

Artículo

Recibido: 30/07/23

Rdo. de evaluación: 28/02/24

Aceptado: 06/03/23

Calidad de agua y fitoplancton del lago del Parque San Martín (Salta, Argentina)

Water quality and phytoplankton of the San Martín Park Lake (Salta, Argentina)

Claudia Nidia Borja

Cátedras Biología y Diversidad de Protistas Autótrofos y Fungi
Calidad de Aguas, Facultad de Ciencias Naturales,
Universidad Nacional de Salta,
Avda. Bolivia 5150. 4400. Salta Capital.
Autor de correspondencia: borja.claudian@gmail.com

Florencia Alvarez Dalinger

CONICET - Cátedras Biología y Diversidad de Protistas Autótrofos y Fungi
Calidad de Aguas, Facultad de Ciencias Naturales,
Universidad Nacional de Salta,
Avda. Bolivia 5150. 4400. Salta Capital.

Verónica Lozano

CONICET - Cátedras Biología y Diversidad de Protistas Autótrofos y Fungi
Calidad de Aguas, Facultad de Ciencias Naturales,
Universidad Nacional de Salta,
Avda. Bolivia 5150. 4400. Salta Capital.

Camila Muñoz

CONICET - Cátedras Biología y Diversidad de Protistas Autótrofos y Fungi
Calidad de Aguas, Facultad de Ciencias Naturales,
Universidad Nacional de Salta,
Avda. Bolivia 5150. 4400. Salta Capital.

Liliana Moraña

Cátedras Biología y Diversidad de Protistas Autótrofos y Fungi
Calidad de Aguas, Facultad de Ciencias Naturales,
Universidad Nacional de Salta,
Avda. Bolivia 5150. 4400. Salta Capital.

RESUMEN

Los lagos urbanos son ecosistemas que contribuyen a incrementar la calidad de vida, y a mitigar el clima urbano, además de permitir actividades educativas, por lo que se consideran de importancia para los habitantes de las ciudades, y el turismo. El lago del Parque San Martín es un estanque artificial que se utiliza con fines recreativos y estéticos. Se alimenta principalmente de agua de un pozo subterráneo y de lluvia. Su superficie es de aproximadamente 1,2 ha y la profundidad varía entre 0,90 y 1,30 m. Con el objetivo de analizar la composición fitoplanctónica, y la calidad física y química del agua del lago, se realizó un muestreo en abril de 2023, en tres sitios a diferentes profundidades. Se determinaron *in situ* transparencia, oxígeno disuelto, temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica, y radiación fotosintéticamente activa. En laboratorio se determinaron turbidez, sólidos, color verdadero, dureza, alcalinidad, DQO y nutrientes. Los recuentos del fitoplancton se realizaron según la metodología de Utermöhl. La transparencia del lago es muy baja y la profundidad de la zona fótica se encuentra entre los 35 a 39 cm. La conductividad eléctrica superó los 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores de color verdadero, pH y alcalinidad se encontraron dentro de los esperados para este tipo de aguas. El agua del lago se clasifica como "semidura". La turbidez varió entre 316 y 869 NTU. La DQO varió entre 63,89 y 480,23 mg/L. La concentración de nitratos y fosfatos alcanzaron máximos de 0,5 mg/L y 0,29 mg/L. No se observó déficit de oxígeno en ningún sitio. La temperatura del agua varió entre los 19,2 a 20,5 °C y no se

evidenció estratificación térmica. El índice de Carlson, basado en la transparencia, indicó un estado eutrófico. Se registraron 11 especies de micro algas fitoplanctónicas; dos *Bacillariophyceae*, dos *Chlorophyta*, cuatro *Euglenoida*, dos *Dinoflagellata* y una *Cryptista*. La abundancia máxima registrada fue de 164.505 céls./mL. El grupo que presentó mayor abundancia relativa fueron los dinoflagelados (90,28%) debido a una floración de *Gymnodinium sp.* Las floraciones de dinoflagelados acompañadas de otras algas indican un avanzado estado de trofia, y junto a la elevada concentración de sólidos suspendidos inorgánicos determinan el deterioro de la calidad del agua del lago.

Palabras clave: lagos urbanos, fitoplancton, calidad del agua

ABSTRACT

Urban lakes contribute to increase the quality of life and mitigate the urban climate, in addition to providing educational activities, which is why they are considered important for city dwellers and the tourism. The San Martin Park Lake is an artificial pond used for recreational and aesthetic purposes. It feeds mainly of groundwater and rainfall. Its surface is approximately 1.2 ha and depth varies between 0.90 and 1.30 m. In order to analyze phytoplankton composition and the physical-chemical water quality, sampling was carried out in April 2023, considering 3 sites at different depths. Transparency, dissolved oxygen, water temperature, pH, electrical conductivity, and photosynthetically active radiation were determined *in situ*. Turbidity, suspended solids, true color, hardness, alkalinity, COD and nutrients were determined in laboratory. The phytoplankton counts were carried out according to the methodology of Utermöhl. Water transparency was very low and the depth of the photic zone range between 35 - 39 cm. The electrical conductivity exceeded 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Values of true color, pH and alkalinity ranged within the expected ones for this type of water. The lake water was "semi-hard". Turbidity ranged from 316 to 869 NTU. The COD varied between 63.89 and 480.23 mg/L. The concentration of nitrates and phosphates reached maximums of 0.5 and 0.29 mg/L. No oxygen deficit was observed in any site. The water temperature varied between 19.2 to 20.5 °C and there was no evidence of thermal stratification. The transparency indicate a eutrophic. 11 species of phytoplanktonic microalgae were recorded; two *Bacillariophyceae*, two *Chlorophyta*, four *Euglenoida*, two *Dinoflagellata* and one *Cryptista*. The maximum abundance was 164,505 cells/mL. The group that presented the greatest relative abundance were dinoflagellates (90.28%), corresponding to a bloom of *Gymnodinium sp.* The presence of blooms of dinoflagellates accompanied by other algae indicates an advanced state of trophic, and together with the high concentration of suspended inorganic solids determine the deterioration of the lake's water quality.

