



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Departamento de Ecología, Genética y
Evolución

**Eutrofización en lagunas pampeanas, el caso de la Laguna
de Lobos, el fósforo como modulador de un estado de
equilibrio no deseado y las posibilidades de revertir el
proceso**

Tesis presentada para optar al Título de Doctora de la Universidad de Buenos
Aires, área Cs. Biológicas

Lic. María Luz Padulles

Director de Tesis: Dr. Adonis Giorgi

Directora Adjunta de Tesis: Dra. Ana Torremorell

Consejera de Estudios: Dra. Haydée Pizarro

Lugar de trabajo: Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable, UNLu-CONICET-CIC

Buenos Aires, 12/07/2023

Resumen: Esta tesis estudia el funcionamiento de las lagunas pampeanas sometidas a procesos de eutrofización, usando como caso de estudio la laguna de Lobos, laguna turbia orgánica perteneciente a la cuenca del Río Salado. Analizamos ingresos y egresos de nutrientes, metabolismo (procesos de producción y respiración) y parámetros físicos, químicos y biológicos durante 21 meses. Estimamos ingresos difusos por escorrentía superficial de agua de lluvia. Con esa información analizamos cuáles son las fuentes difusas y directas de fósforo. También realizamos experimentos con microcosmos simulando distintas concentraciones de fósforo en la columna de agua, aplicamos distintos tratamientos con macrófitas acuáticas y Ca(OH)_2 para evaluar su capacidad de extraer o reducir su concentración.

Observamos niveles de hipereutrofia. El metabolismo fue mayormente positivo, indicando autotrofia predominante. En el fitoplancton dominaron las cianobacterias filamentosas.

El balance de nutrientes indica que la laguna funciona como sumidero en la mayoría del tiempo estudiado. Concluimos que acumula el fósforo que recibe de su principal afluente y dicha acumulación favorece floraciones algales, principalmente cianobacterias, haciendo que el sistema tenga alta producción pero también alto consumo. Consideramos algunos aspectos que podrían contribuir a una mayor estabilidad de la laguna, logrando tanto una conservación y un aprovechamiento adecuado de sus recursos.

Palabras clave: Metabolismo, fósforo, laguna pampeana, flujo de nutrientes

Eutrophication of pampean shallow lakes, Laguna de Lobos case study, phosphorus as a modulator of an undesired equilibrium state, and the possibilities of reversing the process

Abstract: In this thesis we study pampeans shallow lakes functioning subjected to eutrophication processes. We use Laguna de Lobos shallow lake as a case study, this is a turbid organic water body located in Rio Salado basin. We Analyze nutrients input and output, metabolism (production and respiration process) and physics, chemistry and biological parameters during 21 months. We estimate diffuse income from surface runoff of rainwater. With this data we analyzed diffuse and direct sources of phosphorus. Furthermore carry out experiments with microcosms simulating different concentrations of phosphorus (P) in the water column, we apply different treatments with macrophytes plants and $\text{Ca}(\text{OH})_2$ to evaluate their ability to extract or reduce P concentration.

We observed hypetrophic conditions. The metabolism was predominantly positive, therefore indicates autotrophia. In the phytoplankton the filamentous cyanobacteria are dominant.

Nutrient balance indicate that the shallow lake functions as a sink in most of the time studied. We conclude this shallow lake accumulate P, their comes from their principal affluent and their accumulation promotes algal blooms, principally cyanobacteria. This promote that the system has a high level of production and a high level of respiration too. We consider some aspects that can contribute to the stability of shallow lakes, achieve get of both conservation and adequate use of their resources.

Keywords: Metabolism, Phosphorus, pampean shallow lakes, nutrient flux

ÍNDICE

Capítulo 1 - Introducción	9
1.1 Llanura pampeana.....	10
1.2 Lagunas pampeanas	11
1.3 Actividades productivas en la llanura pampeana	13
1.4 El fósforo y su relación con el aumento de lagunas en estado turbio	15
1.5 ¿Qué pasa en las lagunas pampeanas?	16
1.6 El rol de las lagunas pampeanas en el ciclo del carbono	18
1.7 Hipótesis.....	19
1.8 Objetivos	20
Capítulo 2 - Materiales y Métodos	22
2.1 Introducción	23
2.2 Área de Estudio	23
2.2.B Geomorfología de la laguna	25
2.2.C Utilización de los suelos en el partido de Lobos.....	25
2.2.D Sitios de muestreo	26
2.2.E Arroyo Salgado	34
2.3 Metodología de Muestreo	36
2.3.A Muestreo preliminar	36
2.3.B Muestreo mensual	36
2.4 Determinaciones Físicas y Químicas	37
2.5 Determinaciones Biológicas	40
2.6 Determinaciones realizadas sobre el sedimento	42
2.6.A Granulometría.....	42
2.6.B Fósforo lábil.....	43
2.6.C Fósforo total	43
Capítulo 3 - Dinámica de una Laguna pampeana, Laguna de Lobos	44
3.1 Introducción	45
3.2 Materiales y Métodos	45
3.2.A Muestreo.....	45
3.2.B Índice de estado trófico (TSI).....	46

3.3 Resultados	47
3.3.A Variables Físicas	47
3.3.B Nutrientes.....	49
3.3.C Parámetros Biológicos	51
3.4 Discusión de los Resultados	56
Capítulo 4 – Metabolismo Abierto de la Laguna de Lobos	62
4.1 Introducción	63
4.2 Materiales y Métodos	65
4.2.A Diseño de Muestreo	65
4.2.B Estimación del Metabolismo	66
4.3 Resultados	69
3.3.A Muestreo Preliminar	69
3.3.B Muestreo Principal	71
4.4 Análisis de los Resultados	75
Capítulo 5 - Flujo de Nutrientes	80
5.1 Introducción	81
5.2 Metodología	82
5.2.A Ingreso por afluentes superficiales (Cargas)	82
5.2.B Ingresos difusos por escorrentía superficial de agua de lluvia	84
5.2.C Ingresos desde la freática	89
5.3 Resultados	89
5.3.A Concentración de nutrientes.....	89
5.3.B Carga de nutrientes	93
5.3.C Ingresos difusos por escorrentía superficial de agua de precipitaciones	97
5.3.D Arroyo Salgado	99
5.3.E Pozos aledaños a la Laguna	102
5.4 Discusión	103
Capítulo 6 – Experimentos	105
6.1 Introducción	106
6.2 Materiales y métodos	107
6.2.A Experimento 1	108
6.2.B Experimento 2	109

6.2.C Experimento 3	109
6.2.D Experimento 4	110
6.3 Resultados	110
6.4 Discusión	114
Discusión y Conclusiones	117
Discusión	118
Conclusiones	123
Consideraciones finales	124
Recomendaciones a la gestión	124
Bibliografía	126

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar le agradezco a mi director Adonis Giorgi y a mi directora Ana Torremorell, junto a su gran sabiduría, compañía y extensas jornadas de trabajo aprendí todo lo que apliqué en esta tesis, pero más importante me enseñaron a trabajar con amor a nuestra profesión y con buen trato, bienes que escasean en estos días.

A mi consejera de estudio Haydeé Pizarro, por responder mis consultas y brindarme sus consejos.

También quiero agradecerles a todas las personas que me ayudaron con su cuerpo y su tiempo en el desarrollo de esta tesis, a Eduardo Zunino (Queto) por poner el cuerpo en cada muestreo y por su gran habilidad en la producción de dispositivos de muestreo y trabajo en laboratorio. A Caro Rodriguez Castro y Marina Tagliaferro que me acompañaron en algún que otro muestreo pero también me enseñaron técnicas de trabajo. A Laura Rigacchi que también me enseñó a trabajar en el laboratorio y a odiar la columna de Cadmio. A Claudia Feijoó y a Virginia Bonvecchi que me prestaron sus equipos para poder realizar los muestreos a campo. A la gente del labo de Limnología de la UBA y del Taller de Aguas que me prestaron sus equipos para realizar análisis de muestras. A la gente del Laboratorio Central de la UNLu, que me ayudaron en todo lo que les fue posible con la mejor predisposición gracias a las Belens, a los Emis, a Sol, a Raúl y a Esteban.

A Virginia Pozzobón por su colaboración permanente y a quienes formaron el CIALL en su momento, Paula, Damián y Belena. A la gente del Club de Pesca Laguna de Lobos y del Camping Bahía de los Lobos que me brindaron sus instalaciones para muestrear y dejar los equipos de medición sanos y salvos. A María Luz, su hijo Pablo, ex compa de facultad y a Mario que me abrieron las puertas de sus campos para realizar los experimentos.

A mis compañeros de trabajo del PEPHon, con quienes compartimos proyectos, muestreos, horas de oficina, charlas, seminarios, me ayudaron con mis mil dudas y

consultas, a Caro Vilchez, que siempre tiene una respuesta mezclada con anécdota para todo y a Seba, Nico, Dami y Coni.

Al CONICET que me permitió realizar mi proyecto financiando mi salario (aunque le digan estipendio) con una beca interna doctoral. A la Universidad Nacional de Luján y al INEDES por permitirme trabajar en sus instalaciones, a la Universidad de Buenos Aires por que nuevamente me brindó formación de calidad, pública y gratuita. Y a todos los docentes de esa casa de estudio. Y a Graciela, de la oficina de posgrado, siempre dispuesta a resolver nuestras dudas con una gran dedicación y buen trato.

A la International Society of Limnology por el premio Tonolli, financiamiento que me permitió concluir esta tesis.

También quiero agradecer todas las personas que fui conociendo desde que comencé mi temporada en la UNLu, las chicas del BED con quienes tratamos de organizarnos en lo laboral para mejorar nuestras condiciones de trabajo, pero también por las largas jornadas de divertidos planes, lo que me ayudó muchísimo en este último tramo: Juli Anselmo, Ceci Hegoburu, Lau Messetta y Emi Zelaya.

También hay muchas personas que formaron parte de este recorrido, Ale Valverde, que estuvo desde el primer día hasta el último. Pame Berges, luchadora incansable por los derechos de los trabajadores. Sil Delgado, que con su arte nos embellece la vida.

A toda mi familia, que sin saber muy bien que es lo que hago, siempre me brindan su apoyo, a mi mamá que supo entender todos los “hoy no puedo, tengo que trabajar”, a mi papá que después de sus tantos, ¿Pero todavía no la mandaste? Ahora le puedo decir que sí. A mi hermana Nuria, una de mis personas favoritas en este mundo y a mi hermano Pablo, que me presentó a Lolo, diría que su mejor creación.

También agradezco a los espacios de militancia, con quienes luchamos para que este mundo sea un poco mejor, Colectivo Ciencia desde el Pie, Acción Socialista Libertaria y al Equipo de Extensión en Conflictos Socioambientales para la Transformación Social .

Especialmente a Juampi, con quien compartí laboratorio de tesina y empezamos juntas el recorrido doctoral, pero que este mundo no estaba preparado para tenerlo en él. Extraño verte en las escaleras de Exactas con tu olor a cigarrillo y comentarios filosos que me hacían reir tanto.

A todes mis amigues que por fuera de la academia me acompañaron y apoyaron Lau, Tucu, Jony, Maxi, Fer, Dani, Flor.

Fue un camino largo y lleno de complicaciones, una pandemia en el medio que nos enloqueció un poco a todes. Este manuscrito no hubiera sido posible sin la compañía de cada una de las personas que de una manera u otra me ayudaron.

Gracias

25/06/2023 Luján, Buenos Aires

Capítulo 1 .

INTRODUCCIÓN

...las lagunas, magníficos reservorios de agua, líquido esencial para la vida, son receptoras y reveladoras del impacto que tienen todas las actividades que se desarrollan en su entorno. Ellas reflejan a través del estado en que se encuentran, el buen o mal manejo que se haga del territorio que las rodea.

Graciela Ana Canziani

1.1 LLANURA PAMPEANA

La llanura pampeana es la planicie de pastizales más extensa y fértil de América Latina (Gardi *et al.*, 2014), su extensión abarca 700 000 km². Su amplitud territorial y los niveles de precipitaciones que oscilan entre 700 y 1200 mm anuales (Matteucci, 2012), junto con la ausencia de grandes áreas boscosas, confieren a ésta área características de un paisaje único y sorprendente en términos geográficos (Veblen *et al.*, 2007). Estas características traen como consecuencia que las actividades productivas que se realizan en la zona sean en su mayoría de carácter agropecuario. A su vez el 43% de la población de Argentina vive en esta llanura tanto en la Capital Federal como en sus alrededores, en la provincia de Buenos Aires, zona denominada conurbano bonaerense (INDEC, 2022). Esta particularidad, otorga a la zona relevancia ambiental, económica y cultural.

El origen geológico de la llanura pampeana es consecuencia del levantamiento de la cordillera de los Andes durante el Mioceno. Esto generó una protección de los vientos provenientes del oeste, pero a su vez los vientos y ríos han transportado enormes cantidades de sedimento proveniente de las montañas erosionadas hacia el este, conformando la llanura y la estepa (Veblen *et al.*, 2007). En el cuaternario la sucesión de épocas de sequía y alta humedad fueron moldeando la llanura, permitiendo un desarrollo de un gran número de ambientes lacustres y pantanosos (Iriando, 1988). Las pendientes topográficas regionales extremadamente bajas, que en algunos casos no superan el orden de 10^{-3} , excluyendo los sistemas serranos que ocupan menos del 10% de la superficie total (Sala *et al.*, 1983). Combinado con el origen loessico de los sedimentos da como resultado una ecorregión con un paisaje llano, clima templado, de seco a húmedo, suelos y cuerpos de agua ricos en nutrientes a lo largo de una gran extensión de territorio.

Al haber una gran cantidad de cuerpos de agua lénticos y lóxicos podemos agruparlos como humedales y distinguir seis zonas diferentes: i- Cuenca Parano-Paense, ii- Cuenca del Río Salado y A° Vallimanca, iii- Cuencas Noroccidentales, iv- Cuencas de pendiente Atlántica, v- Cuencas endorreicas del SO y vi- Litoral Marítimo Bonaerense. Estos humedales se caracterizan por tener períodos de sequía y de

inundaciones, las cuales conectan cuerpos de agua de forma periódica y hasta han generado que bañados o lagunas temporarias se conviertan en cuerpos de agua permanentes. Debido a esto se han realizado en la zona diversas obras que desagotan campos con lagunas temporales, canalizaciones y ensanchamiento de arroyos y ríos para drenar el agua de zonas productivas y urbanizaciones (Gómez & Toresani, 1999; https://www.gba.gob.ar/hidraulica/cuenca_salado1, https://www.gba.gob.ar/hidraulica/cuencas_hidricas/cuenca_rio_lujan).

1.2 LAGUNAS PAMPEANAS

Los cuerpos de agua pampeanos se caracterizan por su alto contenido de nutrientes de origen natural, particularmente fósforo, provenientes de los sedimentos de origen volcánico, andinos y del norte de la Patagonia (Morrás, 1999, 2003). Los cuáles se han ido incrementando progresivamente en últimos 2000 años, como consecuencia del aumento de las precipitaciones (Stutz *et al.*, 2014; González Sagrario *et al.*, 2020).

La columna de agua tiene un elevado contacto con los sedimentos debido a la escasa pendiente del terreno y a la poca profundidad de las lagunas. Son producto de un paisaje llano y extenso, su origen eólico e hídrico es consecuencia del lento escurrimiento del agua por la escasa pendiente del suelo otorgándole características únicas (Sala *et al.*, 1983; Dangavs, 2005). Dangavs llegó a reconocer más 350 000 lagunas mayores a 0,01 hectáreas, temporales o permanentes. Dependiendo de si es un período de sequía o inundaciones. Estos cuerpos de agua lénticos que denominamos lagunas son análogas a las *shallow lakes* (lagos poco profundos) en el idioma inglés (Ringuelet, 1962).

La importancia económica de las lagunas radica en la explotación turística y pesquera que fortalece las economías regionales. Al ser centros turísticos cercanos a la zona dónde reside el 40% de la población del país el flujo comercial y turístico es muy importante (Grosman, 2008).

Cada laguna tiene características particulares asociadas al tamaño, composición del agua, vegetación, suelo en el que se ubica, si está conectada a otros cuerpos de

agua o no, entre tantas otras (Izaguirre *et al.*, 2014). La cuenca a la cual pertenecen y su ubicación en la misma, es un factor fundamental para poder entender la dinámica de cada laguna.

Una de las cuencas más importantes de la llanura pampeana es la cuenca del Río Salado. Esta cuenca abarca una superficie de 167 110,84 km² (ATLAS, 2020), su nacimiento se ubica en la Laguna el Chañar, al límite entre las provincias de Buenos Aires y Santa Fe (34.18 L.S y 61.49 L.O. coordenadas centrales) (Canevari *et al.*, 1999). El valle que recorre fue excavado originariamente en el espesor del Mesopampeano (Ensenadense-Bonaerense) y luego rellenado por depósitos Neopampeanos (Lujanense-Platense) (Fidalgo, 1975).

En la actualidad se observan numerosos meandros y lagunas, permanentes o temporales, asociadas a esta cuenca (Figura 1-1). Fucks y colaboradores (2012) describen a la depresión del Salado como un ambiente geomorfológico dominado por rasgos de erosión y deposición en condiciones de clima árido a semiárido, las lagunas de esta zona se encuentran en depresiones formadas por deflación. El escurrimiento superficial es prácticamente nulo, se le denomina pampa deprimida. Los cursos de agua desagotan en lagunas, las cuales terminan transfiriendo lentamente sus aguas hacia las napas freáticas mediante la infiltración y hacia la atmósfera favoreciendo la evaporación (Sala *et al.*, 1983).

