UK, 469 pp.

Britton, L., Averett, R., Ferreira, R., 1977. Management of Urban Lakes. Water in the urban environment. Geological Survey Circular 601-K. U.S. Government Printing Office. 22 pp.

Carlson, R., 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. 22: 361-369.

Carey, C., Ibelings, B., Hoffmann, E., Hamilton, E., Brookes, J., 2012. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. Water Research 46: 1394-1407.

Céréghino, R., Boix, D., Cauchie, H-M., Martens, K., Oertli, B., 2014. The ecological role of ponds in a changing world. Hydrobiologia 723: 1-6.

Comica. CABA. http://www.buenosaires.gob.ar/noticias/ya-se-pueden-disfrutar-las-mejoras-en-el-lago-de-regatas.

Crossetti, L., Becker, V., de Souza Cardoso, L., Ribeiro Rodrigues, L., Silva da Costa, L., da Motta-Marques, D., 2013. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake?. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters 43: 157-163.

Datos Acumar. http://www.bdh.acumar.gov.ar:8081/bdh3/index_contenido.php

Descy, J.-P., Leprieur, F., Pirlot, F., Leporcq, B., VanWichelen, J., Peretyatko, A., Teissier, S., Codd, G., Triest, L., Vyverman, W., Wilmotte, A., 2016. Identifying the factors determining blooms of cyanobacteria in a set of shallow lakes. Ecological Informatics 34: 129-138.

Dignum, M., Matthijs, H., Pel, R., Laanbroek, H., Mur, L., 2005. Chapter 4. Nutrient Limitation of Freshwater Cyanobacteria. Tools to monitor phosphorus limitation at the individual level. In: Harmful Cyanobacteria. Huisman, J., Matthijs, H., Visser, P. (Eds). Springer, The Netherlands, 241 pp.

Ehrenhaus, C., Vigna, M., 2006. Changes in the phytoplankton of Lake Planetario after a restoration process. Darwiniana 44: 319-328.

European Standard, 2005. Water quality-guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique). Ref. No. prEN 15204:2005: E.

Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L., Ector, L., 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. Hydrobiologia 623: 1-35.

Fazio, A., O´Farrell, I., 2005. Phytoplankton and water quality in a shallow lake: a response to secondary salinization (Argentina). Wetlands 25: 531-541.

Gillett, N., Luttenton, M., Steinman, D., 2015. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a Great Lakes drowned river-mouth lake (Mona Lake, USA). Journal of Limnology 74: 453-466.

Gómez, S., Toresani, N., 1998. Región 3: PAMPAS. En: Canevari, P., Blanco, D., Bucher, E., Castro, G., Davidson, I. (Eds.) Los Humedales de la Argentina: clasificación, situación actual, conservación y legislación. Wetlands International, Buenos Aires.

Gómez, N., Licursi, M., 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. Aquatic Ecology 35: 173-181.

Guo, Q., Ma, K., Yang, L., Cai, Q., He, K., 2010. A comparative study of the impact of species composition on a freshwater phytoplankton community using two contrasting biotic indices. Ecological Indicators 10: 296-302.

Hall, R., Smol, J., 2004. Chapter 6. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: The Diatoms: Applications for the Enviromental and Earth Sciences. Stoerner, E., Smol, J. (Eds.). Cambridge University Press, UK, 469 pp.

Hansen, A., Márquez-Pacheco, H., 2012. Procedimiento para evaluar cargas internas de nutrientes en cuerpos de agua. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas 1: 265-275.

Hassall, C., 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. WIREs Water 1: 187-206.

Helbling, W., Banaszak, A., Villafañe, V., 2015. Global change feed-back inhibits cyanobacterial photosynthesis. Scientific Reports. 5: 14514.revisar DOI: 10.103.

Hellström, D., Jeppsson, U., Kärrman, E., 2000. A framework for systems analysis of sustainable urban water management. Environmental Impact Assessment Review 20: 311-321.

Hillebrand, H., Dürselen, C., Kirschtel, D., Pollingher, U., Zohary, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. Journal of Phycology 35: 403-424.

IPCC, 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Equipo principal de redacción, Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (Eds.), Ginebra, Suiza, 157 pp.

Izaguirre, I., Boveda, M., Tell, G., 1986. Dinámica del fitoplancton y características limnológicas en dos estanques de la ciudad de Buenos Aires. PHYSIS-A, Asociación Argentina de Ciencias Naturales, Sec. B 44: 25-38.

Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G., Tell, G., 2012. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. Hydrobiologia 698: 203-216.

Izaguirre, I., Sinistro, R., 2012. Evaluación limnológica general y análisis de las comunidades planctónicas en el lago urbano de Parque Centenario de la Ciudad de Buenos Aires. Recomendaciones para su manejo. Datos no publicados. Informe técnico.