Keywords: urban lakes, phytoplankton, water quality

INTRODUCCIÓN

Numerosas ciudades en el mundo poseen, dentro de su ejido urbano, ambientes acuáticos de origen antrópico, generalmente pequeños y de escasa profundidad (Mancini et al. 2012). Estas lagunas o lagos urbanos se construyeron desde la antigüedad, principalmente con fines estéticos y recreativos (Schuler y Simpson 2001). Estos particulares ecosistemas forman parte de la ecología urbana, contribuyen a incrementar la calidad de vida y a mitigar el clima urbano, además de permitir el desarrollo de actividades educacionales y recreativas, por lo que se consideran de importancia para los habitantes de las ciudades, y el turismo (Rodríguez-Flórez et al. 2019).

Desde el punto de vista funcional, los lagos urbanos son relativamente diferentes al resto de los sistemas acuáticos lénticos, sin embargo, debido a su ubicación y sus características morfométricas como su reducida extensión, escasa profundidad y sus cuencas impermeabilizadas por pavimento, calles y edificaciones (Vignatti et al. 2018), son más vulnerables a la acción humana (Mancini et al. 2012), lo que muchas veces resulta en la colmatación del cuenco por sedimentos, eutrofización y contaminación por bacterias patógenas o sustancias que pueden amenazar las comunidades que los habitan y la salud humana (Vignatti et al. 2018). También es frecuente que se produzcan floraciones de algunas especies del fitoplancton (Waajen et al. 2014), confiriendo al agua muchas de las características consideradas negativas por el público, tales como la presencia de olores y colores desagradables (Quirós 2007).

Debido a esta tendencia a eutrofizarse, una de las principales preocupaciones vinculadas al manejo de los lagos urbanos es asegurar la calidad del agua para los usos a los que es sometido el ecosistema, por lo que el análisis de la composición y la biomasa de la comunidad fitoplanctónica es clave en un contexto de gestión y monitoreo ambiental (Guo et al. 2010).

El Parque San Martín de la ciudad de Salta fue inaugurado el 19 de abril de 1905 y en él existe un lago artificial cuya construcción, durante el periodo 1936-1940, tuvo fines recreativos y de esparcimiento. Entre los problemas señalados para este lago urbano se encuentra la presencia de residuos en el agua, lo que se intensifica los fines de semana, cuando existe mayor afluencia de personas y la frecuente ocurrencia de floraciones de algunas especies del fitoplancton.

A la actualidad este sistema acuático no ha sido objeto de estudios limnológicos, por lo que el objetivo del presente estudio es analizar la calidad física y química de sus aguas y la composición del fitoplancton a los efectos de conocer su funcionamiento y poder proveer de la información necesaria para su manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El lago del Parque San Martín, es un ambiente léntico artificial, cuyo ingreso de agua está dado por un pozo de agua subterránea y eventualmente de las precipitaciones y el egreso de agua por un pequeño canal de rebalse. Tiene un perímetro aproximado de 570 m y una superficie de 1,2 ha., su forma es irregular, con dos sectores definidos y conectados por un puente. El sector más pequeño tiene una profundidad media de 0,90 m mientras que el sector más grande posee una profundidad entre 1,20 a 1,40 m. La zona en la que se encuentra emplazado este pequeño lago presenta un clima subtropical serrano con régimen de precipitaciones estivales, el 85% de las cuales ocurren entre los meses de noviembre a marzo y la estación seca se produce en invierno, entre mayo y setiembre.

Trabajo de campo y laboratorio

En abril de 2023 se tomaron muestras de agua en tres sitios del lago (Figura 1) a distintas profundidades. Se realizaron mediciones *sin situ* de: oxígeno disuelto (expresado en mg/L y % de saturación) con oxímetro HACH, transparencia del agua, mediante la profundidad de lectura del disco de Secchi (DS), temperatura del agua (°C), pH y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) con una sonda multiparamétrica digital Oakton PC 450. Además, en cada uno de los sitios de muestreo se realizaron perfiles verticales de la radiación fotosintéticamente activa (PAR), en sub-superficie (SS) y hasta la profundidad de 0,80 metros en intervalos de 20 cm, utilizando un radiómetro con sensor cuántico subacuático LI-COR LI-250. En laboratorio se determinaron: turbidez (UNT= Unidades Nefelométricas de Turbidez) con un turbidímetro portátil marca HACH, sólidos totales (ST en mg/L) mediante la determinación del residuo sólido a 103°C, sólidos suspendidos (mg/L) con espectrofotómetro DR5000, sólidos disueltos (mg/L) por diferencia entre los sólidos totales y los suspendidos, color verdadero (unidad Pt-Co), dureza total, alcalinidad total (mg CaCO_3/L), nutrientes representados por las formas inorgánicas solubles de nitrógeno: nitratos, amonio, nitritos y fosfatos (en mg/L) (APHA, 2005).

Para el análisis del fitoplancton, muestras fijadas con lugol al 4% fueron contadas mediante sedimentación, con un microscopio invertido Zeiss (modelo Axiovert 40 CFL) (Utermöhl 1958). Se contó un número de campos que permitió obtener al menos 300 individuos de la especie más frecuente. Los datos se expresaron como la densidad en células por mililitro.