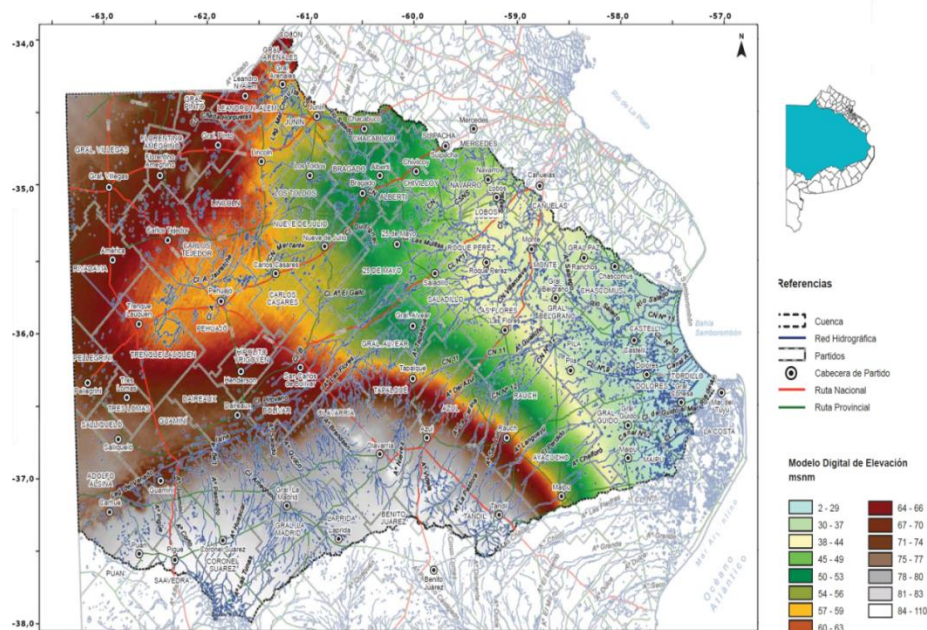


FIGURA 1-1. CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RIO SALADO EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES.

1.3 ACTIVIDADES PRODUCTIVAS EN LA LLANURA PAMPEANA

Las características previamente descritas hacen de la llanura pampeana un terreno de explotación agrícola próspero y en constante expansión. Las explotaciones agropecuarias fueron evolucionando desde mayoritariamente ganaderas, a principios del siglo XX, a cultivos de cosecha anuales tales como trigo, maíz y sorgo granífero respecto a cereales. Y soja, girasol y lino en las oleaginosas a finales del mismo siglo.

A partir de la década del 70 comienza un período de “agriculturización” que se sostuvo hasta la década del 90 (Pizarro, 2003). A partir de 1996 y con aprobación de la resolución N° 167/96 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación el ministro Felipe Solá permitió la utilización de la soja transgénica tolerante al glifosato. Esta modificación en la legislación da inicio a un período de profundización de la expansión de la frontera agrícola y sojización de la agricultura con utilización de paquetes tecnológicos, este modelo se denomina modelo biotecnológico agrario (MBA).

Teniendo en cuenta la Revolución Verde de la década del 70 y la implementación de organismos genéticamente modificados (OGM), se expande un

modelo de negocio agrario dependiente de las nuevas tecnologías. Una de las consecuencias de este modelo es la concentración de tierras en manos de grandes terratenientes, o *pooles* de siembra, y la consecuente disminución de pequeños productores (Sili & Soumoulou, 2011). El paquete tecnológico implica un gran costo de inversión, por lo que se empiezan a promover las extensas áreas de monocultivos, las cuales se siembran con maquinaria especial y se les aplican agroquímicos, tanto fertilizantes como biocidas (Pizarro, 2003; Poth, 2018).

En la región pampeana la superficie implantada es de 9 451 284 de hectáreas, siendo las oleaginosas, principalmente soja, el cultivo más relevante. El 85,2% de la superficie de todo el país dedicada a este tipo de cultivos se concentra en esta región (CNA, 2018b).

Los fertilizantes más utilizados son los nitrogenados y los fosforados (Calzada & D'Angelo, 2021) y los herbicidas más utilizados son a base de glifosato. El resto de los herbicidas ocupan el segundo lugar en ventas y en tercer lugar se encuentran los insecticidas (CASAFE, 2014). Luego del 2014 la Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes dejó de publicar las estadísticas y las pasó a modo confidencial (conversación telefónica con la CASAFE) con lo cual el número exacto de litros comercializados no es información pública. Esto implica que las zonas cultivadas están sometidas a tratamientos con fertilizantes y biocidas, los cuales tienen un alto contenido de fósforo y nitrógeno. Estos nutrientes terminan en los cuerpos de agua más cercanos por escurrimiento superficial (Sasal *et al.*, 2010; Pautasso, 2017; Seehaus *et al.*, 2020). Pudiendo ingresar de forma difusa por los márgenes de los cuerpos de agua lénticos o por los afluentes que los alimentan.

El fósforo es uno de los nutrientes que genera efectos adversos al aumentar su concentración en cuerpos de agua, sobre todo en los lénticos (Schindler, 1977). Al ser un nutriente de escasa disponibilidad, pero esencial para cualquier ser vivo se lo consideraba un factor limitante para el crecimiento. Las actividades antropogénicas relacionadas con la actividad industrial y agraria, llevaron las concentraciones de este elemento a aumentar en hasta 100 veces su concentración (Caraco, 1993). La

consecuencia de fertilizar los cuerpos de agua es el aceleramiento de los procesos naturales de eutrofización, siendo este elemento clave para controlar los servicios ecosistémicos que las aguas continentales nos proveen (Caraco, 2009).

El aumento de nutrientes en los cuerpos de agua fue registrado en los países europeos a principios del siglo XX, pero las causas estaban relacionadas a los efluentes urbanos, con lo cual en la década del 70 y 80 comenzaron a restringir rigurosamente las cargas de fósforo en aguas residuales (prohibición de fosfatos en los detergentes, la expansión de los sistemas de alcantarillado y la mejora en el tratamiento de aguas residuales para eliminar los nutrientes, entre otras medidas). Lo cual les permitió revertir los procesos de eutrofización y sus consecuencias desfavorables en cuerpos de agua de importancia (Fastner *et al.*, 2016).

1.4 EL FÓSFORO Y SU RELACIÓN CON EL AUMENTO DE LAGUNAS EN ESTADO TURBIO

Scheffer (Scheffer *et al.*, 1994) en su teoría de los estados alternativos más simplificada propone que la mayoría de los lagos pueden encontrarse en dos estados alternativos, estado de aguas turbias y estado de aguas claras. Que se encuentren en uno u otro va a depender de las características de la columna de agua, el tipo de peces que abundan, la suspensión de sedimento, la concentración de nutrientes, entre otras características. El estado de aguas claras se caracteriza por bajo contenido de nutrientes en la columna de agua, predominio de macrófitas sumergidas, y poco seston. Mientras que el estado de aguas turbias se lo relaciona con alta concentración de nutrientes y alto contenido de seston, principalmente orgánico.

Las lagunas pueden variar de un estado a otro pero existe una histéresis propia de cada estado (Scheffer & Jeppesen, 2007) (Figura 1-2). Sin embargo, complejizando las posibilidades tróficas de los distintos cuerpos de agua, se han agregado a esta teoría otros estados alternativos que implican alguna dificultad en el ingreso de luz a la columna de agua, en cuerpos de agua eutrofizados. Uno de ellos es el predominio de macrófitas acuáticas flotantes, donde las macrófitas crecen cubriendo la superficie del lago evitando el ingreso de luz, como consecuencia, el fitoplancton no puede desarrollarse. En este caso disminuye el oxígeno disuelto en la columna de agua,

generando anoxia (Scheffer *et al.*, 2003; O'Farrell *et al.*, 2011). Otro estado alternativo es un estado de aguas turbias inorgánicas, dónde el desarrollo de las macrófitas sumergidas y el fitoplancton se ve entorpecido por el poco ingreso de luz debido al material particulado suspendido. Este caso en particular ocurre en lagos someros, que son afectados por los vientos que resuspenden el sedimento evitando el ingreso de luz (Quiróset *et al.*, 2002; Allende *et al.*, 2009).

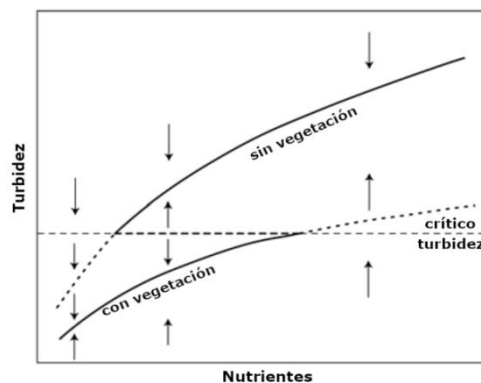


FIGURA 1-2. EQUILIBRIO ALTERNATIVO TURBIO PROBOCADO POR LA DESAPARICIÓN DE VEGETACIÓN SUMERGIDA AL SUPERARSE LA TURBIDEZ CRÍTICA. LAS FLECHAS INDICAN HACIA DÓNDE EVOLUCIONA EL SISTEMA CUANDO NO SE ENCUENTRA EN NINGUNO DE LOS DOS ESTADOS DE EQUILIBRIO. (SCHEFFER, 2001)

Los estados de equilibrio alternativos pueden ser un equilibrio estable o inestable, esto va a depender de los disturbios a los que estén sometidos los cuerpos de agua y de la concentración de nutrientes. Poniendo el ejemplo del modelo propuesto por Scheffer (2001), cualquier disturbio que aumente la turbidez lo suficiente como para sombrear la vegetación sumergida llevará el estado de equilibrio a uno sin vegetación. Por lo tanto, a altas concentraciones de nutrientes y con una turbidez considerable, el estado de aguas claras con macrófitas sumergidas se encuentra en un equilibrio inestable. A diferencia del equilibrio de aguas turbias, que en las mismas condiciones, pero sin vegetación, se encontraría en un equilibrio estable.

1.5 ¿QUÉ PASA EN LAS LAGUNAS PAMPEANAS?

Los estados de equilibrio en el que podemos encontrar a las lagunas pampeanas son cuatro: aguas claras con predominio de macrófitas sumergidas, aguas claras con predominio de macrófitas flotantes, aguas turbias orgánicas o aguas turbias

inorgánicas (Quirós *et al.*, 2002). Las lagunas de aguas turbias inorgánicas se caracterizan por tener mayor contenido de material particulado inorgánico en el seston. Si bien los estados de aguas claras con predominio de macrófitas flotantes y aguas turbias inorgánicas no son muy abundantes podemos encontrarlas en la región (Quirós *et al.*, 2002 ; Allende *et al.*, 2009; O'Farrell *et al.*, 2011).

Quirós y colaboradores (2002) predijeron que va a haber un aumento del número de lagunas en estado de aguas turbias, con gran contenido de fitoplancton, como consecuencia del incremento de nutrientes en la columna de agua. Afirmando a su vez que las concentraciones en los cuerpos de agua pampeanos son mucho más elevados que los generalmente estudiados en el resto del mundo, pero aun así pueden permanecer en estado de aguas claras por la predominancia de macrófitas sumergidas (Feijoó & Lombardo, 2007; Quirós *et al.*, 2002). La expansión de la frontera agrícola y el cambio en el uso de las tierras acentuando el MBA con el uso de maquinaria específica para cada labor como fertilizantes, herbicidas, insecticidas, semillas genéticamente modificadas, entre otros, comenzó a afectar significativamente los cuerpos de agua pampeanos (Pizarro *et al.*, 2016; Castro Berman *et al.*, 2018) .

A principios de este siglo los investigadores científicos ya venían observando los cambios en los cuerpos de agua relacionados a las nuevas formas de producción agraria y cómo las lagunas acentuaban la tendencia de estabilizarse en el estado de equilibrio estable de aguas turbias orgánicas (Quirós, 2005; Quirós *et al.*, 2002; Scheffer & Jeppesen, 2007).

Numerosos trabajos registraron el incremento de floraciones de cianobacterias en las lagunas pampeanas, las cuales se relacionan con el incremento en el uso de agrotóxicos, épocas de sequía y cambio climático (Castro Berman, 2019; O'Farrell *et al.*, 2014, 2021). El estado de aguas turbias, con aumento de la biomasa algal y de las floraciones de cianobacterias es una problemática que se está incrementando y ya es de preocupación para la política nacional (Drodz, 2022). Si bien, no se extrae agua para consumo humano de las lagunas pampeanas, se han tenido en cuenta para el consumo del ganado (Bohn *et al.*, 2004). Por lo que el aumento en la frecuencia de

floraciones de cianobacterias encendió las alarmas de las autoridades de diferentes gobiernos (provinciales y nacionales) y de la empresa proveedora de agua potable domiciliaria luego de que una floración afectó la zona de toma de agua de la ciudad capital de la provincia de Buenos Aires, La Plata. Generando un problema de gravedad al sistema de provisión de agua corriente por posible producción de toxinas por parte de estos organismos (Echenique, 2022).

Uno de los principales problemas de importancia sanitaria radica en las cianotoxinas, producidas por algunos géneros de cianobacterias que aparecen repetidas veces en los cuerpos de agua pampeanos (Rosso & Giannuzzi, 2017). En una conferencia pública de la dirección de Recursos Hídricos (brindada el 22/05/2023, pero que aún no subieron a sus redes) las autoridades informaron que ya detectaron muerte de ganado como consecuencia de la ingesta de agua con cianotoxinas. Conocer las problemáticas que afectan los cuerpos de agua nos brinda herramientas para poder revertir los procesos a los cuáles están sometidos (Dokulil & Teubner, 2000; Taranu & Gregory-Eaves, 2008; Rosso & Giannuzzi, 2017; Sánchez *et al.*, 2021).

1.6 EL ROL DE LAS LAGUNAS PAMPEANAS EN EL CICLO DEL CARBONO

Cole y colaboradores (2007) desarrollaron un balance de los ecosistemas acuáticos continentales para el ciclo del carbono (C). Donde concluyen sobre su gran importancia como reservorios de C y la necesidad de revisar la descripción teórica que se maneja en la actualidad, debido a que estos ambientes se encuentran subrepresentados. En la actualidad podrían reconocerse, los humedales de agua dulce, como ambientes clave en el ciclo del C, a pesar de representar un porcentaje pequeño de la superficie terrestre (Hernández, 2009).

Para conocer el flujo de energía en los sistemas acuáticos, Odum (1956) propuso estudiar el metabolismo abierto y clasificar a los ambientes de estudio como autótrofos o heterótrofos, dependiendo de la relación entre Producción y Respiración. Esta metodología ha sido posteriormente aplicada en lagos y lagunas (Staeher *et al.*, 2010). Esto nos permite conocer su rol como sumideros o emisores de CO₂.

El estudio del metabolismo abierto en los lagos profundos y someros oligotróficos del hemisferio norte, indicaría que la respiración de los organismos que habitan la columna de agua, es mayor a la producción de los organismos fitoplanctónicos. De modo que habría un predominio de organismos heterotróficos subsidiados por materia orgánica alóctona (Cole *et al.*, 1994; Del Giorgio *et al.*, 1999). Sin embargo (Andersson & Sobek, 2006) observaron que no todos los lagos tienen el mismo rol y dinámica, al analizar un lago somero al norte de Estocolmo y encontrarse con un metabolismo neto autotrófico. Siendo los lagos eutróficos más propensos a tener una producción neta positiva, secuestrando C de la atmósfera como sedimento o transportándolo aguas abajo como carbono orgánico disuelto o particulado (Cole *et al.*, 1994; Del Giorgio *et al.*, 1999).

Las lagunas pampeanas son un ambiente distintivo de nuestro paisaje, de importancia ecológica, económica y cultural. Si bien en los últimos 30 años se han incrementado los estudios científicos sobre su dinámica y funcionamiento aún desconocemos mucho su rol. El nivel de eutrofia indicaría que actuarían como sumideros de C al tener una tasa de P/R alta (Scharfenberger *et al.*, 2019). Sin embargo (Alfonso *et al.*, 2018) encontró que lagunas del sur de la provincia de Buenos Aires tienen un comportamiento heterotrófico, al igual que los arroyos, comportamiento descrito por (Feijoó *et al.*, 2022). Esto nos motiva a conocer en profundidad los cambios metabólicos que pueden producirse como consecuencia de la influencia climática a la que son sometidas las lagunas de esta región.

Es una deuda que tenemos como comunidad científica reconocer la importancia de estos ambientes y valorizar su preservación. Es por ello que en esta tesis nos centramos en analizar y tratar de comprender las condiciones antropogénicas a las cuales está sometida una laguna pampeana de gran importancia económica y cultural con características compartidas con otras lagunas de la zona.

1.7 HIPÓTESIS

Nos propusimos considerar las siguientes hipótesis:

- a) La laguna de Lobos se encuentra en un estado de equilibrio de aguas turbias

- i- por la alta concentración de fósforo,
 - ii- por un desequilibrio en la relación nitrógeno-fósforo y
 - iii- por cambios de las comunidades que están favorecidos por el proceso de eutrofización.
- b) La eutrofización del sistema se produce
- i- por aporte de los afluentes superficiales,
 - ii- por el ingreso de fósforo desde los campos con uso agropecuario linderos a la laguna,
 - iii- el drenaje por la freática desde pozos absorbentes y
 - iv- el aporte del fósforo presente en los sedimentos.
- c) La lagunas de Lobos, y otras lagunas hipereutróficas, podrían desplazarse del estado actual (aguas turbias) si se promoviera la recolonización de plantas acuáticas.
- d) i- Una mayor biomasa de fitoplancton genera una diferencia más pronunciada de la relación producción primaria/respiración entre el día y la noche, con posible saturación en el día y posible anoxia en la noche;
- ii- el metabolismo neto diario de la laguna es heterotrófico, como consecuencia de la gran cantidad de organismos planctónicos que consumen oxígeno y que la producción primaria fitoplanctónica no puede contrarrestar con la producción primaria durante las horas de luz.