Izaguirre, I., Sánchez, M., Schiaffino, M., O'Farrell, I., Huber, P., Ferrer, N., Zunino, J., Lagomarsino, L., Mancini, M., 2014. Which environmental factors trigger the dominance of phytoplankton species across a moisture gradient of shallow lakes?. Hydrobiologia 752: 47-64.

Kalff, J., 2002. Limnology: Inland Water Ecosystems. Prentice Hall, 592 pp.

Kasprzak, P., Padisák, J., Koschel, R. Krienitz, L., Gervais, F., 2008. Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass?. Limnologica 38: 327-338.

Knoll, A., 2008. Cyanobacteria and Earth History. 1-19. In: The Cyanobacteria. Molecular Biology, Genomics and Evolution. Herrero, A., Flores, E. (Eds). Caister Academic Press, Norfolk, UK, 484 pp.

Koroleff, F., 1983. Simultaneous oxidation of nitrogen and phosphorus compounds by persulfate. 168-169. In: Methods of Seawater Analysis. Grosshoff, K., Eberhodt M., Kremling, K. (Eds.). Verlag Chemie, Wainherimer, Germany.

Kruk, C., Huszar, V., Peeters, E., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M. Reynolds, C.S., Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. Freshwater Biology 55: 614-627.

Kruk, C., Peeters, E., Van Nes, E.H., Huszar, V., Costa, L.S., Scheffer, M., 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. Limnology and Oceanography 56: 110-118.

Kruk, C., Segura, A., Nogueira, L., Carballo, C., Martínez de la Escalera, G., Calliari, D., Ferrari, G., Simoens, M., Cea, J., Alcántara, I., Vico, P., Míguez, D., Piccini, C., 2015. Herramientas para el monitoreo y sistema de alerta de floraciones de cianobacterias nocivas: Río Uruguay y Río de la Plata. Revista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay. INNOTEC. 10: 23-39.

Leftley, J., Bonin, D., Maestrini, S., 1983. Problems in estimating marine phytoplankton growth, productivity and metabolic activity in nature: an overview of methodology. Oceanography and Marine Biology , An Annual Review 21: 23-66.

Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C., Thomas, M., Yoshiyama, K., 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. Hydrobiologia 653: 15-28.

Luque, I., Forchhammer, K., 2008. Nitrogen Assimilation and C/N Balance Sensing. In: The Cyanobacteria. Molecular Biology, Genomics and Evolution. Herrero, A., Flores, E. (Eds.). Caister Academic Press, Norfolk, UK, 484 pp.

Lürling, M., van Oosterhout, F., 2013. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. Water Research 47: 6527-6537.

Lürling, M., Mackay, E., Reitzel, K., Spears, B.M., 2016. Editorial - A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. Water Research 97: 1-10.

Lv, J., Wu, H., Chen, M., 2011. Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. Limnologica 41: 48-56.

Mantzouki, E., Visser, P., Bormans, M., Ibelings, B., 2016. Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes. Aquatic Ecology 50: 333-350.

Margalef, R., 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. Oceanologica Acta 1: 493-509.

Marker, A.F.H., Nusch, A., Rai, H., Riemann, B., 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. Arch fur Hydrobiologie Beihandlung Ergebnisse del Limnologie 14: 91-106.

Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Thuy Duong, T., Tornés, E., Bonet, B., Corcoll, N., Faggiano, L., Laviale, M., Pérès, F., Becares, E., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Fortin, C., Guasch, H., Sabater, S., 2012. Consistency in Diatom Response to Metal-Contaminated Environments. Hdb. Env Chem.19: 117-146.

Moss, B., 2007. The art and science of lake restoration. Hydrobiologia. 581: 15-24.

Mur, L., Skulberg, O., Utkilen, H., 1999. Chapter 2. Cyanobacteria in the environment. In: Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. Chrorus, I., Bartram, J. (Eds.). London, 416 pp.

Murrel, M., Lores, E., 2004. Phytoplankton and zooplankton seasonal dynamics in a subtropical estuary: importance of cyanobacteria. Journal of Plankton Research 26: 371-382.

.

OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lute. Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 164 pp.

Oliver, R., Ganf., G., 2000. Chapter 6. Freshwater blooms. In: The Ecology of Cyanobacteria. Whitton, B., Potts, M. (Eds.), Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 669 pp.

Padisák, J., Crossetti, L., Nasselli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia. 621: 1-19.

Paerl, H., Huisman, J., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. Environmental Microbiology Reports 1: 27-37.

Paerl, H., Hall, N., Calandrino, E., 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. Science of the Total Environment 409: 1739-1745.

Phillips, G., Willby, N., Moss, B., 2016. Submerged macrophyte decline in shallow lakes: What have welearnt in the last forty years?. Aquatic Botany 135: 37-45.

Pittaluga, G., 2014. Informe 77. Ola de calor en la última parte de octubre 2014. Eventos meteorológicos significativos. Departamento de Ciencias de la Atmósfera y de los Océanos. Universidad de Buenos Aires.