La condición trófica del cuerpo de agua se calculó mediante la aplicación del Índice de Estado Trófico (TSI) (Carlson 1977), utilizando los valores medios de

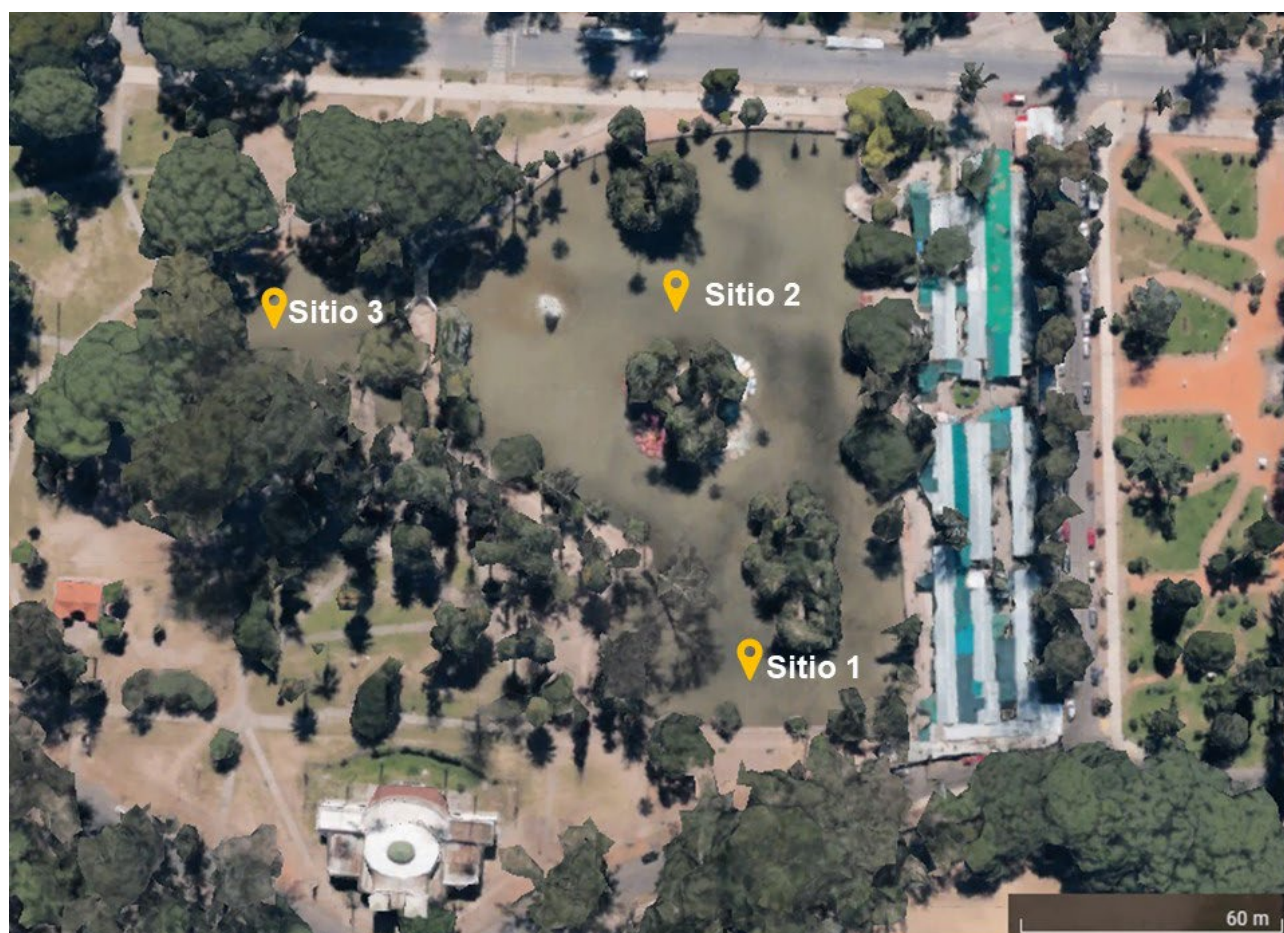


Figura 2: Perfiles de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) a distintas profundidades en la columna de agua en los tres sitios de estudio

la profundidad de visión del disco de Secchi (DS).

El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo utilizando el programa InfoStat versión 2008 (Di Rienzo et al. 2008). Se utilizó el análisis de correlación de Pearson para evaluar la relación entre las variables biológicas y las físicas y químicas. A efectos

de describir la relación de un conjunto de observaciones en términos de un conjunto de variables no correlacionadas, se utilizó el análisis de componentes principales para las variables físicas y químicas, por un lado y para las abundancias fitoplanctónicas por otro.