1.8 OBJETIVOS

El objetivo general del proyecto es estudiar el funcionamiento de las lagunas pampeanas sometidas a procesos de eutrofización, usando como caso de estudio la Laguna de Lobos.

Para llevar adelante el estudio, se proponen los siguiente objetivos particulares:

1. Estudiar la variación hidrológica anual de la laguna.
2. Estudiar las variaciones de fósforo en el agua y su aporte desde distintas fuentes.
3. Relacionar la variación hidrológica con la variación estacional de fósforo.

4. Estudiar las variaciones del fitoplancton y picoplancton a lo largo del año.
5. Estudiar la captación de fósforo asociada a los cambios metabólicos de la comunidad fitoplanctónica y/o de la laguna.
6. Ensayar métodos experimentales para reducir el fósforo en diferentes simulaciones de los componentes de la laguna

Capítulo 2 .

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo realizaré una caracterización de la región, del área de estudio y de las principales técnicas y metodologías empleadas en la tesis. Los materiales y métodos comunes a todos los capítulos están descriptos aquí, aquellos específicos de cada capítulo se explicarán detalladamente en el capítulo correspondiente. El nombre de los arroyos afluentes de la laguna y de su efluente están basados en el trabajos de Dangavs (2019). Es pertinente esta aclaración, debido a que se pueden encontrar diferencias en los nombres de los mismos arroyos en las distintas referencias publicadas (Boltovskoy *et al.*, 1990; Pozzobon, 2009).

2.2 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la Laguna de Lobos, la cual se encuentra en el partido de Lobos al noroeste de la provincia de Buenos Aires (Figura 2-1). La superficie del partido de lobos es de 172 440 ha. El uso antrópico de sus suelos es mayormente agropecuario. La población del partido es de 41.343 habitantes entre pobladores de zonas rurales y urbanas (INDEC, 2022). El casco urbano de mayor importancia es la ciudad de Lobos ubicada a 14 km de la laguna, también pertenecen al partido las localidades de Antonio Carboni, Elvira, José Santos Arévalo, Empalme Lobos, Las Chacras, Salvador María, Villa Loguerio y Zapiola.

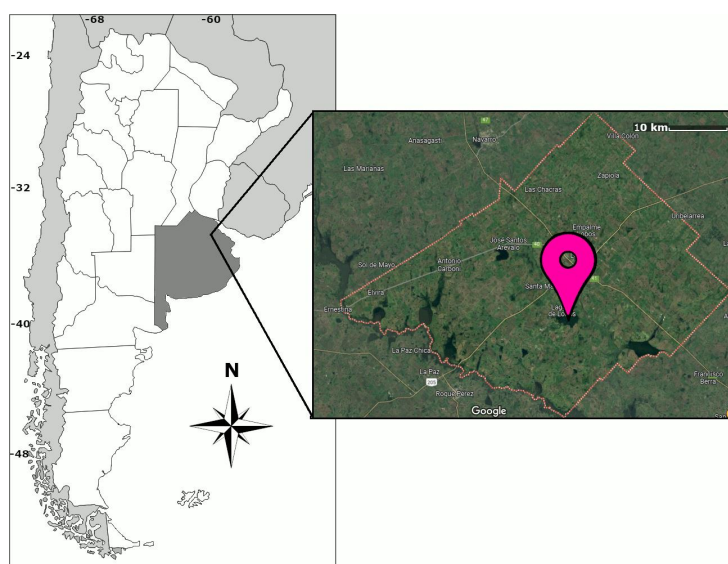


FIGURA 2-1. UBICACIÓN DE LA LAGUNA Y EL PARTIDO DE LOBOS EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

2.2.a Clima

El clima es templado y húmedo, con un promedio de precipitaciones en los últimos 50 años de 1000 mm anuales, las cuales se concentran en verano y otoño, siendo febrero y marzo los meses más lluviosos. El invierno fue la época más seca (Figura 2-2). La temperatura promedio en este mismo rango temporal fue de 16°C con máximas de 33°C y mínimas cercanas a los 5°C (datos calculados en base a al archivo proporcionado por el Servicio Meteorológico Nacional).

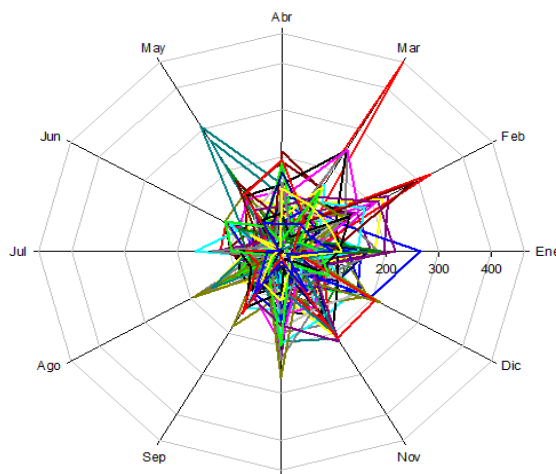


FIGURA 2-2. PRECIPITACIONES MENSUALES DESDE 1972 A 2022, GRÁFICO REALIZADO CON LOS DATOS BRINDADOS POR EL SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL (2022).

Durante el período de enero de 2017 a junio 2019 las precipitaciones mensuales promediaron los 99 mm, las temperaturas mínimas 11,5°C y máximas 24,3°C.

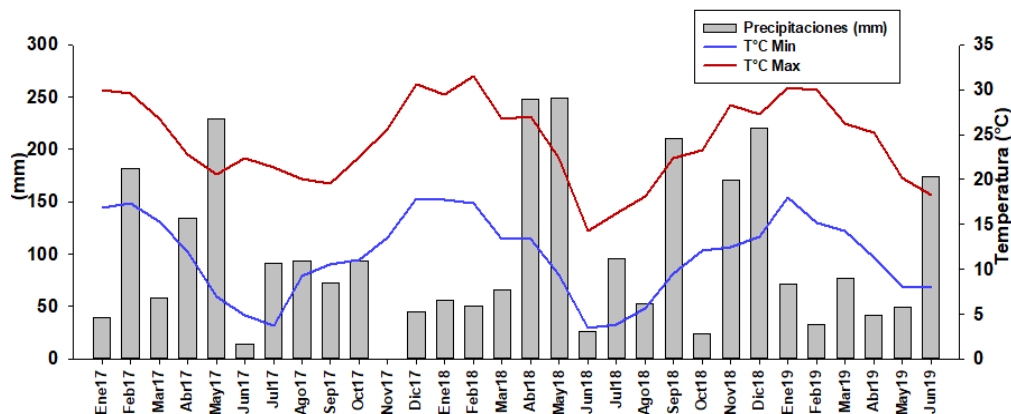


FIGURA 2-3. EL GRÁFICO DE BARRAS REPRESENTA LAS PRECIPITACIONES EN MM, LA LÍNEA AZUL LAS TEMPERATURAS MÍNIMAS Y EN ROJO LAS MÁXIMAS MENSUALES DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO (DATOS TOMADOS DE LA PÁGINA DEL SMN).

2.2.B GEOMORFOLOGÍA DE LA LAGUNA

La laguna constituye una cuenca de sedimentación. El origen de la cubeta lagunar y su contenido, están ligados a los sucesos geológicos, geomorfológicos y climáticos “posensenadenses”. Que actuaron sobre el primitivo valle fluvial del Arroyo Las Garzas, hasta transformarlo en el recipiente que contiene la laguna actual. El origen de la cubeta es esencialmente eólico y anterior al primer depósito de relleno; en cambio, el modelado responde a la acción combinada de procesos eólicos, fluviales y lacustres. Donde la posterior alternancia climática seco-húmedo del Pleistoceno tardío al presente, determinó el funcionamiento en su lecho de sucesivos ambientes acuáticos y terrestres eólicos. Estos últimos se relacionan directamente con los intervalos de mayor aridez. Durante los cuales el ambiente acuático se transformó en un lago salado donde precipitaron sales y por efecto salino, se generaron *pellets* de arcilla.

La forma de la laguna fue evolucionando desde la forma primitiva U abierta de hasta 7 m de profundidad a la actual con forma de palangana que no supera los 3 m de profundidad (Dangavs, 2019). El relleno de la cubeta se debe a la paulatina colmatación con depósitos sedimentarios, lo cual modificó el perfil de la laguna. La región dónde se ubica la microcuenca de la laguna se caracteriza por su escasa pendiente en dirección SSE (valor medio 0,026%). La zona más alta de la cuenca se ubica al noroeste de la laguna con 45,6 msnm y la más baja en el lecho lagunar de 21 msnm (Dangavs *et al.*, 1990).

2.2.C UTILIZACIÓN DE LOS SUELOS EN EL PARTIDO DE LOBOS

El partido de Lobos se encuentra ubicado en una zona rural, su superficie es de 1740 km² de las cuales el 41% está destinada a la siembra de cultivos, el 44% a pastizales ganaderos y el porcentaje restante tiene fines urbanísticos o no tiene uso. Sólo el 0,3% del total de la superficie está destinada a bosques nativos (CNA, 2018a).

Durante los últimos 30 años, en la región pampeana, hubo un avance de la soja de la mano de la implementación del paquete tecnológico. Que combina semillas transgénicas, siembra directa y agricultura de precisión, nuevos productos químicos

(herbicidas, plaguicidas, fertilizantes) y la utilización de maquinaria agrícola acorde a las nuevas tecnologías (Cadenazzi, 2009). En el partido de Lobos, este cultivo, pasó de ocupar una superficie de 6000 ha en 1990 a unas 29 000 ha en 2021, el maíz mantuvo las 15 000 ha y la superficie de trigo sembrada fue aumentando desde las 9 000 hasta las 15000 ha, en mismo período (MAGyP, 2022).

2.2.D SITIOS DE MUESTREO

I. LAGUNA DE LOBOS

La laguna de lobos es el colector principal de la cuenca superficial de la Cañada de Navarro y su continuación el A° Las Garzas (Figuras 2-4 y 2.5), la cual abarca principalmente los distritos de Lobos, Navarro y escasamente a los de Suipacha, Mercedes y General Las Heras, dónde se ubican las nacientes. La cuenca tributaria posee una superficie de 1720 km² (Dangavs *et al.*, 1990; Dangavs, 2019) y se ubica en el tramos medio de una cuenca de mayor envergadura, la cuenca del Río Salado. Según Matteuchi (Matteucci, 2012) la ubica en la Pampa Ondulada, con una parte en lo que se denomina Pampa Arenosa. Otros autores ubican la depresión del Salado dentro de la Pampa Deprimida y entonces la Laguna de Lobos entraría en esta ecorregión (Ringuelet, 1962b; Dangavs, 1990; Fucks *et al.*, 2012). Debido a la cercanía de los límites entre estas regiones, algunos autores difieren en su ubicación. Las coordenadas del centro de la laguna son Latitud: -35,28 y Longitud -59,12.



FIGURA 2-4 LAGUNA DE LOBOS, FOTOGRAFÍA TOMADA DESDE EL MUELLE DEL CLUB DE PESCADORES.

En épocas de abundantes precipitaciones cumple la función de coleccionar los excesos pluviales, aunque la capacidad de reservorio y función reguladora resulte muy exigua, debido a la escasa profundidad, resultado de abundante deposición sedimentaria (Dangavs, 2019). Este cuerpo de agua actúa como un reservorio natural de los recursos hídricos y bióticos. Su carácter de casi permanente indica cierto equilibrio natural tendiente a la preservación del recurso.

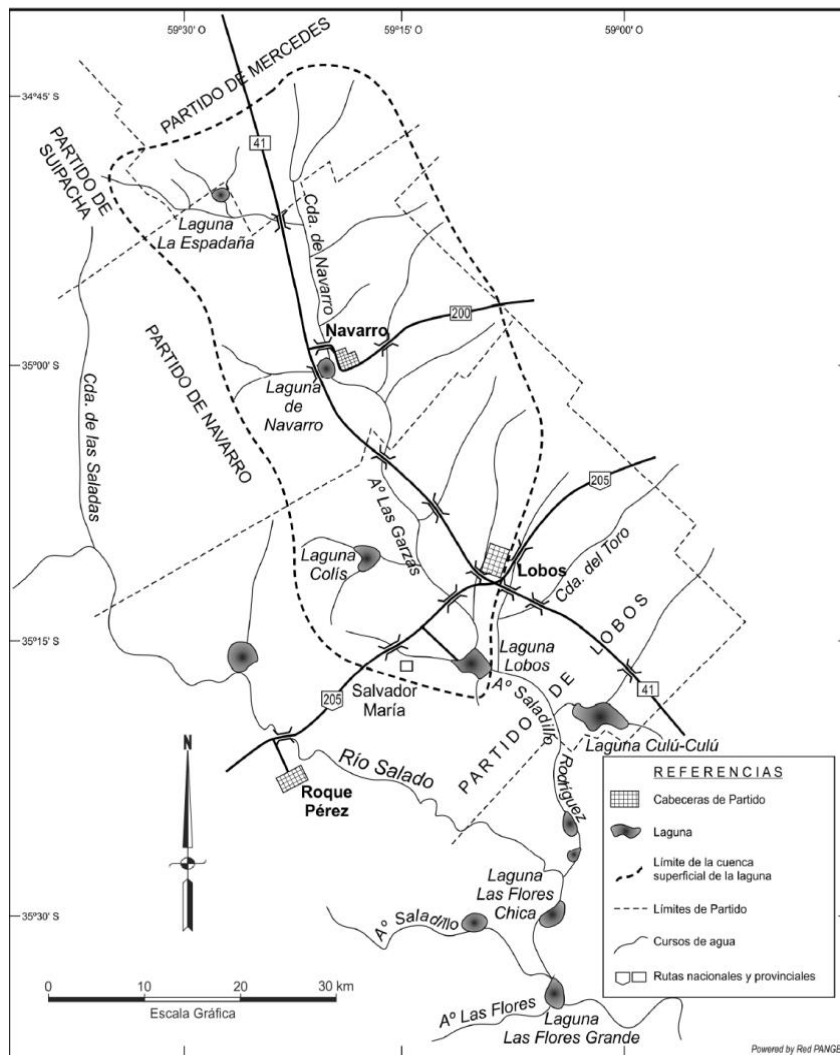


FIGURA 2-5 CUENCA HIDROGRÁFICA DE LA LAGUNA DE LOBOS. TOMADA DE DANGAVS (2019).

La laguna desagota a través de un dique de retención al arroyo Vertedero, que luego de un tramo muy corto (500 m) desemboca en el arroyo Saladillo (Boltovskoy *et al.* 1990). El manejo de esta compuerta es fundamental en el control del nivel hidrométrico. Su volumen de agua es de 8.3 hm^3 en cota de 22,6 m y depende principalmente del agua libre subterránea y de la escorrentía superficial, siendo su

afluente principal el A° Las Garzas. La superficie estimada (en la misma cota) es 7,59 km², su profundidad media es ~1 m y su profundidad máxima es ~1,46 m, no presenta estratificación térmica permanente. Por esta razón la laguna de Lobos es un cuerpo de agua léntico, polimíctico, con ausencia de estratificación y con importantes variaciones térmicas diarias (Boltovskoy *et al.*, 1990; Dangavs, 1990; Mariñelarena & Conzonno, 1997).

Las primeras descripciones de la calidad de agua de la laguna que aparecen en la bibliografía científica son de mediados del siglo XX. Dónde podemos leer a Ringuelet (Ringuelet, 1962b) dando una pequeña descripción de la dureza del agua y el residuo sólido producto de un muestreo de entre 1955 y 1959. La cataloga como una laguna con una alta y muy variable relación Mg/Ca y residuo sólido en un rango de 0,91-2,94 g/l. En 1967, Ringuelet y colaboradores (Ringuelet, 1967) realizan una clasificación de las lagunas pampásicas y la definen como una laguna oligohalina oligopiquilohalina (0,5-5,0 g de sales por litro) basándose en el sistema de Arguesse (1957) modificado por Ringuelet mismo (Ringuelet 1962).

En 1986 Mariñelarena (1990) realiza un muestreo y análisis bacteriológico en la laguna y sus tributarios, en el cual queda demostrada la presencia de desechos cloacales. Siendo el sitio de muestreo ubicado en el A° Las Garzas el más comprometido. Encuentran presencia de coliformes fecales en al menos el 50% de las muestras. A su vez, observaron crecimiento de bacterias degradadoras de hidrocarburos sobre el arroyo Las Garzas, que indicaría volcado de aceites y combustibles a niveles que se aconseja su control. Por la misma época Boltovskoy y colaboradores (1990) realizaron un análisis del fitoplancton y de la salinidad, en ese estudio modifica el rango de salinidad que había determinado Ringuelet (1962), luego de 2 años de muestreos mensuales cambia la clasificación de “oligohalina-oligopiquilohalina” a “oligohalina-mesopiquilohalina”. Con respecto al fitoplancton, fue notificada la presencia de cianobacterias. Entre 1987-1989 Izaguirre y Vinocur (1994) realizan la primer determinación de nutrientes en la laguna de Lobos y otros parámetros limnológicos, el pH medido fue entre 8,1-9,4, el OD de 8,4 mg/l a supersaturado, el disco de Secchi entre 14-30 cm, el PT y el NT entre 0,15-0,49 y 3,73-

6,40 mg/l respectivamente. En cuanto al fitoplancton, el 92% de la población algal pertenece al gran grupo de las cianobacterias, con una diversidad normal (Shanon-Wever 2,25) y una riqueza de especies dentro del promedio de la zona. Durante la misma época Mariñelarena y Conzonno (1997) realizaron un muestreo mensual y caracterizaron la laguna coincidiendo con Izaguirre y Vinocur. Añadieron otros nutrientes al análisis y la clasificaron como un sistema altamente eutrofizado. Adjudicaron ese nivel de eutrofia al aporte de nutrientes de las aguas residuales sin tratar, proveniente de las ciudades de Lobos y Navarro y a la utilización de nutrientes en la zona agrícola, que llegan a la laguna por los arroyos tributarios.