Poikane, S., Portielje, R., van den Berg, M., Phillips, G., Brucet, S., Carvalho, L., Mischke, U., Ott, I., Soszka, H., van Wichelen, J., 2014. Defining ecologically relevant water quality targets for lakes in Europe. Journal of Applied Ecology 51: 592-602.

Qiu, D., Wu, Z., Liu, B., Deng, J., Fu, G., He, F., 2001. The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. Ecological Engineering 18: 147-156.

Reynolds, C.S., 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. Holarctic Ecology 3: 141-159.

Reynolds, C.S., 1984. Phytoplankton periodicity: the interaction of form, functional and environmental variability. Freshwater Biology 14: 111-142.

Reynolds, C.S., 1986. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambrigde University Press, Cambridge, 384 pp.

Reynolds, C. S., 1997. Vegetation Processes in the Pelagic: A model for Ecosystem Theory. Excellence in Ecology, Ecology Institute, Oldendorf, 371 pp.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24: 417-428.

Rojo, C., Álvarez- Cobelas, M., 2003. Are there steady-state phytoplankton assemblages in the fields? Hydrobiologia 502: 3-12.

Salmaso, N., Padisák, J., 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). Hydrobiologia 578: 97-112.

Saad, J., Schiaffino, M., Vinocur, A., O'Farrell, I., Tell, G., Izaguirre, I., 2013. Microbial planktonic communities of freshwater environments from Tierra del Fuego: dominant trophic strategies in lakes with contrasting features. Journal of Plankton Research 35 (6): 1220-1233.

Saad, M., El-Karim, A., 2015. Survey to compare phytoplankton functional approaches: How can these approaches assess River Nile water quality in Egypt?. Egyptian Journal of Aquatic Research 41: 247-255.

Scarpati, O., Capriolo, A., 2013. Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, 82: 38-51.

Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B., Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology and Evolution 8: 275-279.

Scheffer, M., 1998. Ecology of Shallow Lakes. Great Britain, Edmundsbury Press Ltd., 357 pp.

Scheffer, M., Jeppesen, E., 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. Ecosystems 10: 1-3.

Sinistro, R., Buitrago, S., Rennella, A., Mamani, A., Izaguirre, I., 2013. Limnological changes in two shallow lakes from an urban reserve throughout a complete hydrological cycle: proposals for restauration and management. International Journal of Environment and Health 6: 381-397.

Smith, V., Tilman, G., Nekola, J., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution 100: 179-196.

Sommer, U., Gliwicz, M., Lampert, W., Duncan, A., 1986. The PEG – model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv für Hydrobiologie 106: 433-471.

Sommer, U., Padisák, J., Reynolds, C. S., Juhász-Nagy, P., 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. Hydrobiologia 249: 1-7.

Søndergaad, M., Jensen, J., Jeppensen, E., 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. The Scientific World 1: 427-442.

ter Braak, C.J.F., Smilauer, P., 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User´s Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, New York.

Timmerman, P., White, R., 1997. Megahydropoiis: coastal cities in the context of global environmental change. Global Environmental Change 3: 205-234.

Toepel, J., Langner, U. Wilhelm, C., 2005. Combination of flow cytometry and single cell absorption spectroscopy to study the phytoplankton structure and to calculate the chl a specific absorption coefficients at the taxon level. Journal of Phycology 41: 1099–1109.

UNESCO, 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Sylvia Bonilla (Ed.). Documento Técnico PHI-LAC, No. 16.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkmnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik, Mitteilungen, Internationale Vereiningung fur Theorestische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.

Vallentyne, J., 1978. Introducción a la Limnología. Los lagos y el hombre. Ed. Omega, Barcelona, 169 pp.

Venrick, E. L., 1978. How Many Cells to Count? Paris, Unesco.

Waajen, G., Faassen, E., Lürling, M., 2014. Eutrophic urban ponds suffer from cyanobacterial blooms: Dutch examples. Environmental Science and Pollution Research 21: 9983–9994.

Waajen, G., van Oosterhout, F., Douglas, G., Lürling, M., 2016. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. Water Research 97: 69-82.

Wang, Z., Li, D., Qin, H., Li, Y., 2012. An integrated method for removal of harmful cyanobacterial blooms in eutrophic lakes. Environmental Pollution 160: 34-41.

Whitton, B., Potts, M., 2000. Chapter 1. Introduction to the Cyanobacteria. In: The Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space. Whitton, B., Potts, M. (Eds.). Kluwer Academic Publishers, 669 pp.

WHO, 2003. Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Volume 1, Coastal and Fresh Waters. World Health Organization, 219 pp.

Wynne, T., Stumpf, R., Tomlinson, M., Fahnenstiel, G., Dyble, J., Schwab, D., Joshi, S., 2013. Evolution of a cyanobacterial bloom forecast system in western Lake Erie: Development and initial evaluation. Journal of Great Lakes Research Supplement 39: 90-99.