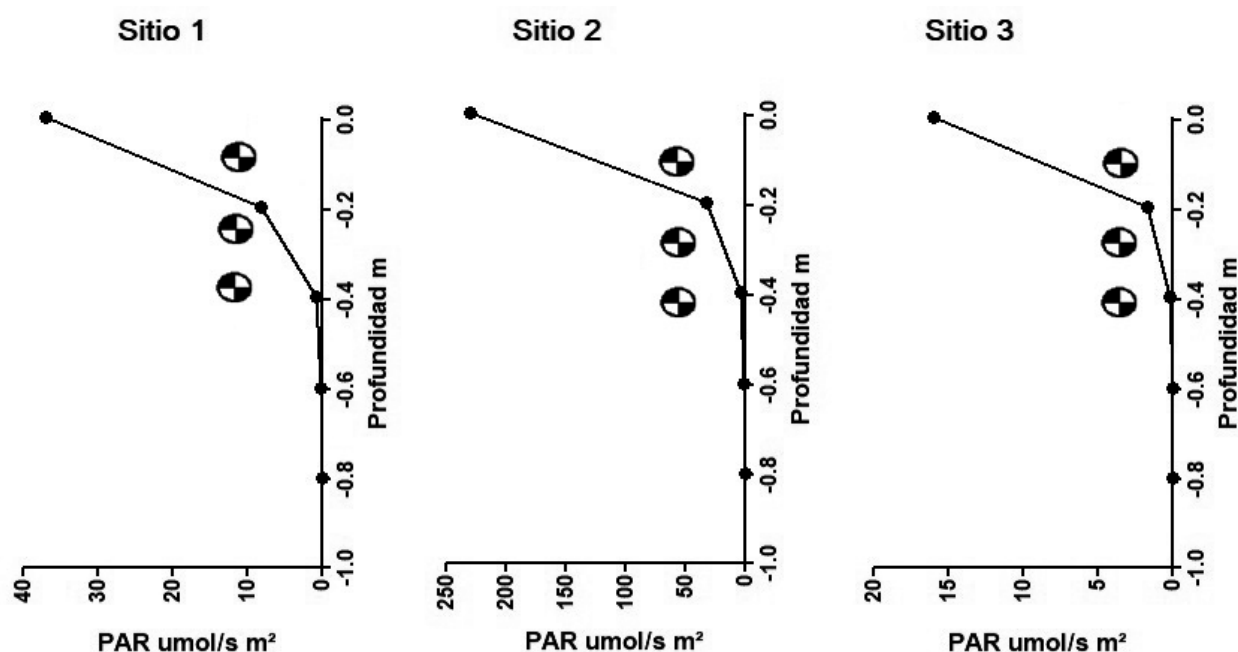


Figura 2: Perfiles de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) a distintas profundidades en la columna de agua en los tres sitios de estudio

RESULTADOS

Parámetros físicos y químicos

La transparencia fue muy baja y similar en los tres sitios de estudio, 13 cm en el sitio 1 y 14 cm en los sitios 2 y 3.

Los perfiles verticales de radiación fotosintéticamente activa (PAR) mostraron que la profundidad de la zona fótica se encuentra entre los 35 a 39 cm dependiendo del sitio de muestreo (Figura 2).

La intensidad de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) varió entre los sitios muestreados. El sitio 2 registró el máximo valor ($230 \mu\text{mol/s m}^2$) en SS, mientras que el menor valor se presentó en el sitio 3 ($15,94 \mu\text{mol/s m}^2$) y el sitio 1 presentó un valor intermedio de $37 \mu\text{mol/s m}^2$. A la profundidad de 3DS, los valores de radiación fueron de $0,8 \mu\text{mol/s m}^2$, $3,44 \mu\text{mol/s m}^2$ y $0,12 \mu\text{mol/s m}^2$ en los sitios 1, 2 y 3 respectivamente. Se estima que a la profundidad de 3DS llega entre un 1 a 1,5 % de la luz incidente, afirmación que pudo ser corroborada solamente para el sitio 2.

La mayor turbiedad se encontró en la muestra tomada a mayor profundidad en el sitio 2 (869 NTU). En el sitio 3 el mayor registro (585 NTU) se obtuvo en la muestra de agua tomada en SS donde se observó una mancha de aspecto aceitoso de color marrón rojizo, en el sitio 1 la turbidez registrada en SS fue la menor (316 NTU).

El rango de variación del color verdadero fue reducido (8 a 17 u Pt-Co), coincidente con lo esperado en aguas naturales.

La alcalinidad presentó poca variación entre todas las muestras estudiadas y su rango fue desde 242,5

$\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en el sitio 1 hasta $256,1 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ en el sitio 3.

Los valores de pH presentaron un rango de variación entre los 7,62 a 8,35 (sitio 3 y 2 respectivamente) siendo las aguas siempre alcalinas. En todos los casos, los valores se encontraron dentro del rango permitido para protección de la vida acuática (6,5 a 8,5).

La dureza del agua varió entre 204,1 y $256,1 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$. Según la escala Merck, todas las muestras se clasificaron como "de aguas semiduras".

La temperatura del agua, varió entre los 19,2 a $20,5^\circ \text{C}$. Aunque se observó una leve disminución de la misma a medida que aumentó la profundidad de medición, no llegó a determinarse estratificación térmica al momento del muestreo (Figura 3).

No se observó déficit de oxígeno ni en SS ni hasta los 80 cm de profundidad. Los perfiles de oxígeno disuelto de cada sitio (Figura 3), mostraron que las mayores concentraciones ocurren en SS y a 20 cm de profundidad. El sitio 2 registró $6,69 \text{ mg O}_2/\text{L}$ en SS, manteniéndose más o menos constante hasta 1,0 m, desde donde decayó abruptamente hasta casi la anoxia ($0,15 \text{ mg O}_2/\text{L}$) a los 1,4 m. El sitio 3 registró $8,50 \text{ mg O}_2/\text{L}$, equivalentes a 113,40% de saturación, en la zona de SS correspondiente a la mancha marrón rojiza producida por la floración de dinoflagelados.

Los sólidos totales disueltos tuvieron una pequeña variación entre las muestras, la mayor concentración se dio en el sitio 3 (309 mg/L) mientras que la menor ocurrió en el sitio 1 (282 mg/L). La conductividad eléctrica varió de 519,4 a $584,3 \mu\text{S/cm}$.