Dangavs (1991) hace un conjunto de propuestas para evitar que la laguna siga un proceso acelerado de deterioro, entre las cuales menciona desviar el Arroyo Salgado hacia la Cañada del Toro, evitando el ingreso de sus aguas a la laguna, cito textual "...para solucionar el problema de los efluentes del Salgado, mediante su canalización 100 m antes de su desembocadura, prolongándolo en dirección sudeste, por el bajo, en un tramo de 2300 m hasta empalmar con la cañada." Esta obra se hizo efectiva en la década del 90, luego de 1993 que se apruebara en el presupuesto municipal (Ordenanza N° 1553, 1993). La obra que se realizó desvió el curso del Salgado haciéndolo recorrer en dirección sur y paralelo a Las Garzas 1200 m para luego ir hacia el este a la Cañada (Figura 2-6). Posteriormente Dangavs y Blasi (1998) publicaron un artículo dónde recomiendan incrementar las medidas para paliar las consecuencias que siguen afectando de forma exponencial la calidad de agua de la laguna. En la década del 2000 la laguna no mostró mejoría en la calidad de sus aguas, se midieron niveles de contaminación por bacterias coliformes que superan los niveles recomendados para uso recreativo. En cuanto a los parámetros físico químicos y fitoplanctónicos tampoco muestran una mejoría (Pozzobon, 2009; Pozzobon *et al.*, 2013)

Los estudios más recientes nos indica que la eutrofia se sigue intensificando, Barraza (2019) concluye que la laguna y sus tributarios se encuentran en un estado de eutrofia a hipereutrofia. Las taxas algales dominantes coinciden con aquellas asociadas

a la tolerancia a la contaminación por materia orgánica. Siendo las Nostocales las más frecuentes, acompañadas por *Raphidiopsis raciborskii*.

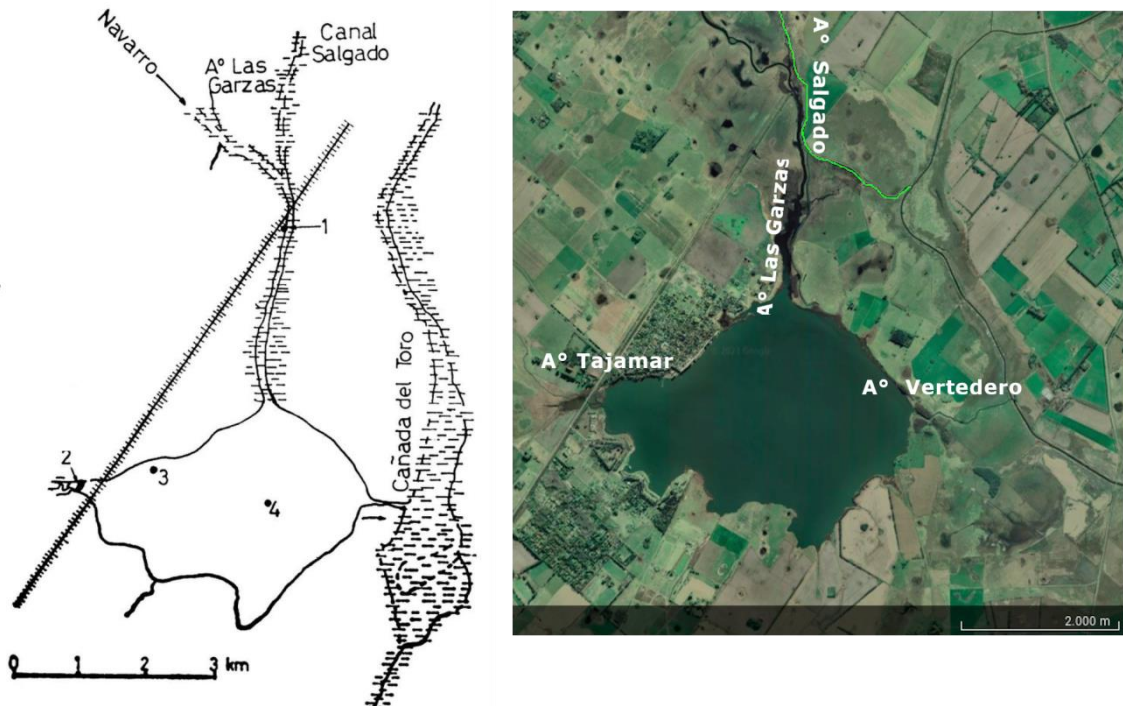


FIGURA 2-6. A LA DERECHA OBSERVAMOS LA LAGUNA DE LOBOS Y SUS TRIBUTARIOS ESQUEMATIZADA EN MARIÑELARENA (1990), SE OBSERVA EL A° SALGADO COMO EFLUENTE DEL A° LAS GARZAS. LA IMAGEN DE LA DERECHA ES UNA IMAGEN SATELITAL TOMADA CON GOOGLE EARTH (2023) DÓNDE SE PUEDE OBSERVAR MARCADO CON VERDE EL RECORRIDO DEL A° SALGADO LUEGO DE LAS OBRAS QUE LE MODIFICARON EL CAUCE PARA QUE DESEMBOQUE EN LA CAÑADA DEL TORO DESVIÁNDOLO DE SU DESEMBOCADURA NATURAL EN LA LAGUNA.

A° LAS GARZAS

El arroyo Las Garzas es el colector principal la cuenca. La cual posee forma subtriangular elongada en el sentido NO-SE, con sus nacientes septentrionales en el partido de Mercedes y la desembocadura en la Laguna de Lobos (Figura 2-5), en el partido de nombre homónimo (Dangavs, 2019).

La cuenca forma parte de una llanura de acumulación loessica de suave relieve y pendiente muy escasa, la mayor altitud se encuentra en su extremo noroeste en la cota de 45,6 m y la menor en su desembocadura en el lecho de la laguna de Lobos en 21,12 m. Esta red hidrográfica es poco desarrollada, está constituida por el colector

principal de 71,3 km de largo, denominado hasta su desagüe en la laguna de Navarro “cañada de Navarro” y aguas abajo “Cañada de las Garzas” o A° Las Garzas y 16 tributarios que conforman 22 cauces, todos ellos modificados en alguna medida por la mano del hombre (Dangavs y Blasi, 1990).

El A° Las Garzas nace en la laguna de Navarro y su caudal está regulado por un dique (Figura 2-7). Con la herramienta de Google Earth® (2023) medimos una distancia de 32 km lineales entre el nacimiento de este arroyo y su desembocadura y se observa un curso meandriforme. En épocas de lluvias abundantes desborda en prácticamente todo su cauce (Dangavs & Blasi, 1990).



FIGURA 2-7. DIQUE REGULADOR DE LA LAGUNA DE NAVARRO, NACIMIENTO DEL ARROYO LAS GARZAS.

Las caracterizaciones bibliográficas antes del desvío del Arroyo Salgado, indican que este curso de agua recibía los efluentes sin tratar de la ciudad de Navarro y de Lobos. También han detectado presencia de hidrocarburos provenientes de actividades antrópicas, alta cantidad de bacterias coliformes fecales y nutrientes provenientes de fertilizantes agrícolas (Mariñelarena, 1990; Mariñelarena y Conzonno, 1997). En la década del 90, como ya fue mencionado, el arroyo Salgado fue desviado desde dónde era su desembocadura a 3 km al norte de la desembocadura del arroyo Las Garzas en la laguna. Actualmente los dos arroyos son paralelos durante 1,2 km y en épocas de abundantes lluvias se desbordan y sus aguas se mezclan.

Entre Noviembre del 2017 y Abril del 2018 se realizó una obra hidráulica de gran envergadura en el contexto del Plan Maestro Integral (PMI) de la cuenca del Salado. El arroyo fue intervenido a lo largo de todo su cauce, la obra se denominó dragado y readecuación de las márgenes. El impacto ocasionado por esta obra fue estudiado por Pozzobón (2019). Tales obras consistieron en dragar el cauce del arroyo para aumentar su ancho y depositar las tierras extraídas en los márgenes elevando su altura y así aumentar el volumen de agua que escurre por el curso de agua para evitar su desborde (Figura 2-8 y 2-9).

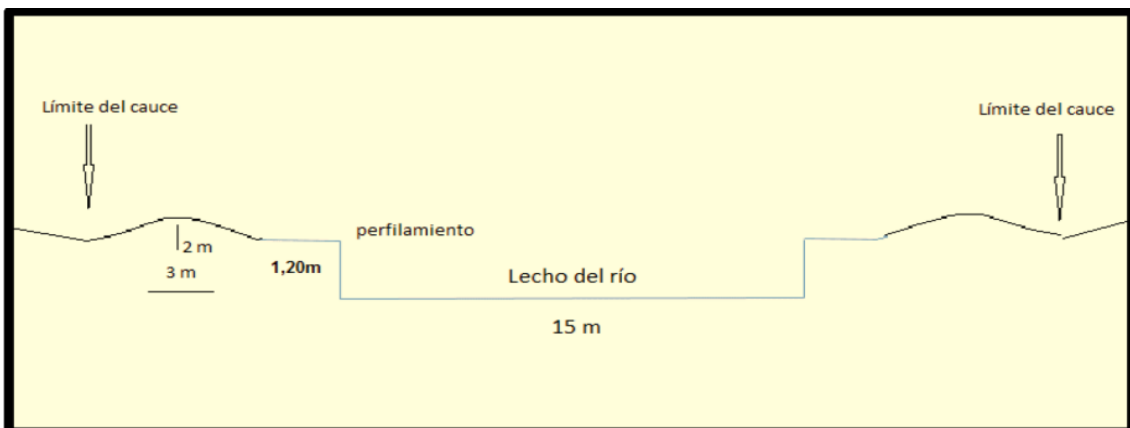


FIGURA 2-8. ESQUEMA DE LAS OBRAS REALIZADAS EN EL CAUCE DEL ARROYO LAS GARZAS TOMADO DE POZZOBON (2019).



FIGURA 2-8. DRAGAS EFECTUANDO OBRAS SOBRE EL LECHO Y LOS MÁRGENES DEL ARROYO LAS GARZAS

ARROYO TAJAMAR

Este curso de agua es un afluente de la laguna que desemboca al NO de la misma en la bahía Salvador María, luego de atravesar el pueblo de nombre homónimo y áreas de agricultura y ganadería. Su cauce presenta escasa pendiente y puede secarse en épocas de escasas precipitaciones. El ancho no supera los 7 m y se observa que el cauce fue altamente modificado. La calidad de sus aguas es coincidente con un nivel de eutrofia elevado con presencia de grupos fitoplanctónicos tolerantes a niveles altos de materia orgánica y nutrientes (Barraza, 2019; Dangavs, 2019). En la Figura 2-9 se observan fotografías del sitio de muestreo en el punto de intersección con la Ruta 205.



FIGURA 2-9 ARROYO TAJAMAR, AFLUENTE SECUNDARIO DE LA LAGUNA DE LOBOS

ARROYO VERTEDERO

El arroyo Vertedero es el único efluente de la laguna (Figura 2-10). Nace en la compuerta de contención, ubicada al este de la laguna. Esta estructura hidráulica es de hormigón, con un vertedero en la cota de 22,71 m, es un dique nivelador (tajamar) que consiste en un muro de gravedad anclado al terreno mediante estribos de tierra que se

unen a los antiguos terraplenes de contención, que se extienden hasta las lomadas más cercanas (Dangavs 2019). Allí nace el arroyo, que recorre 500 m y desemboca en el arroyo Saladillo en la Cañada del Toro. Su calidad de agua está muy influenciada por la laguna y sus parámetros reflejan el estado del agua de la laguna. Su nivel de eutrofia es elevada (Barraza, 2019).



FIGURA 2-10. DESEMBOCADURA DE LA LAGUNA DE LOBOS Y NACIMIENTO DEL ARROYO VERTEDERO

2.2.E ARROYO SALGADO

El A° Salgado, también denominado Canal Salgado (Mariñelarena, 1990), es un curso de agua muy modificado por la mano del hombre, lleva canalizado casi 20 años (Tagliaferro *et al.*, 2020). Luego de recorrer zonas agrícolas atraviesa la ciudad de Lobos dónde recibe las descargas de la planta depuradora local y de un frigorífico-matadero (Piccinini, 2016). Tiene altas concentraciones de nutrientes y de bacterias coliformes, por esta razón en la década del 90 decidieron desviarlos de su cauce original, desembocaba en el A° Las Garzas. Luego de las obras desviaron su cauce para desembocar directamente en la Cañada del Toro, evitando que la Laguna de Lobos reciba sus aguas (Dangavs, 1991; Ordenanza N° 1553, 1993). En la Figura 2-11 se puede observar la vera del arroyo y una gran cantidad de sedimento.



FIGURA 2-11. FOTO TOMADA A ORILLAS DEL ARROYO SALGADO EN SEPTIEMBRE 2017.

Actualmente sigue muy eutrofizado y en épocas de lluvias su cauce se unifica al del A° Las Garzas. En la figura 2-13 comparamos los cauces del Salgado y Las Garzas en momentos de inundación (foto superior) y sequía (captura del Google Earth®, inferior). La fotografía fue tomada por un *drone* (2017) en la zona de la intersección de la vía con los arroyos Salgado y Las Garzas, donde se observa que conforman un gran cauce que desemboca en la laguna y en la captura de pantalla del Google Earth®, es del mismo sitio dónde ambos arroyos están con poca agua y están separados por unos escasos metros.



FIGURA 2-12. IMÁGENES DE LA INTERSECCIÓN DE LAS VÍAS CON LOS ARROYOS SALGADO Y LAS GARZAS. EN LA IMAGEN SUPERIOR OBSERVAMOS EL CAUCE DEL ARROYO SALGADO Y LAS GARZAS UNIFICADOS, FUE TOMADA CON UN DRONE EN SEPTIEMBRE DE 2017. LA IMAGEN INFERIOR FUE OBTENIDA DEL GOOGLE EARTH®, SE CORRESPONDE A 10/07/2022.

2.3 METODOLOGÍA DE MUESTREO

2.3.A MUESTREO PRELIMINAR

Se realizó un seguimiento del estado de la laguna en dos épocas del año: otoño y primavera (del 23 de abril al 3 de mayo de 2016 y del 13 al 23 de diciembre de 2016, respectivamente). En un sitio central de la laguna, entre las 12 y las 14 hs, durante 10 días seguidos. Se registraron parámetros físicos como la temperatura, la conductividad y el pH. Se estimó la transparencia del agua mediante disco de Secchi y cada día se tomaron muestras de agua para determinar las concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS), amonio (NH_4), clorofila, seston y su porcentaje de contenido orgánico e inorgánico (MPS orgánico e inorgánico) (Ver las secciones 2.3 y 2.4 la metodología que se utilizó para cada parámetro). Además se determinó metabolismo abierto con la técnica de medición en continuo de oxígeno disuelto (Staeher *et al.*, 2010)(en la sección 4.2.b se detalla la técnica).

Todos los días se midió la velocidad del viento con un anemómetro manual marca Luthrom LM 8000 a una altura de 2 m, de acuerdo con la dirección predominante de los vientos en cada oportunidad de medición. La velocidad del viento a 10 m desde la base fue estimada por la ley de potencia de perfil de viento utilizada por Cole *et al.* (2010).

2.3.B MUESTREO MENSUAL

Se realizaron muestreos mensuales en la laguna desde septiembre de 2017 hasta junio de 2019 y bimestrales en los arroyos afluentes (A° Las Garzas y A° Tajamar) y en su efluente (A° Vertedero) desde noviembre de 2017 hasta marzo de 2019. También se realizaron mediciones con la misma frecuencia en el A° Salgado, que antiguamente era afluente del Arroyo Las Garzas y fue desviado tres décadas atrás con el objetivo de disminuir el ingreso de nutrientes a la laguna (Ordenanza N° 1553, 1993), como fue mencionado arriba. Se incluyó al A° Salgado en los muestreos debido a que en épocas de lluvias abundantes, el A° Salgado y el A° Las Garzas se unifican, y por lo tanto, podría explicar la elevada cantidad de materia orgánica en sus aguas encontrada en estudios previos. En la Figura 2-13 se observan las ubicaciones de los

cinco sitios de estudio, (1) Laguna de Lobos; (2) Vertedero (efluente); (3) Las Garzas (afluente); (4) Tajamar (afluente) (5) Salgado. Las muestras fueron tomadas de forma subsuperficial en botellas de 500 ml y transportadas con refrigerantes hasta el laboratorio dónde fueron procesadas.

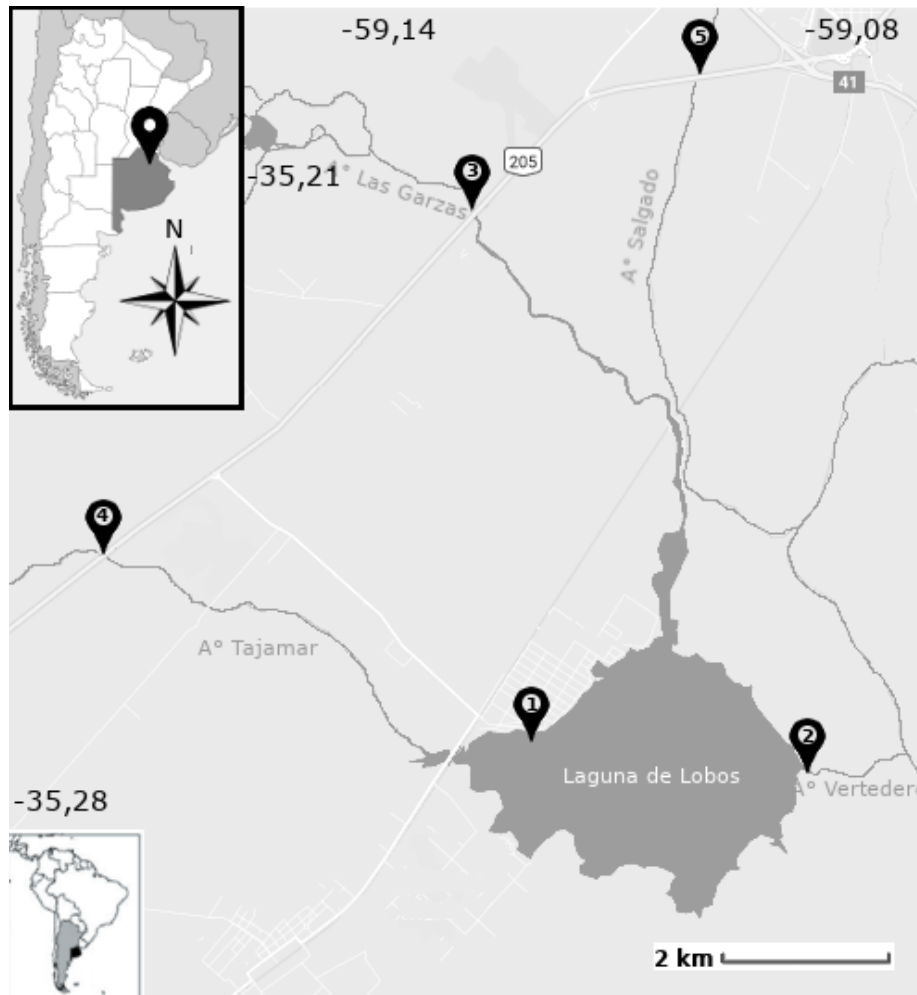


FIGURA 2-13. LAGUNA DE LOBOS CON LOS SITIOS DE MUESTREO. 1) SITIO SOBRE LA LAGUNA. 2) SITIO SOBRE EL EFLUENTE DE LA LAGUNA. 3) SITIO SOBRE EL AFLUENTE PRINCIPAL. 4) SITIO SOBRE EL AFLUENTE SECUNDARIO. 5) SITIO SOBRE EL CANAL SALGADO. FUENTE DEL MAPA GOOGLE MAPS 2023 MODIFICADO POR LA AUTORA.

2.4 DETERMINACIONES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Todas las técnicas utilizadas siguen los protocolos de la American Public Health Association (APHA, 2005)

2.4.A DETERMINACIONES REALIZADAS EN CAMPO

Las mediciones de conductividad, temperatura y pH se realizaron con una sonda multiparamétrica Thermo Orion Star A329. La transparencia se estimó midiendo la profundidad del disco de Secchi.

I. OXÍGENO DISUELTO

El oxígeno disuelto se midió a 0,5 m de profundidad con una sonda Thermo Orion Star A329 con sensor óptico.

II. COEFICIENTE DE EXTINCIÓN DE LA LUZ (K_D)

Este parámetro es un estimador de la transparencia del agua, nos indica cuanto disminuye la luz en la columna de agua. Para su medición utilizamos un dispositivo que colocamos de manera vertical (Figura 2-14), al cual le colocamos 5 sensores de luz y temperatura con capacidad de almacenar 64 G de datos marca HOB0. Los sensores los ubicamos cada 10 cm, el primero flotaba en la superficie del agua y el último a 50 cm de profundidad. La medición se realizó con una frecuencia de 30 minutos, durante 6 días y de forma mensual desde Octubre de 2017 hasta Mayo de 2019.

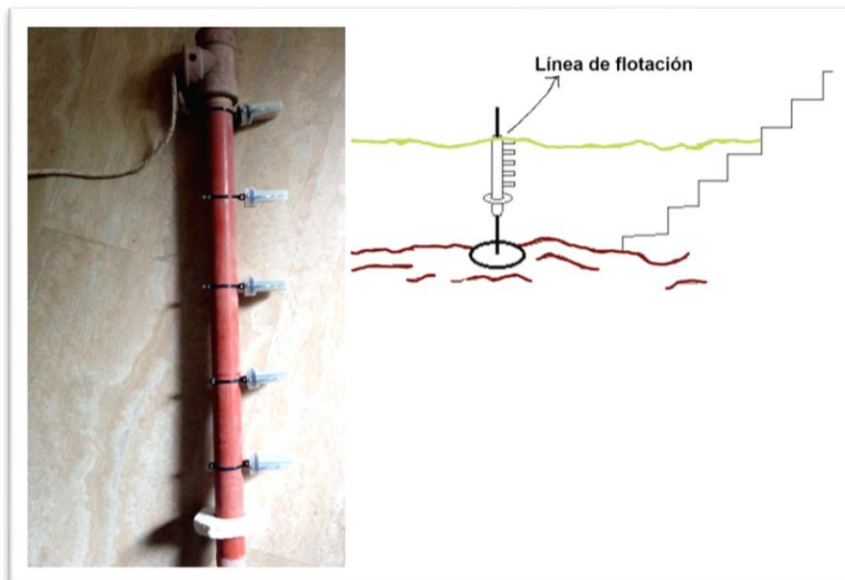


FIGURA 2-14. IZQUIERDA DISPOSITIVO UTILIZADO PARA MEDIR LOS LUX QUE INGRESAN A LA LAGUNA CADA 10 CM DESDE EL PELO DE AGUA HASTA UNA PROFUNDIDAD DE 50 CM. DERECHA ESQUEMA DEL DISPOSITIVO EN LA LAGUNA.

2.4.B DETERMINACIONES REALIZADAS EN LABORATORIO

NUTRIENTES DISUELTOS

Las muestras de agua se filtraron en el laboratorio con filtros tipo Whattman de fibra de vidrio con un poro menor a 1 μm y se congelaron a -20°C , siempre siguiendo el protocolo APHA (2005).

I. FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE (PRS)

La determinación del PRS se realizó siguiendo método del ácido ascórbico modificado por interferencia del arsénico. El molibdato amónico y el tartrato reaccionan en medio ácido con el fosfato (PO_4^{-3}), formando un compuesto que es reducido a azul de molibdeno por el ácido ascórbico. La absorbancia se midió a 875nm (Carvalho *et al.* 1998). Se eligió esta técnica debido a la presencia de arsénico en la zona, documentada por la municipalidad y su dirección de bromatología.

II. AMONIO

La determinación del amonio se realizó según indica el método del fenol. La reacción del amonio con el hipoclorito y el fenol, catalizada por una sal manganosa, forma un compuesto azulado (indofenol). La absorbancia se midió a 635 nm (SM 4500-NH3 F)

III. NITRATOS

Se midieron con una técnica colorimétrica reduciendo con Cadmio y utilizando un espectrofotómetro HACH modelo DR800, número del método 8039 HR, rango de detección 0,1 - 10,0 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$.

IV. NITRITOS

Se utilizó una técnica colorimétrica de tinción con Sulfanilamida y se midió a una longitud de onda de 543 nm.

V. FÓSFORO TOTAL (FT) Y NITRÓGENO TOTAL (NT)

Una vez en el laboratorio se guardaron las muestras sin filtrar en tubos tipo Falcon de 50 ml a -20°C. Para su medición se realizó una digestión utilizando peroxodisulfato y ácido bórico en medio alcalino a 122 °C durante 60 minutos sobre agua sin filtrar (Valderrama, 1981). Mediante la utilización de esta técnica se obtiene la oxidación alcalina del NT y la oxidación ácida del PT en un solo paso, debido a la acidificación que se produce en el medio a medida que transcurre la digestión. La muestra digerida fue filtrada y, sobre alícuotas del filtrado, se determinó la concentración de PRS y nitratos utilizando los métodos mencionados previamente.

VI. MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN (MPS), ORGÁNICO (MPSo) E INORGÁNICO (MPSi)

La determinación de seston, o Material Particulado en Suspensión (MPS), se realizó mediante la filtración de la muestra con filtros de fibra de vidrio GF/C previamente muflados durante 1 hora a 480°C y pesados, les diremos F. El filtro con la muestra se colocaron en una estufa de secado a 60°C hasta obtener peso constante, se registró el peso (PS), luego se colocaron en mufla y se calcinaron durante 4 horas a 480°C y nuevamente se pesaron (PM). El peso del material particulado en suspensión orgánico (MPSo) se determinó restándole al PS el PM. El material particulado en suspensión inorgánico (MPSi) se calculó restándole al PM el F.

2.5 DETERMINACIONES BIOLÓGICAS

2.5.A CLOROFILA-A

Para medir clorofila activa se utilizó el método de Lorenzen (APHA, 2005), se filtró un volumen de agua conocido con filtros GF/F (0,7 µm de poro y 0,47mm de diámetro). Los filtros con la muestras se colocaron en a -20°C por al menos 24 horas y la determinación se realizó antes de que transcurran 28 días. Para la extracción se utilizó acetona al 90%, la cual se colocó en tubos de vidrio cubriendo los filtros. La extracción ocurrió durante 20 hs a 4°C en oscuridad, luego se centrifugaron al menos 10 minutos a 1000 rpm. La medición se realizó a 665 y 750 nm y se repitió luego de acidificar la muestra con ácido clorhídrico (HCl) 0,1 N. De esta manera se tienen en

cuenta los feopigmentos. La concentración de clorofila se calculó de la siguiente manera

$$\text{Chl-a } (\mu\text{/L}) = \frac{26,7 \cdot ((665_{\text{Abs}} - 750_{\text{Abs}}) - (665_{\text{Absa}} - 750_{\text{Absa}})) \cdot u}{V_m \cdot D}$$

donde,

26,7 es la constante de proporcionalidad.

665_{Abs} es la absorbancia de la muestra a 665 nm.

750_{Abs} es la absorbancia de la muestra a 750 nm.

665_{Absa} es la absorbancia de la muestra a 665 nm luego de acidificar con HCL 0,1N.

750_{Absa} es absorbancia de la muestra a 750 nm luego de acidificar con HCL 0,1N.

u es el volumen del extracto de acetona.

V_m volumen del agua filtrada.

D el camino óptico, la longitud de la cubeta.

2.5.B RECUENTO DE FITOPLANCTON Y PICOPLANCTON

I. FITOPLANCTON

Los recuentos fueron realizado en al menos una réplica de los meses de septiembre 2017, desde enero 2018 a febrero de 2019 de abril a mayo de ese mismo año. Los meses de julio, agosto y octubre de 2018 se contaron por duplicado.

Las muestras de fitoplancton se tomaron subsuperficialmente, por triplicado, en frascos opacos de 250 ml. Se refrigeraron y se llevaron al laboratorio dónde fueron fijadas con lugol acético. El conteo se realizó siguiendo la técnica de Utermöhl (1958). La muestra se colocó en cámaras de sedimentación de 5 ml durante 24 h y cuando fue necesario se diluyó a la mitad con agua destilada. El conteo se realizó en microscopio invertido. El error estimado no superó el 20% y fue calculado según Venrick (1978) a partir de la siguiente fórmula

$$e = s \cdot \frac{(\sqrt{N})^{-1}}{X} \cdot t_{(\alpha, n-1)}$$

e es el error porcentual

S el desvío estándar

N el número de campos observados

X es la media

$t_{(\alpha, n-1)}$ es la t de student

II. PICOPLANCTON

Las muestras de picoplancton se tomaron en tubos tipo Falcon de 15 ml, subsuperficialmente por triplicado en cada sitio y se fijaron con formol. Para realizar la tinción de las muestras, primero se homogeneizó y luego se tomaron 150 μ l y se diluyeron en 4850 μ l de agua ultrapura en tubos tipo Falcon de 15 ml envueltos en papel aluminio. Luego se agregó 50 μ L de DAPI (4', 6'-diamidino-2-phenylindole, 0.5 mg mL⁻¹), se dejó reposar 10 minutos y se filtró con filtros negros de policarbonato (Osmonics Inc.) de 0,2 μ m de poro, siguiendo el protocolo Porter y Feig (1980). Los filtros fueron montados en portaobjetos con aceite de inmersión apto para fluorescencia (Immersol 518F), cubiertos con un cobreobjeto y almacenados a -20°C hasta su observación.

El microscopio de epifluorescencia utilizado es Marca Zeiss, Modelo Baujahr 2000. Equipado con un iluminador marca Zeiss NAG f. HBO 50. Los recuentos de bacterias heterótrofas (BH) se hicieron utilizando un filtro de excitación de luz UV marca Zeiss BP 450-490, los recuentos de picociabacterias (Pcy) con un filtro Zeiss BP 546-12 y para piceucariota (Peuka) un filtro BP 365/12. El número de campos contado fue de 25 o hasta llegar a un error menor al 15%. El aumento utilizado fue 1000x. Los recuentos se realizaron en al menos una muestra de cada mes tomada en la laguna, excepto de diciembre 2017 a febrero 2018, agosto 2018 a noviembre 2018 y marzo 2019 a mayo 2019 que se hicieron por duplicado.

2.6 DETERMINACIONES REALIZADAS SOBRE EL SEDIMENTO

Se recolectaron muestras de sedimento con un muestreador cilíndrico (*Core sampling*) de 5 cm de profundidad aproximadamente. Se secaron en estufa a 60°C hasta peso constante. Luego se homogeneizaron y se dividieron en tres porciones para analizar granulometría, fósforo lábil (Plábil) y PT.

2.6.A GRANULOMETRÍA

Se pesaron 50 gramos de sedimento y se pasaron por tamices apilados con tamaño de poro decreciente ubicados sobre un shaker a 100 rpm. De esta manera

separamos las partículas por tamaño, dónde las mayores a 1,000 μm se considera sedimento muy grueso, de entre 1,000 – 0,250 μm arena media y gruesa, de entre 0,250 y 0,0053 μm arena fina y muy fina, menor a 0,0053 μm limos y arcillosa. Se pesó el sedimento de cada fracción. Este análisis nos permite cuantificar las fracciones texturales de los componentes minerales del suelo, lo cual nos permite caracterizar al sedimentos por su capacidad de retención de agua, infiltración, intercambio catiónico, entre otras.

2.6.B FÓSFORO LÁBIL

El fósforo lábil es el fósforo que se encuentra disponible en los sedimentos. Se realizó una extracción utilizando sedimento tamizado (malla 1 mm) y agua ultra-pura en una proporción 1:10 masa en volumen, agitando durante 1 hora a 100 rpm y 20 °C. A continuación, se centrifugó la suspensión durante 15 minutos a 4000 rpm a 20°C, y se determinó el fósforo reactivo soluble sobre una alícuota del sobrenadante sin filtrar utilizando el método del ácido ascórbico (Pierzynski, 2000). Se expresa en ppm (mgP/kg de sedimento seco).

2.6.C FÓSFORO TOTAL

Se realizó el método de Bray & Kurtz, el cual consiste es una extracción con una solución de fluoruro de amonio (F^-NH_4^+) en medio ácido (ácido clorhídrico 0,5M) sobre 1 g de sedimento previamente secado y tamizado con una malla de poro de 2 mm . Se agrega la solución en una relación 7:1 con el sedimento y se agita durante cinco minutos, luego se centrifuga a 3000 rpm durante otros cinco minutos. Finalmente se filtra. Para leer se extrae 1ml del extracto y se le agrega 9ml de la solución reactivo color, la cual está compuesta por ácido ascórbico, tartrato de antimonio y potasio, molibdato de amonio y ácido sulfúrico. La lectura espectrofotométrica se realiza a 882 nm.

Capítulo 3

DINÁMICA DE UNA LAGUNA PAMPEANA, LAGUNA DE LOBOS

3.1 INTRODUCCIÓN

Las lagunas pampeanas integran el paisaje característico de la ecorregión pampas, teniendo esta llanura pocos equivalentes alrededor del mundo. La pendiente tan escasa promueve que el escurrimiento superficial del agua sea muy lento, sobre todo en la zona de la pampa deprimida (Matteucci, 2012). Al haber sedimentos muy ricos en nutrientes y en materia orgánica y ser el escurrimiento superficial tan lento, complementado por las bajas profundidades de los cuerpos de agua, gran parte de la columna de agua entra en contacto con los sedimentos y los nutrientes se disuelven en ella. Dando como resultados cuerpos de agua lóticos y lénticos eutróficos o hipereutróficos (Grosman, 2008; Søndergaard *et al.*, 2003).

El trabajo realizado que abordaremos en este capítulo se enmarca en los objetivos del 1 al 5, los cuales cumpliremos parcialmente. El trabajo descrito en este capítulo nos va a permitir contrastar la hipótesis a.

- a) La laguna de Lobos se encuentra en un estado de equilibrio de aguas turbias
 - iv- por la alta concentración de fósforo,
 - v- por un desequilibrio en la relación nitrógeno-fósforo y
 - vi- por cambios de las comunidades que están favorecidos por el proceso de eutroficación.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.A MUESTREO

El sitio de muestreo se ubicó en el extremo más alejado de la costa del muelle del “Club de Pesca Laguna de Lobos”. Esto nos permitió muestrear bajo cualquier condición climática y dejar el equipo de medición de oxígeno con el menor riesgo de que sea dañado (Figura 3-1). La metodología utilizada para los parámetros físicos, químicos y biológicos fue detallada en el capítulo 2. Los parámetros que se midieron mensualmente desde septiembre de 2017 hasta junio de 2019 fueron: conductividad, temperatura (T°C), pH, oxígeno disuelto (OD), nitratos (N-NO₃), nitritos (N-NO₂), amonio (N-NH₄), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), nitrógeno total (NT),

clorofila-a (Chl-a), Secchi, seston (MPS, MPSo y MPSi) y nivel hidrométrico. El dato de las precipitaciones fue obtenido del registro *in situ* que lleva a cabo el Club de Pesca. Se tomaron muestras subsuperficiales de fitoplancton y picoplancton para su posterior conteo.