Los mayores valores de sólidos suspendidos se midieron en la muestra recolectada en SS en la mancha de aspecto aceitoso del sitio 3 (559 mg/L), segui-

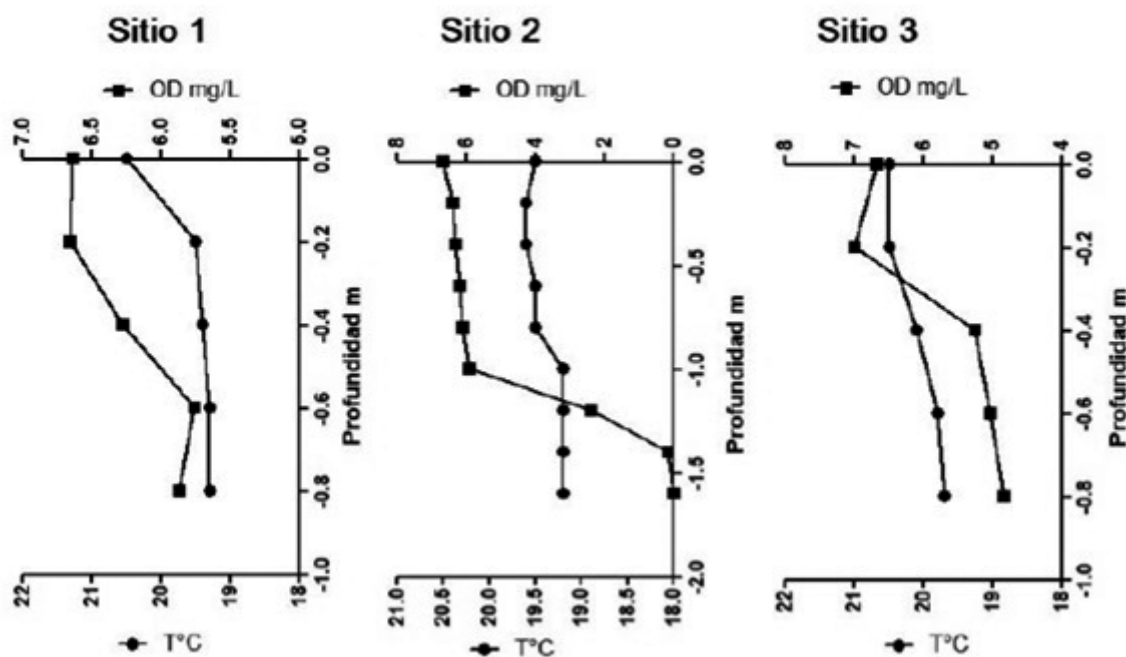


Figura 3: Perfiles de temperatura y de concentraciones de oxígeno disuelto a distintas profundidades en la columna de agua de los tres sitios de estudio

dos por la muestra tomada a la mayor profundidad del sitio 2 (456 mg/L). Estas dos muestras presentaron contenidos de sólidos de diferente origen, de tipo orgánico e inorgánico.

Los registros de DQO variaron de 63,89 mg/L en el Sitio 1 en SS a un valor máximo de 480,26 mg/L en la zona del Sitio 3 en SS donde se registró una floración de *Gymnodinium* sp.

Las concentraciones de fosfatos presentes en las muestras variaron desde los 0,10 mg/L a 0,29 mg/L en las muestras del sitio 2 tomadas en SS y en profundidad respectivamente. Los registros de NO_2 oscilaron entre 0,005 a 0,021 mg/L, en las muestras de los sitios 2 y 1, respectivamente. Los niveles de nitratos variaron entre 0,3 a 0,5 mg/L y el amonio (NH_4) entre 0,33 y 0,68 mg/L, en muestras de los sitios 2 y 3 respectivamente.

El análisis de componentes principales, realizado considerando los datos de pH, conductividad, turbidez, PAR, DQO, nitratos y fosfatos, permitió reducir estas siete variables a dos componentes que explicaron el 88 % de la variación total. Hacia la región positiva del primer componente se ubicaron las muestras tomadas en el Sitio 3, tanto en SS como en profundidad (F), caracterizadas por mayores concentraciones de nitratos, DQO y conductividad, y menores valores de pH. Hacia la región negativa se ubicaron las muestras recolectadas en los sitios 1 y 2. El segundo componente diferenció la profundidad de extracción de las muestras, hacia la región positiva se encontraron las muestras extraídas a mayor profundidad, caracterizadas por mayores valores de turbidez y de fosfatos, y hacia la región negativa se ubicaron las muestras tomadas en SS con mayores registros de PAR (radiación fotosintéticamente activa)(Figura 4).

Tabla 1: Especies de algas registradas en el lago del Parque San Martín

Bacillariophyceae
<i>Surirella</i> sp.
Diatomea sin identificar
Chlorophyta
<i>Scenedesmus spinosus</i> Chodat
<i>Pediastrum</i> sp.
Euglenoida
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann
<i>Euglena polymorpha</i> P.A.Dangeard
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda
<i>Phacus</i> sp.
Dinoflagellata
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin
<i>Gymnodinium</i> sp.
Cryptista
<i>Cryptomonas</i> sp.

Fitoplancton

Se registraron un total de 11 especies, de las cuales dos pertenecieron a *Bacillariophyceae*, dos a *Chlorophyta*, cuatro a *Euglenoida*, dos a *Dinoflagellata* y una a *Cryptista* (Clase *Cryptophyceae*) (Tabla 1).