FIGURA 3-1. SITIO DE MUESTREO EN LA LAGUNA DE LOBOS.

3.2.B ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TSI)

Con el objetivo de simplificar el análisis del estado trófico de los lagos alrededor del mundo Carlson (2007) desarrolló un índice de estado trófico o TSI (por sus siglas en inglés). Este índice puede tener valores de 0 a 100, siendo 0 el nivel más oligotrófico que encontró en un lago alrededor del mundo y 100 el más hipereutrófico.

Las ecuaciones para calcularlo son:

$$TSI(SD) = 60 - 14.41 \ln(SD)$$

SD es la profundidad del disco de Secchi en metros

$$TSI(CHL) = 9.81 \ln(CHL) + 30.6$$

CHL es la concentración de Clorofila-a en $\mu\text{g/L}$

$$TSI(TP) = 14.42 \ln(TP) + 4.15$$

TP es la concentración de fósforo total en $\mu\text{g/L}$

3.3 RESULTADOS

3.3.A VARIABLES FÍSICAS

El nivel hidrométrico promedio es de $1,4 \pm 0,3$ m, con un mínimo registrado en marzo del 2018 de 0,8 m y un máximo de 2 m el mes de septiembre del mismo año (Figura 3-2). El promedio anual de la temperatura del agua fue de $19,9 \pm 5,3$ °C, alcanzando picos de 27,6 °C y 28 °C en enero y diciembre de 2018 respectivamente. En agosto de 2018 se registró la temperatura mínima (11,3°C). Las precipitaciones tienen una variación mensual muy amplia siendo el promedio 99 ± 75 mm, en 5 de los meses estudiados exceden los 150mm, y en el mes de noviembre de 2017 no hubo precipitaciones en la zona de la laguna.

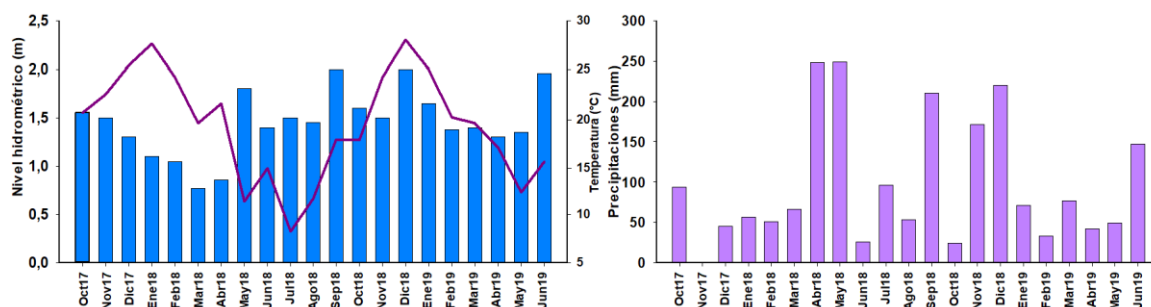


FIGURA 3-2. LOS DATOS REGISTRADOS SE CORRESPONDEN AL PERÍODO DE MUESTREO. EL GRÁFICO DE LA IZQUIERDA NOS MUESTRA LAS PRECIPITACIONES REGISTRADAS EN LA ZONA DE LA LAGUNA. EL GRÁFICO DE LA DERECHA NOS MUESTRA EL NIVEL HIDROMÉTRICO DE LA LAGUNA REGISTRADO EN CADA MUESTREO Y EN EL EJE DERECHO SE INDICA LA TEMPERATURA DEL AGUA EN °C.

Con respecto a los parámetros físicos, la conductividad encontrada estuvo en el amplio rango de 938 y 5563 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el pH entre 7,9 y 9,4 (Figura 3-3a). El OD mostró los valores más bajos en enero y diciembre de 2018, con 3,4 mg/L y 4,7 mg/L respectivamente (Figura 3.3b). Valores que se encuentran por debajo de los aptos para el desarrollo de la vida acuática (5 mg/L). En el resto de los meses muestreados el valor estuvo en el rango de 8,4 y 16 mg/L. La profundidad del disco de Secchi estuvo en el rango de 8 y 25 cm en los meses de mayor turbidez, en los meses de mayo a agosto y diciembre de 2018 promedió los 47 ± 6 cm de profundidad.

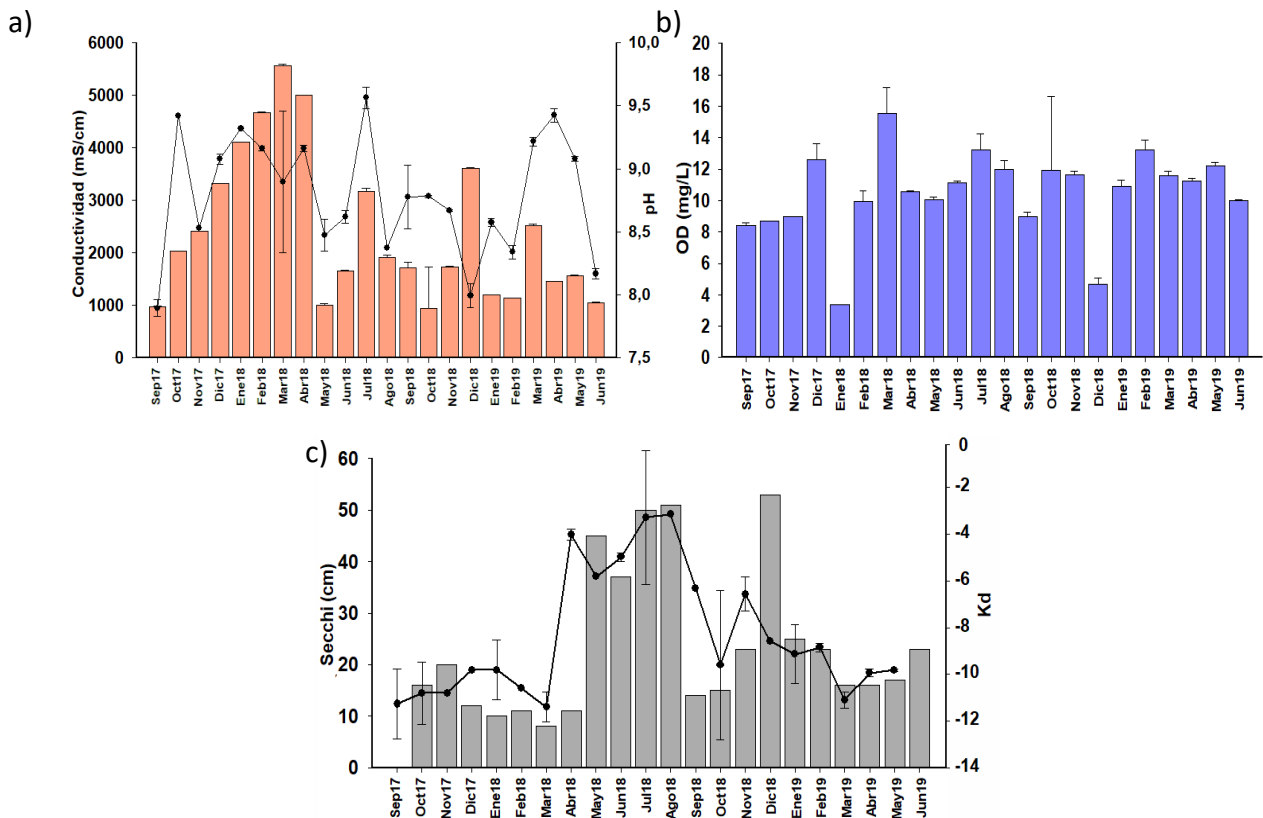


FIGURA 3-3 a) LAS BARRAS INDICAN LA CONDUCTIVIDAD EN mS/cm Y LOS PUNTOS EL pH. b) OXÍGENO DISUELTOS (OD) EN mg/L. c) LAS BARRAS INDICAN LA PROFUNDIDAD DEL DISCO DE SECCHI EN CM Y LOS PUNTOS COEFICIENTE DE EXTINCIÓN DE LA LUZ (KD). TODOS LOS PARÁMETROS FUERON MEDIDOS DURANTE LOS MUESTREOS MENSUALES.

La velocidad promedio del viento durante los meses muestreados (Figura 3-4) fue de 12 ± 4 km/h, con un máximo de 15 km/h en noviembre de 2017 y un mínimo de 10 km/h en abril de 2019. Los meses más ventosos coinciden con las estaciones más cálidas. De noviembre a enero de 2017 y en noviembre de 2018 fueron los meses con los promedios de velocidad de viento más elevados. La dispersión de los datos dentro de un mismo mes es notable, los meses con mayor amplitud entre las velocidades diarias promedio mínimas y máximas fueron septiembre de 2018 y junio de 2019, con una amplitud entre sus valores de 20, pudiendo encontrar en un mismo mes, días con 4 o 5 km/h en su velocidad diaria promedio y días de 24 o 25 km/h.

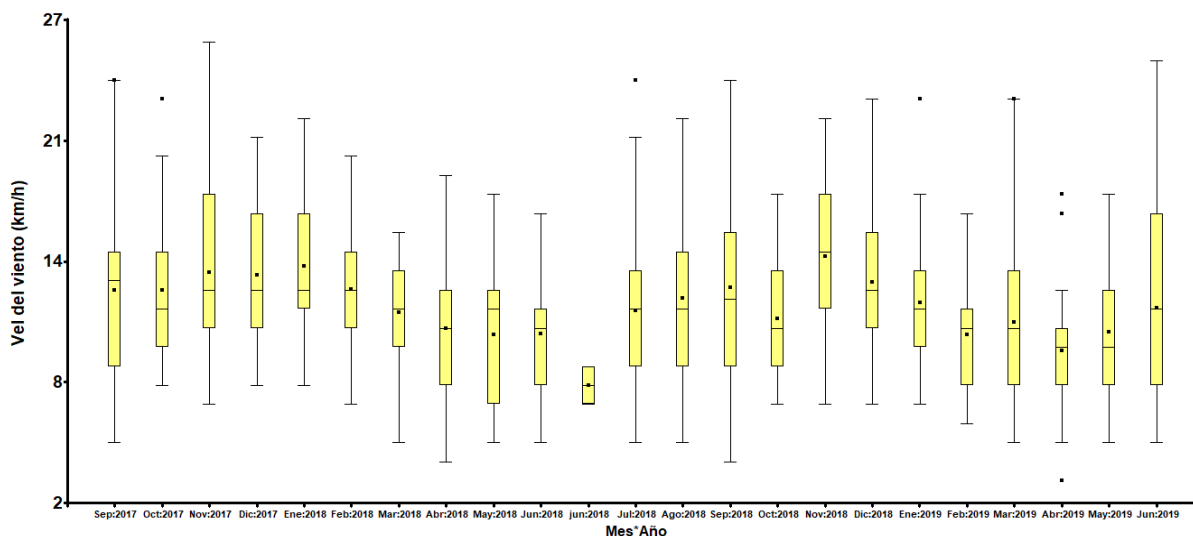


FIGURA 3-4. BOX PLOT MES A MES DE LA VELOCIDAD DEL VIENTO EN Km/h DURANTE LAS FECHAS MUESTREADAS.

3.3.B NUTRIENTES

La concentración de NT medida varió entre 0,9 y 9,7 mg/L, con valores máximos medidos en abril y mayo de 2018 y entre marzo y mayo de 2019 (Figura 3-6a). Las concentraciones de N-NO₃ encontradas fueron en promedio de 3,9±2,3 mg/L, el mes con concentraciones más bajas, de alrededor de 2 mg/L, fue mayo de 2017, en abril 2018 se detectó la concentración más alta que alcanzó 5,3 mg/L. Los N-NO₂ en general presentaron concentraciones menores a 20 µg/L a excepción de los meses noviembre 2017 (77,7±19,5 µg/L), mayo de 2018 (37,7±2,0 µg/L) y abril de 2019 (36,0 µg/L). El N-NH₄ varió en una rango de 13 a 553 µg/L, con picos en octubre de 2017 y marzo de 2018 (455±94 µg/L y 335±182 µg/L respectivamente). En el 50% de los meses muestreados los valores fueron menores a 100 µg/L.

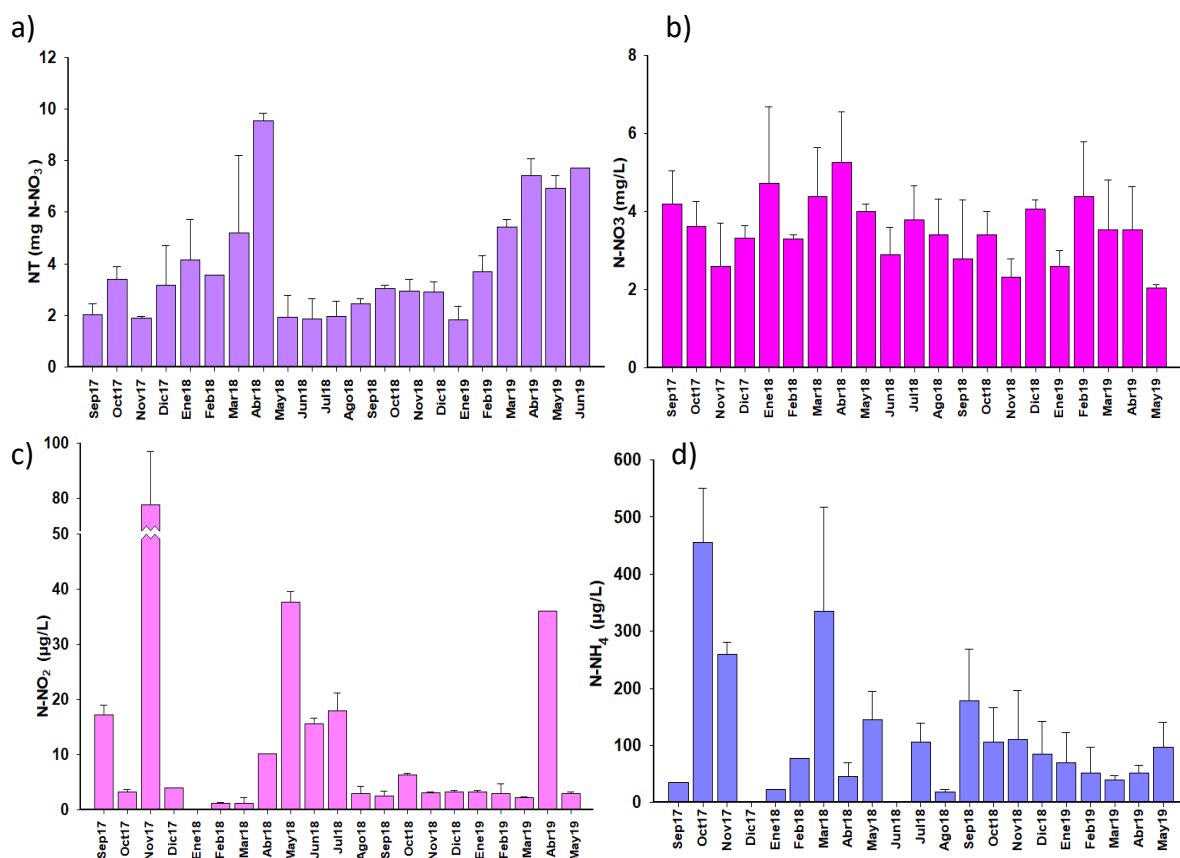


FIGURA 3-5. a) NITROGENO TOTAL (NT) EN mg/L. b) NITRATOS (N-NO₃) EN mg/L. c) NITRITOS (N-NO₂) EN µg/L. d) AMONIO (N-NH₃). TODOS LOS PARÁMETROS FUERON MEDIDOS DURANTE LOS MUESTREOS MENSUALES.

La concentración de PT promedio fue de $0,48 \pm 0,21$ mg/L, presentando picos de más de 1 mg/L en septiembre de 2017 y marzo de 2018. La concentración más baja fue medida en febrero 2018, $0,17 \pm 0,01$ mg/L. El PRS estuvo dentro del rango de 0,04 a 0,53 mg/L. Entre diciembre y abril de 2018 y febrero y mayo de 2019 medimos las concentraciones más bajas, $0,09 \pm 0,04$ mg/L y $0,07 \pm 0,03$ en promedio respectivamente. Las concentraciones más elevadas se midieron en septiembre 2017, mayo y diciembre de 2018 y junio 2019 (0,62; 0,50; 0,43 y 0,45 mg/L respectivamente) (Figura 3-6).

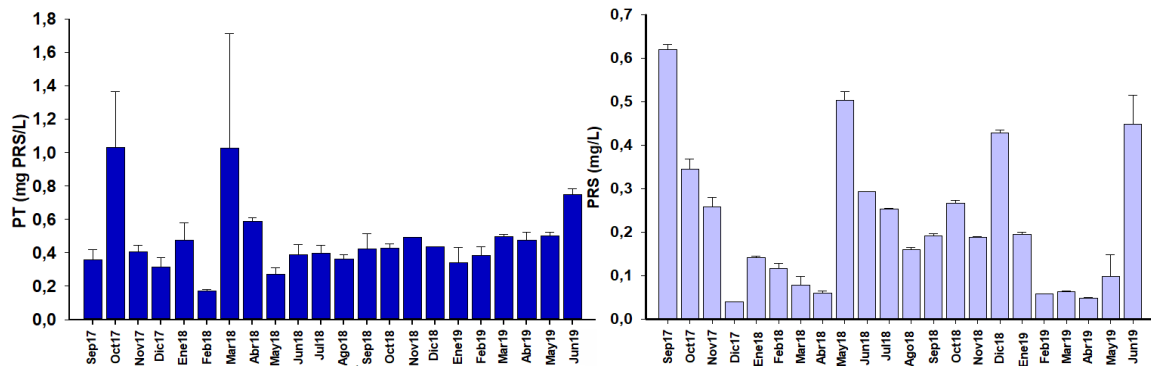


FIGURA 3-6. IZQUIERDA: FÓSFORO TOTAL (PT) EN mg/L. DERECHA: FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE (PRS) EN mg/L.

La relación N/P fue variando a largo del año. La mayoría de los valores mayores a 10 coinciden con los meses cálidos y la mayoría de los valores menores a 10 con los meses más fríos. En el mes de enero de 2018 la relación fue >20 (Figura 3-7).

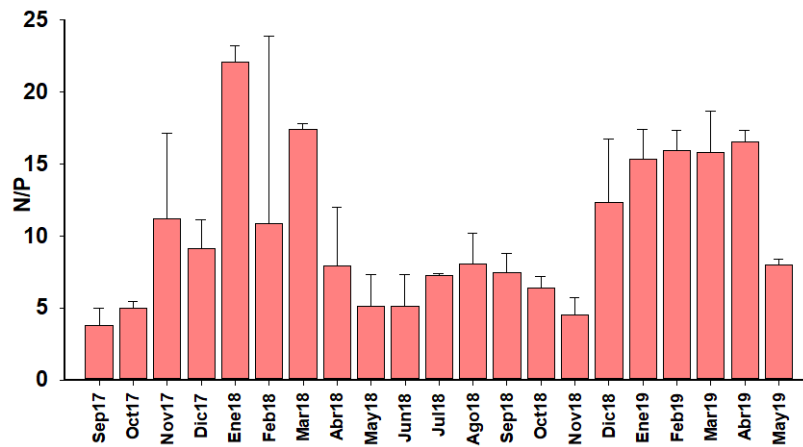


FIGURA 3-7. RELACIÓN NITRÓGENO/FÓSFORO (N/P) DURANTE LOS MUESTREOS MENSUALES EN EL PERÍODO DE ESTUDIO.

3.3.C PARÁMETROS BIOLÓGICOS

Las concentraciones de clorofila de la laguna durante el período de estudio variaron en un rango de 1,87 a 480,33 $\mu\text{g/L}$. El valor más elevado se midió en marzo de 2018 y los valores más bajos en octubre y noviembre del mismo año (Figura 3-8).

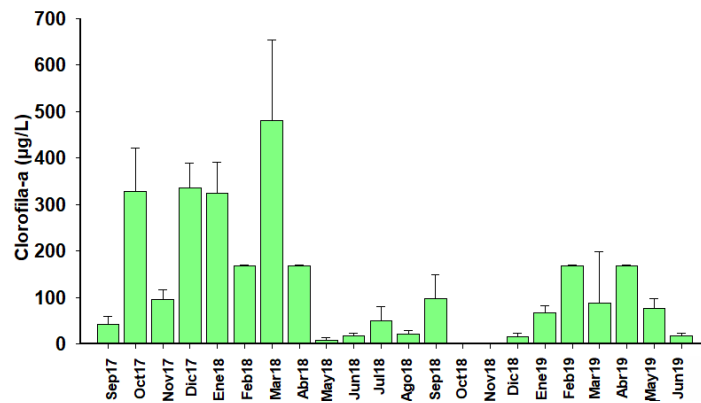


FIGURA 3-8. CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA-A EN µg/L EN LA LAGUNA DE LOBOS DURANTE LOS MESES MUESTREADOS.

El seston de la laguna estuvo dentro del rango de 10,36 y 126,17 mg/L. Durante los meses de sequía más extrema la fracción predominante fue el MPSo, Luego de las lluvias de marzo y abril de 2018 y luego de que los afluentes vuelvan a tener caudal. la fracción que comenzó a predominar fue el MPSi (Figura 3-9).

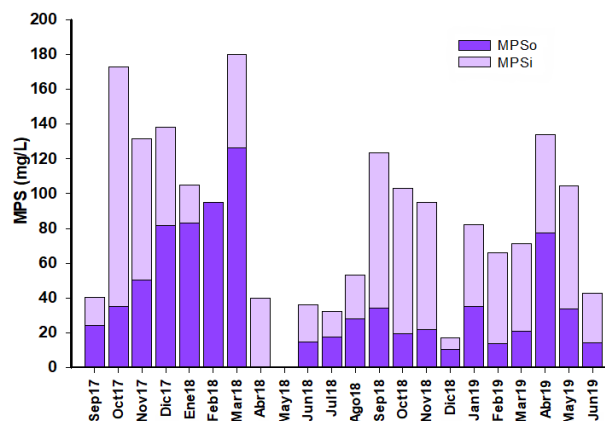


FIGURA 3-9. SESTON DE LA LAGUNA, FRACCIÓN ORGÁNICA (MPSO) Y FRACCIÓN INORGÁNICA (MPSI) DE LA LAGUNA DE LOBOS DURANTE EL PERÍODO MUESTREADO.

RECUENTOS DE FITOPLANCTON

Los recuentos de fitoplancton se expresan en individuos por ml (Figura 3-9) y las abundancias son relativas en porcentaje. El mes con mayor abundancia de fitoplancton fue en abril de 2018. Los meses de noviembre y diciembre de 2017, marzo de 2018 y de septiembre a noviembre de 2018 fueron los únicos dónde no hubo predominio de cianobacterias. Las cianobacterias filamentosas estuvieron presentes en todas las muestras. Los géneros; *Raphidopsis*, *Anabaenopsis*, *Oscillatoria* y *Synechococcus*, estuvieron presentes en el 100% de las muestras y en forma

abundante. El género *Lyngbya* estuvo presente en el 45% de los recuentos, en forma abundante. También se observaron colonias de *Microcystis sp.* en el 25% de los recuentos. En cuanto a las clorofitas, los géneros que más abundaron fueron en primer lugar *Schroederia*, luego le siguió *Scendesmus*, en tercer lugar *Ankistrodesmus* y *Chlorella*, finalmente las de menor abundancia fueron *Coelastrum* y *Pediastrum*.

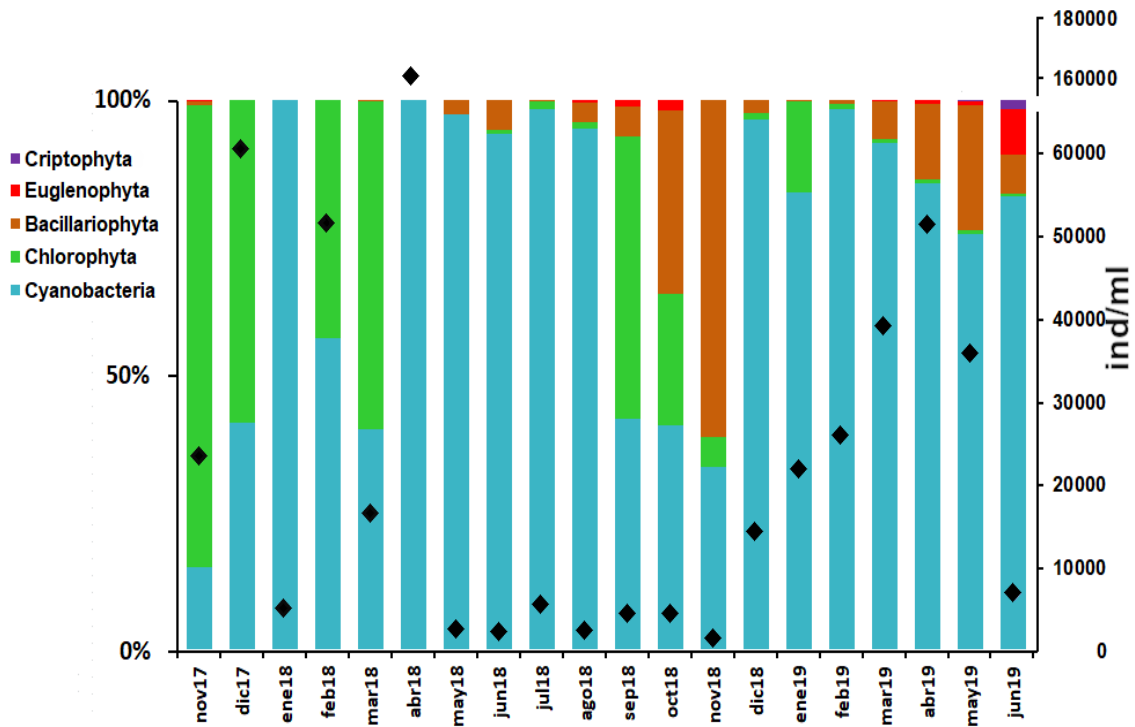


FIGURA 3-10. EN EL EJE Y IZQUIERDO SE EXPRESAN LAS ABUNDANCIAS PORCENTUALES Y EN EL EJE Y DERECHO EL NÚMERO DE INDIVIDUOS POR ML (IND/ML).

Se aplicó la clasificación de grupos funcionales de Reynolds y colaboradores (2002) para identificar las asociaciones que aparecieron con más frecuencia (Tabla 3-1 y Figura 3-10). El grupo funcional más frecuente fue el Sn y S2, luego seguidos de X1, M y J y en menor frecuencia B, H2 y D.

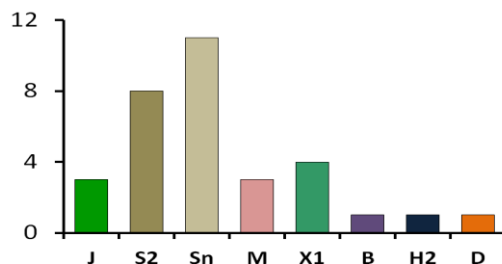


FIGURA 3-11. GRÁFICO CON LAS FRECUENCIAS DE APARICIÓN DE LOS GRUPOS FUNCIONALES SEGÚN REYNOLDS *et al* (2002) EN LAS MUESTRAS TOMADAS MENSUALMENTE EN LA LAGUNA DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO.

TABLA 3-3-1. GÉNEROS PREDOMINANTES DE FITOPLANCTON IDENTIFICADOS EN LAS MUESTRAS DE LA COLUMNA DE AGUA TOMADAS EN LA LAGUNA DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO Y EL GRUPO FUNCIONAL AL CUÁL PERTENECEN SEGÚN (REYNOLDS *et al.*, 2002).

2017			2018		
Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr
<i>Chlorophyta</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Chlorela</i>	<i>Raphidiopsis</i>
	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Anabaenopsis</i>
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Anabaenopsis</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Anabaena</i>
	<i>Anabaenopsis</i>	<i>colonial</i>		<i>colonial</i>	
J	S2 Sn	S2 Sn M	S2 Sn	X1 J M	Sn
2018					
May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct
<i>Synechococcus</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Scenedesmus</i>
<i>Raphidiopsis</i>	<i>Synechococcus</i>	<i>Lynghia</i>	<i>Lynghia</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Bacillariophyta</i>
<i>Oscillatoria</i>	<i>Lynghia</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Synechococcus</i>	<i>Anabaenopsis</i>	<i>Raphidiopsis</i>
<i>Microcystis</i> <i>colonial</i>		<i>colonial</i>			<i>Oscillatoria</i>
X1	X1	M	Sn X1	Sn	J
2018		2019			
Nov	Dic	Ene	feb	Abr	May
<i>Lynghia</i>	<i>Nostocal</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Oscillatoria</i>
<i>Bacillariophyta</i>	<i>Merismopedia</i>	<i>Oscillatorial</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Oscillatorial</i>	<i>Raphidio</i>
	<i>Chroccocal</i>	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Lynghia</i>	<i>Nizschia</i>
B	H2	S2 Sn	S2 Sn	S2 Sn	S2 Sn D
2019					
Jun					
<i>Raphidiopsis</i>					
<i>Oscillatoria</i>					
S2 Sn					

PICOPLANCTON

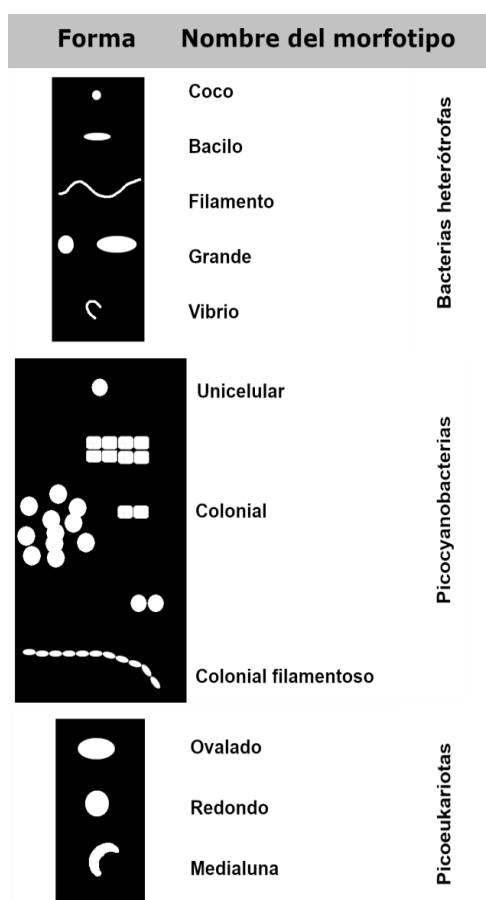


FIGURA 3-12. MORFOTIPOS DE BACTERIAS HETERÓTROFAS ENCONTRADAS EN LA LAGUNA DE LOBOS DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO.

La abundancia de las bacterias heterótrofas (BH) no sigue un patrón estacional, al igual que las picocianobacterias (Pcy) y las (Peuk). Y entre estas poblaciones tampoco hay una correlación entre sus abundancias. Los morfotipos de BH que encontramos fueron los que denominamos coco; células muy pequeñas y redondas; bacilo, células levemente alargadas; filamento, células pronunciadamente alargadas; vibrio, células alargadas y curvas se asemeja al signo de puntuación “coma” y grande, el tamaño de estas células es mucho mayor que el del resto de los morfotipos. Con respecto a las Pcy los morfotipos que encontramos los denominamos unicelular, células individuales, colonial, más de una célula agrupada, colonial filamentosos, células alargadas organizadas en un filamento. Los morfotipos de Peuk que detectamos fueron ovalado, células con forma de óvalo, redondo, células redondeas y medialuna, células con forma de media luna (figura 3-12).

La abundancia total de las bacterias correlaciona negativamente con la concentración de PRS ($p=0,5$). La abundancia relativa de las Pcy coloniales tuvo una correlación significativa y negativa con la abundancia relativa de las Pcy unicelulares ($-0,93$; $p<0,01$). A su vez el porcentaje de Pcy filamentosas tuvo correlación positiva y significativa con la concentración de Chl-a ($0,59$; $p<0,01$) y la abundancia relativa de BH Vibrio ($0,70$; $p<0,01$).

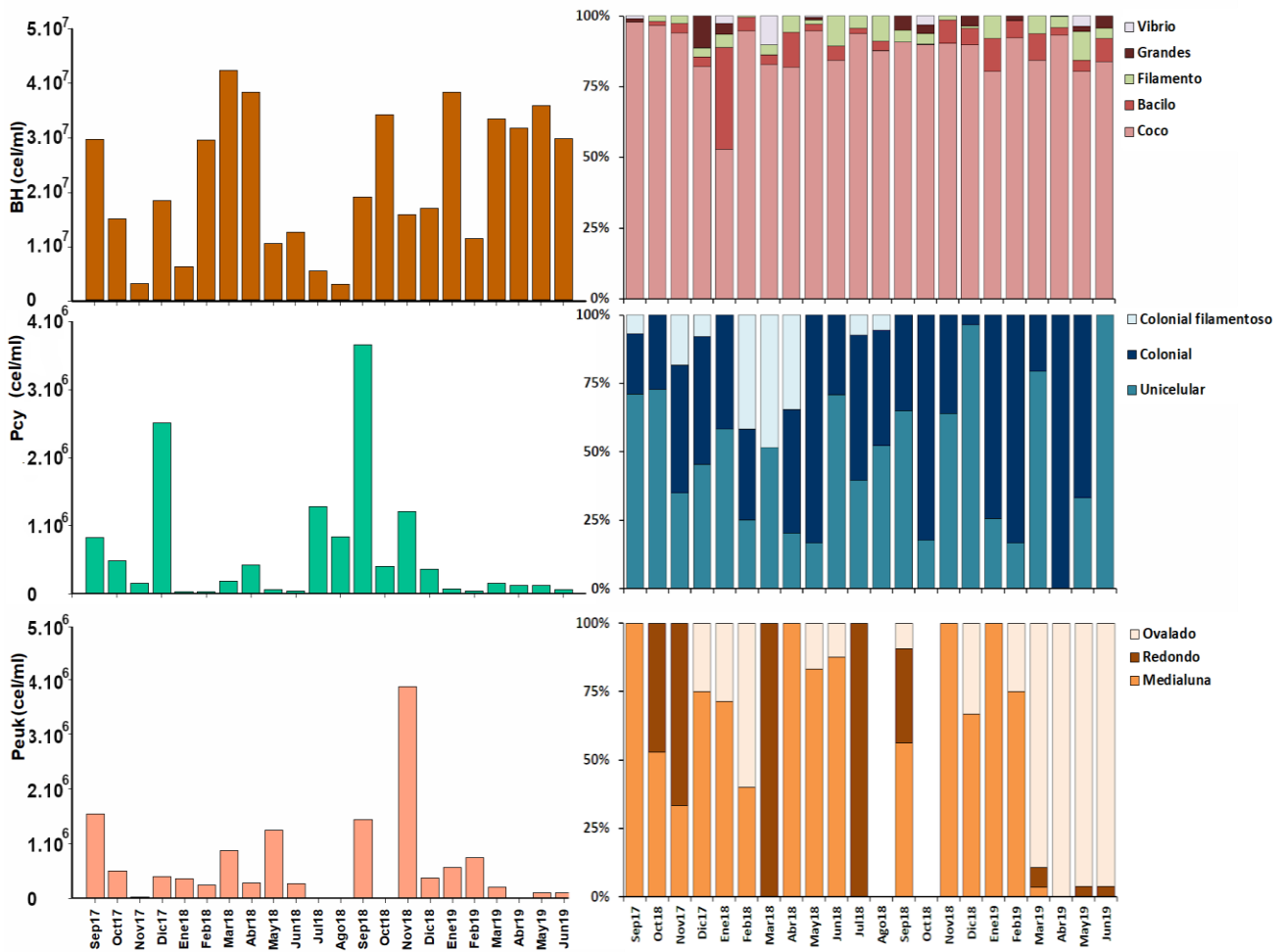


FIGURA 3-13. ABUNDANCIAS DE PICOPLANCTON EN CÉLULAS POR ml (CEL/ML) Y EL PORCENTAJE DE PREVALENCIA DE LOS DIFERENTES MORFOTIPOS. A) BACTERIAS HETERÓTROFAS (BH) A LA DERECHA Y A LA IZQUIERDA PORCETAJE DE MORFOTIPOS. C) PICOCIANOBACTERIAS (Pcy) A LA DERECHA Y A LA IZQUIERDA PORCETAJE DE MORFOTIPOS D) PICOEUKARIOTAS (PEUK) A LA DERECHA Y A LA IZQUIERDA PORCETAJE DE MORFOTIPOS.