La abundancia relativa evidenció una marcada superioridad de *Dinoflagellata* (90,28%), reflejada por la relación positiva y significativa con la densidad total del fitoplancton ($r_s = 0,86$; $p < 0,05$). Fueron seguidas por *Euglenoida* (6,31%), *Chlorophyta* y *Cryptophyceae*, que contribuyeron con un 2,01% y 1,3% respectivamente. Por último y escasamente representadas,

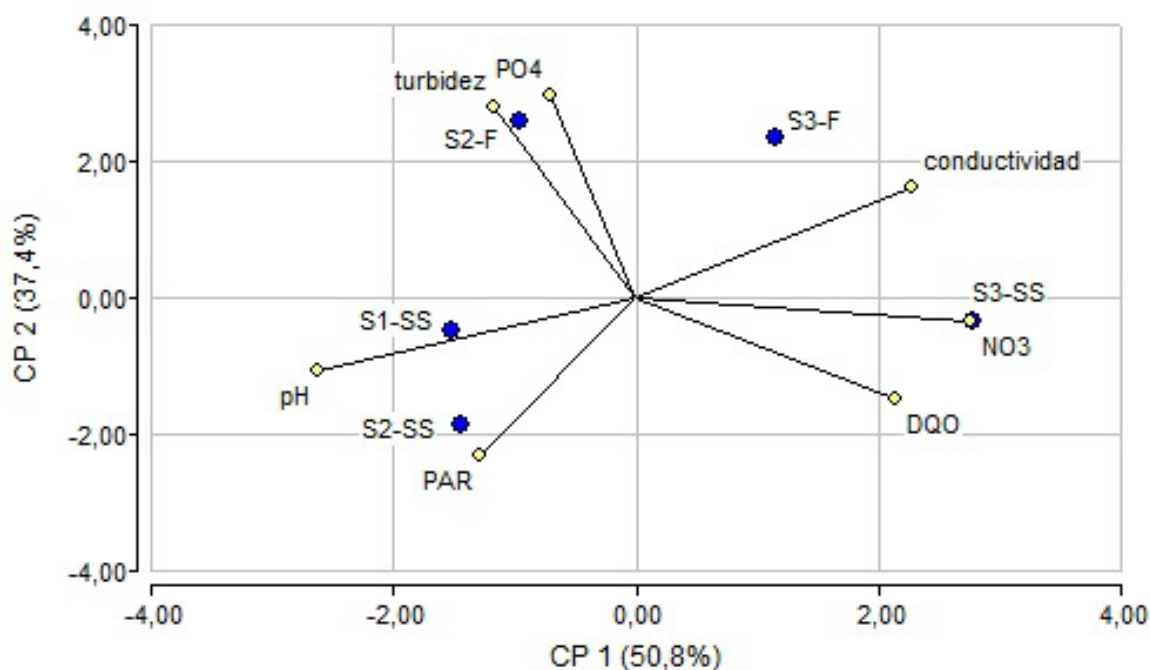


Figura 4: PCA según variables físicas y químicas del lago del Parque San Martín

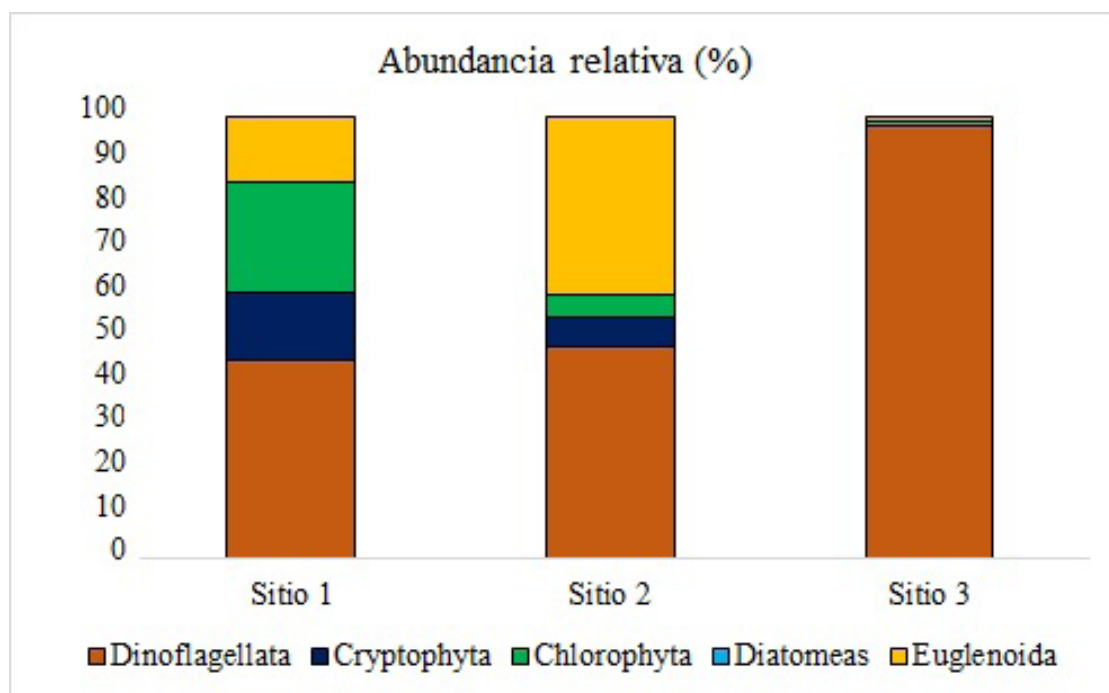


Figura 5: Contribución porcentual de los grupos algales a la biomasa del lago del parque San Martín

se encontraron las *Bacillariophyceae* con un 0,09% (Figura 5). La mayor densidad algal se registró en una de las muestra sobtenidas en lasuperficie del aguadel sitio 3 (164.505 cél./mL), correspondiente a la floración de dinoflagelados del género *Gymnodinium* (Figura 6), en una zona de aguas más tranquilas y de menor luminosidad, próximas a la orilla arbolada. LaDivisión *Euglenoida* estuvo mejor representada en el sitio 2, en SS donde se observaron altas densidades de *Lepocinclis ovum* (8890 cél./mL) acompañada por *Euglena polymorpha* (310 cél./mL) y *Phacus* sp (155 cél./mL) (Figura 7).

La comparación de las abundancias promedio de las muestras extraídas en SS versus las extraídas a mayor profundidad (F), mostró que las densidades fueron mayores en SS para el fitoplancton total (SS=8370; F=1677; T = 4,61, $p < 0,05$); *Chlorophyta* (SS=1291; F= 77; T= 6,87, $p < 0,05$) y *Euglenoida* (SS=853; F= 388; T = 5,14, $p < 0,05$). Se observó una correlación positiva entre el fitoplancton total con la concentración de bicarbonatos ($r = 0,84$; $p < 0,05$) y la DQO ($r = 0,99$; $p < 0,05$), igual relación se observó en *Dinoflagellata* (bicarbonatos $r = 0,85$; $p < 0,05$ y DQO $r = 0,98$; $p < 0,05$), y de *Chlorophyta* con la concentración de amonio ($r = 0,80$; $p < 0,05$).

El análisis de componentes principales, considerando los datos de abundancias del fitoplancton total y de los cinco grupos de algas, permitió reducir las seis variables a dos componentes que explicaron el 86% de la variación total. Hacia la región negativa del primer componente se ubicaron las muestras tomadas a mayor profundidad (F=fondo), caracterizadas por muy bajas abundancias fitoplanctónicas, aunque comparativamente poseen las mayores densidades de diatomeas en relación a las muestras tomadas en SS.

Hacia la región positiva del primer componente, se ubicaron las muestras tomadas en SS que presentaron las mayores abundancias del fitoplancton, en particular la abundancia en el sitio 3 estuvo fuertemente asociada a las elevadas concentraciones de *Dinoflagellata* (*Gymnodinium* sp) (Figura 8).



Figura 6: Floración de *Gymnodinium* sp.



Figura 7: Euglenoides observadas en muestras de agua del lago del Parque San Martín. A *Lepocinclis ovum*, B *Euglena oxyuris* y C *Phacus* sp.

DISCUSIÓN

El lago del parque San Martín se caracteriza por su escasa profundidad, baja transparencia y el desarrollo de microalgas fitoplanctónicas, características que permiten clasificarlo como un cuerpo de agua somero y productivo (Quirós 2007). Los resultados del Índice de estado trófico basado en la transparencia, indicaron que el lago se encuentra en estado de eutrofia.

La baja transparencia estuvo originada por la elevada concentración de sólidos suspendidos inorgánicos y orgánicos, resultado éstos últimos del incremento de la biomasa algal, especialmente aportada por la floración del dinoflagelado *Gymnodinium* sp. Coincidiendo con ello, el elevado valor de DQO en el sitio 3 fue, probablemente, el resultado de la materia orgánica aportada por las células de estos dinoflagelados.

En la mayor parte de nuestro país, los lagos y lagunas someras están caracterizados por asociaciones florísticas correspondientes a Chlorophyceae-Bacillariophyceae o Chlorophyceae-Cyanobacteria, mientras que la dominancia de dinoflagelados está esca-

samente reportada (Novoa et al. 2006, 2011; Olivera 2015; Polla et al. 2016; Leyes et al. 2018; Resia 2019). Las floraciones de dinoflagelados constituyen las “mareas rojas”, cuya ocurrencia ha sido registrada en diferentes cuerpos de agua lénticos profundos de la provincia de Salta (Smolko et al. 2007; Borja et al. 2021), que llegaron a provocar la mortandad de peces en embalses como El Tunal y Cabra Corral (Salusso y Moraña 2014).

Los lagos urbanos tienden a una rápida eutrofización y pueden desarrollar floraciones fitoplanctónicas en el período estival (Rodríguez-Flórez, 2019) debido al ingreso de nutrientes desde diferentes fuentes, desagües pluviales, escorrentía de las precipitaciones, excremento de las aves y diversas actividades humanas desarrolladas en el perímetro (Polla et al. 2016).

La baja diversidad del fitoplancton del lago del parque San Martín podría atribuirse al estado eutrófico de sus aguas que solo permitiría el desarrollo de microalgas tolerantes a tal condición aunque debe considerarse que este estudio se basa en un único muestreo a principios de otoño, por lo que no contempla la variación que podría tener la riqueza a lo largo de un ciclo anual completo.

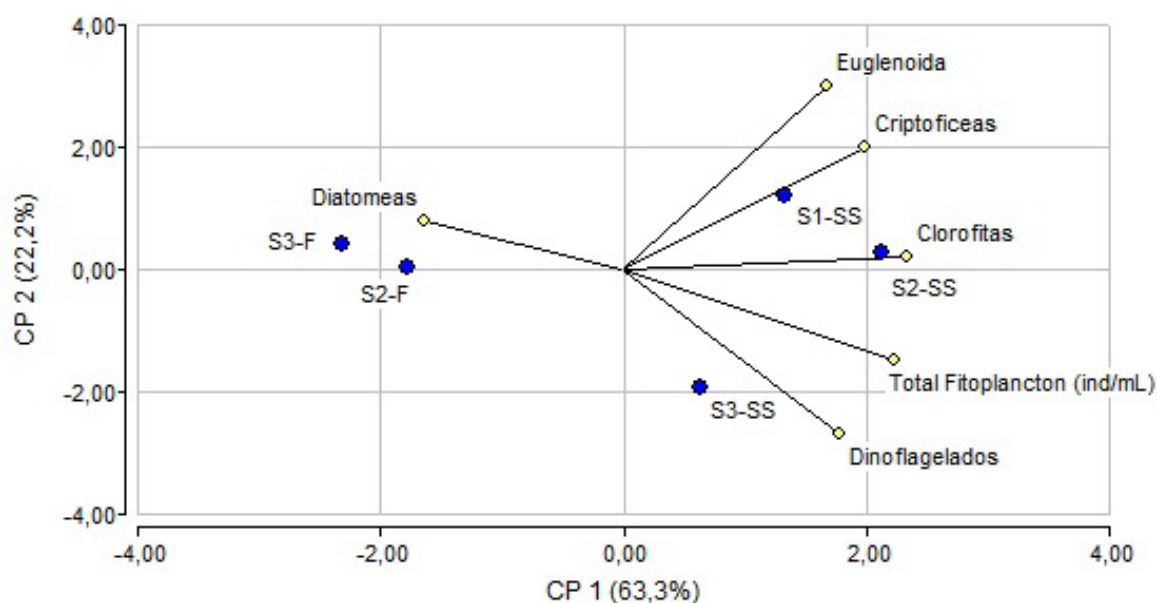


Figura 8 PCA según grupos de algas del fitoplancton del lago del parque San Martín

El presente constituye el primer estudio del lago del parque San Martín que integra el estudio del fitoplancton con la determinación de parámetros físicos y químicos, permitiendo realizar una evaluación del estado actual del cuerpo de agua. Dada la importancia de este lago como espacio público y recreativo y las observaciones de una marcada heterogeneidad en la composición del fitoplancton entre sitios de estudio, junto a la floración de dinoflagelados que podría considerarse como un evento atípico, requieren continuar con estudios que permitan profundizar el conocimiento limnológico y del fitoplancton para el planteamiento de propuestas de manejo que contribuyan a mejorar su calidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21a ed. Washington: APHA. Standard Methods 10200H.
- Borja, C.N.; Salusso, M. M. & Moraña, L. 2021. Dinámica del fitoplancton en reservorios del noroeste argentino (Salta). *IJIAS International Journal of Innovation and Applied Studies* 58(1): 1-7.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2): 361-369.
- DiRienzo, J.A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada, & C. W. Robledo. 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- 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.
- Leyes, C.; Falco, C.; & Daga, C. 2018. Aporte al conocimiento de la ficoflora del lago del Parque Sarmiento (Córdoba, Argentina). *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 5(1): 45-50.
- Mancini, M.; Crichigno, S.; Ortiz, M. & Haro, J. 2012. Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del lago Villa Dálcar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática* 27:175-189.
- Municipalidad de Salta. 2023. Consultado en: <https://prensa.municipalidadesalta.gob.ar/se-inspecciono-el-lago-del-parque-y-no-presenta-contaminacion/>. Noviembre de 2023.
- Novoa, M. D.; Luque, M. E.; Lombardo, D. & Martínez de Fabricius, A. L. 2006. Estudio Ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 41 (3-4): 203 - 231.
- Novoa, M.; Martínez de Fabricius, A. L.; Luque, M. E. & Lombardo, D. 2011. Distribución temporal del fitoplancton en un lago urbano del centro de Argentina (Río Cuarto, Córdoba). *Biológicas* 13(2): 1-14.
- Olivera, L. 2015. Estudio de la biodiversidad algal y determinación de calidad de agua y estado trófico en la laguna EA. Ansín, provincia de la Pampa (Argentina). Tesina para obtener el grado académico de Licenciada en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de la Pampa. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales 66p.
- Polla, W. M.; Bainotti, M. F. & Novoa, M. D. 2016. Estudio Ficológico y Bacteriológico de una laguna urbana de uso recreativo (Santa Fe, Argentina). *Natura Neotropicalis* 47-1.
- Quirós, R. 2007. Manejo y recuperación de lagos urbanos. Documento N 6. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 16 p.
- Resia, R. E. 2019. Distribución espacio temporal del fitoplancton de una laguna antropizada: la Arocena (la Pampa, Argentina). Tesina para obtener el grado académico de Licenciada en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de la Pampa. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales 59p.
- Rodríguez-Flórez, C. N.; Vinocur, A. & Izaguirre, I. 2019. Dinámica del fitoplancton en tres lagos urbanos con diferentes estrategias de manejo: Análisis de floraciones estivales. *Ecología Austral* 29:07-093.
- Salusso, M.M. & Moraña, L. B. 2014. Fitoplancton de embalses subtropicales del noroeste argentino. *Gestión y Ambiente* 17(1): 209-222.
- Smolko, L.C.; Salusso, M. M. & Moraña, L. B. 2007. Estudio limnológico del embalse Campo Alegre (Provincia de Salta, Argentina): diez años después. Congreso Internacional sobre Desarrollo, Medio Ambiente y Recursos Naturales: Sostenibilidad a Múltiples Niveles y Escalas. Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia. II: 1212-1219.
- Schuler, T. & Simpson, J. 2001. Introduction: Why urban lakes are different. *Urban Lake Management. Watershed Protection Techniques* 3:747-750.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Ver vollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie*, 9, 39 p.
- Vignatti, A. M.; Echaniz, S. A.; Cabrera, G. C.; Mancini, M. & Salinas, V. 2018. Dinámica estacional del zooplancton y su relación con los factores ambientales en el lago urbano Dálcar (Córdoba, Argentina). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 20(2):297-309.
- Waajen, G.; Faassen, E. & Lürling, M. 2014. Eutrophic urban ponds suffer from cyanobacterial blooms: Dutch examples. *Environmental Science and Pollution Research* 21:9983-9994.