3.4 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

El nivel hidrométrico de la laguna está regulado por las lluvias, aunque hay una gran influencia de la compuerta tajamar dónde nace el arroyo Vertedero, esta compuerta fue construida para evitar que la laguna llegue a niveles muy bajos. Pero regularmente le sacan las tablas que la conforman como actos de vandalismo o por disputas entre vecinos, con lo cual los niveles de la laguna bajan. La regulación del nivel hidrométrico (NH) la realiza oficialmente la Secretaría de Hidráulica. En la figura 3-2, observamos que el NH está en pleno descenso, como consecuencia de la sequía que venía atravesando la zona, combinado con las tablas dañadas de la compuerta la cual no cumplía el rol de dique eficientemente. En abril y mayo de 2018 comienzan las

abundantes lluvias (500 mm en 60 días), la laguna retoma su nivel hidrométrico habitual en cual ronda los 1,5 m (Dangavs, 2019) hasta la finalización del período de estudio.

La temperatura de la laguna fluctúa con la temperatura ambiente llegando en verano a valores de 28°C y en invierno a 11°C, con lo cual podemos observar una gran influencia del clima en las condiciones ambientales de la laguna, cómo suele registrarse en cuerpos de agua someros de clima templado (Figura 3-14)

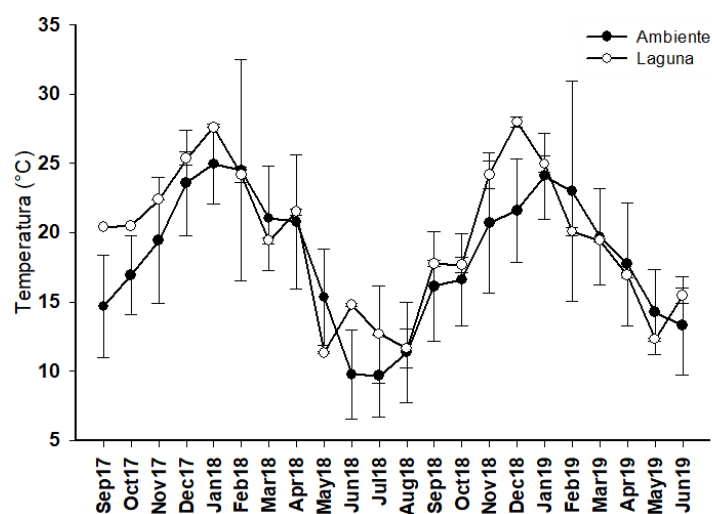


FIGURA 3-14. TEMPERATURA AMBIENTE Y TEMPERATURA DEL AGUA DE LA LAGUNA, LA TEMPERTAURA AMBIENTE FUE PROVISTA POR EL SISTEMA METEOROLÓGICO NACIONAL Y LA DE LA LAGUNA MEDIDA EN CADA MUESTREO.

Los valores más elevados de conductividad se condicen con el período de sequía que fue de septiembre de 2017 a marzo de 2018, dónde la laguna mantuvo su NH más bajo y los afluentes interrumpieron el flujo.

Los valores de profundidad de disco de Secchi más bajos coinciden con los meses más cálidos, a excepción de diciembre de 2018. Durante ese año, noviembre y diciembre tuvieron precipitaciones mayores a 150 mm. Al calcular la zona fótica obtenemos que en verano es alrededor del 40% y en invierno 50%, llegando a ser del 88% de la columna de agua en agosto de 2018.

La mayoría de los nutrientes no parecerían seguir un patrón estacional, sólo el NT que representa un aumento en su concentración en los meses de enero a abril del

2018 y de febrero a junio en 2019, en estos meses el promedio de concentraciones sube de $2,6 \pm 1,0$ mg/L a $6,3 \pm 2,1$ mg/L. Los valores más elevados de este nutriente son posteriores a la cosecha de soja, en los campos que se destinan a este cultivo predomina el suelo desnudo. Situación que favorece el arrastre de sedimento por el agua de lluvia que escurre por la superficie erosionando al suelo, llevando nutrientes y partículas de sedimento a los cuerpos de agua más cercanos.

Al analizar las variaciones de PRS y PT no observamos una relación con el clima cómo esperábamos debido a lo que figura en la bibliografía (Scheffer, 1998; Sondergaard *et al.*, 2001) dónde las concentraciones de fósforo deberían aumentar en las estaciones más cálidas y como encontraron en el caso de la laguna de Chascomús (Torremorell *et al.*, 2007; Lagomarsino *et al.*, 2011). En nuestro caso observamos incrementos de PRS en septiembre de 2017, mayo y diciembre del 2018 y junio 2019. Si comparamos con el calendario de siembra (Figura 3-16) observamos que el pico de septiembre de PRS coincide con la fecha de fertilización de la “Soja de Primera”, que suele realizarse en agosto. El incremento de mayo se relacionaría con la escorrentía provocada por días de lluvias intensos que probablemente promuevan el ingreso de sedimentos con alto contenido de fósforo en la laguna. El incremento de diciembre es posterior a la cosecha de trigo y la siembra de soja de 2da. Finalmente, el pico de junio 2019 coincide con la 2da fertilización del trigo.

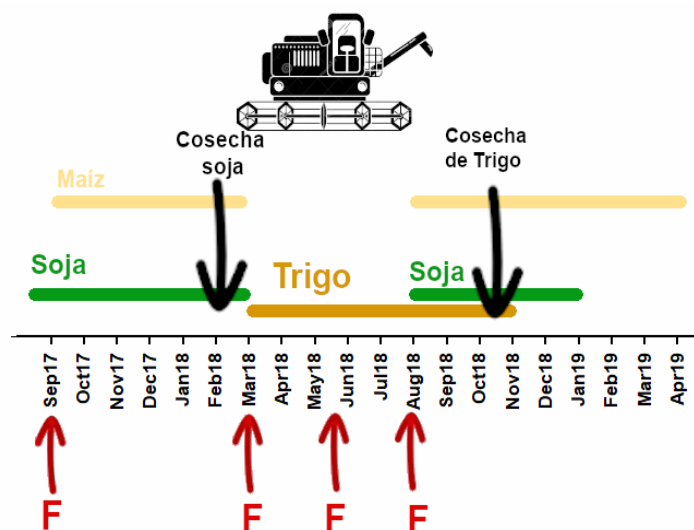


FIGURA 3-15. CALENDARIO DE SIEMBRA DE SOJA, TRIGO Y MAÍZ PARA LA ZONA DE ESTUDIO. LA SOJA DE PRIMERA SE SIEMBRA EN LOS MESES DE AGOSTO Y SEPTIEMBRE Y LA SOJA DE SEGUNDA DE DICIEMBRE A ENERO, LUEGO DE LA COSECHA DE TRIGO. CON FLECHAS ROJAS SE MARCARON LAS FECHAS DE FERTILIZACIÓN TANTO DE LA SOJA COMO DEL TRIGO Y EL MAÍZ.

La relación N/P fluctúa a lo largo del año, la relación >10 observada durante los meses cálidos puede ser consecuencia del crecimiento fitoplanctónico el que utiliza el fósforo soluble y obtiene al nitrógeno de la atmósfera. Las cianobacterias observadas poseían heterocistos en la mayoría de los individuos. Por ello, si bien la bibliografía indica que la relación $N/P < 5$ no es compatible con floraciones masivas de cianobacterias (McQueen & Lean, 1987), o que la relación $N/P < 10$ implica un déficit de N y la relación $N/P > 20$ déficit de P (Redfield, 1958); las lagunas pampeana tienen una gran concentración de nutrientes, siendo estas relaciones no de déficit de N o P, sino más bien del exceso de alguno de esos nutrientes.

Si aplicamos el TSI según los diferentes parámetros la laguna se clasifica como hipereutrófica la mayoría de los meses muestreados. En los meses de invierno se puede ver una clara disminución en el valor de TSI (Chl) debido al descenso de este parámetro. Pero en combinación con los otros dos aún sigue clasificándose como hipereutrófica de acuerdo a los criterios de Carlson (2007) que se pueden ver en el esquema de la figura 3-16.

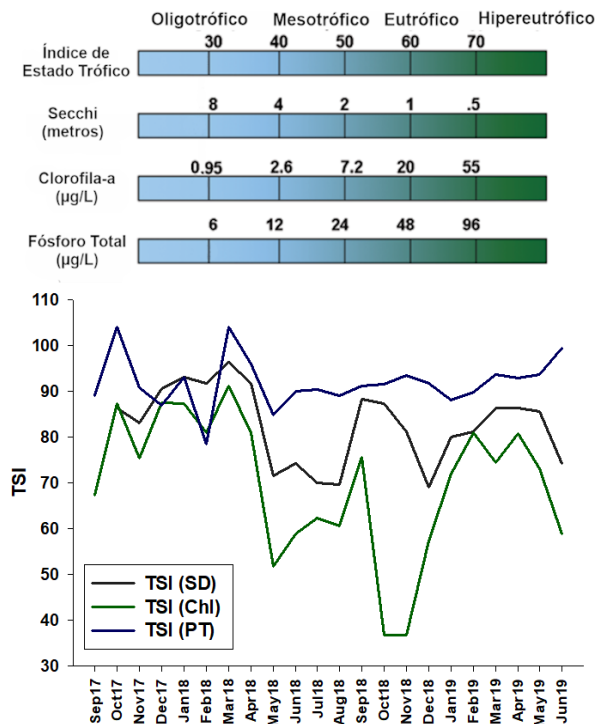


FIGURA 3-16. ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DESARROLLADO POR CARLSON (2007), A LA IZQUIERDA VEMOS EL ESQUEMA DE REFERENCIA Y A LA DERECHA LOS APLICADO A LOS VALORES DE PROFUNDIDAD DE SECCHI –TSI(SD)-, CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA –TSI(CHL)- Y A LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO TOTAL –TSI(PT)- DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO EN LAGUNA.

Los grupos funcionales que predominan en la laguna suelen estar presentes en cuerpos de agua someros y en general con alta carga de nutrientes, con mezcla continua de su columna de agua. Se observa que hay un cambio en los grupos que predominan en el fitoplancton de la laguna con el cambio de estación, en los meses cálidos predominan los grupos funcionales (GF) S2 y Sn y durante los meses fríos X1. El grupo mas frecuente fue Sn, representando una asociación constituida por cianobacterias típicas de capas mixtas de ambientes deficientes en luz. Estos GF predominan en cuerpos de agua someros, enriquecidos de nutrientes y con mezcla vertical constante, resultados similares a los encontrados en otras lagunas pampeanas (Torremorell *et al.*, 2018a). La diferencia entre los GF presentes se debe a la capacidad de tolerar bajas temperaturas. En el caso del grupo X1 se relaciona con un aumento en la población de picocianobacterias (Figura 3-12.B).

Una interpretación de los resultados podría ser que la luz que penetra en la laguna está condicionada por la turbulencia, la cual a su vez modifica el Kd. Esto afecta el desarrollo del plancton autótrófico y del heterotrófico (Sánchez *et al.*, 2013). Esta

dinámica estaría influenciada por los ingresos en exceso de fósforo promovidos por las fertilizaciones pre cosechas, la escorrentía generada por las lluvias y por la remoción de sedimentos realizada por el viento. La cual tendrá un efecto mayor de acuerdo al nivel hidrométrico. En ese complejo sistema de relaciones se conjugan factores estacionales como la luz y la temperatura, otros parcialmente estacionales y con un amplio rango de variación anual e interanual como las precipitaciones y la velocidad del viento y factores antrópicos como las épocas de cosecha y la regulación del nivel hidrométrico de la laguna.

Capítulo 4 -

METABOLISMO ABIERTO DE LA LAGUNA DE LOBOS

4.1 INTRODUCCIÓN

El estudio del metabolismo en los sistemas acuáticos aporta información sobre los procesos ecológicos, la integridad de los ecosistemas, el grado de deterioro y sus posibilidades de recuperación (Ahearn *et al.*, 2006; Staehr *et al.*, 2010). A nivel ecosistémico, en los ambientes acuáticos, las variaciones diurnas de la concentración de oxígeno disuelto (OD) o metabolismo diurno reflejan el balance biológico entre producción y respiración, así como el intercambio físico del oxígeno entre el aire y el agua. Dicho metabolismo puede variar en la escala diaria y estacional (Cole *et al.*, 2000). Si bien las diferencias en metabolismo entre ecosistemas, así como los cambios a escala anual o estacional, se estudiaron durante varias décadas, hay menos información sobre los cambios en el corto plazo, fundamentalmente a escala diaria. Además, es necesario profundizar el conocimiento sobre el modo en que las diferencias diarias en la irradiancia, la temperatura y los vientos afectan tanto a la producción como a la respiración en ambientes eutróficos.

Se espera que las lagunas someras presenten variaciones importantes de oxígeno y dióxido de carbono debido a su pequeño volumen de agua y al contacto estrecho con el sedimento (Pace & Prairie, 2005). En estos ambientes, el fitoplancton, las macrófitas y/o el perifiton controlan la producción primaria bruta (PB), y la materia orgánica puede influir mucho sobre la respiración del ecosistema (R) (Coloso *et al.*, 2011). En lagunas con alto contenido de nutrientes se han registrado elevados niveles de P y R (Staehr *et al.*, 2010). Sin embargo, en muchas lagunas, el metabolismo resulta netamente heterotrófico, con valores de producción neta (PN) menores que los de R (Hagerthey *et al.*, 2010; Scharfenberger *et al.*, 2019). Por lo general, a las lagunas turbias (i.e., en las que la luz solar no llega hasta el fondo) se las ha asociado a un metabolismo heterotrófico (Herrera & Nadaoka, 2021).

En la Región Pampeana existen tres tipos de lagunas: las de aguas claras, las de aguas turbias inorgánicas y las de aguas turbias orgánicas o dominadas por fitoplancton (Allende *et al.*, 2009); esta última categoría reúne a la mayor parte de las lagunas pampeanas. Si bien estas lagunas naturalmente tienen un elevado contenido

de nutrientes, décadas atrás se podían encontrar sistemas dominados por macrófitas o fitoplancton producto de una competencia entre ambas comunidades (Izaguirre & Vinocur, 1994). Sin embargo, en los últimos 70 años, la mayoría de estos ecosistemas sufrieron procesos acelerados de eutrofización como consecuencia del incremento en las descargas de aguas provenientes de actividades agrícolas, urbanas e industriales. Al igual que en otras partes del mundo, el incremento de nutrientes en la mayoría de las lagunas pampeanas provocó la exclusión de macrófitas como consecuencia del aumento de la biomasa del fitoplancton y del material suspendido (González Sagrario *et al.*, 2020; Quirós *et al.*, 2002). En 2018 Alfonso y colaboradores (2018) estimaron el metabolismo de dos lagunas someras pampeanas y en ambas, el balance anual, fue heterotrófico, en particular La Salada que es una laguna turbia orgánica con características similares a la laguna estudiada en este trabajo.

La laguna de Lobos es un caso representativo de los procesos que han sufrido las lagunas pampeanas, que se han estacionado en una fase de 'aguas turbias orgánicas'. La reducción de la profundidad de la laguna por causa de factores naturales o antrópicos (e.g., condiciones de sequía o la regulación del caudal de ingreso y salida) produce un ambiente propicio para el desarrollo de cianobacterias. Como se describió para otras lagunas pampeanas, el predominio de este tipo de comunidades impide la colonización de macrófitas sumergidas que podrían reducir la turbidez del agua, el régimen de temperaturas y el estado de equilibrio de la laguna, llevándolo a un estado permanente de laguna turbia orgánica (Diovisalvi *et al.*, 2010; O'Farrell *et al.*, 2011; Torremorell *et al.*, 2009).

El estado trófico de la laguna de Lobos condiciona su funcionamiento debido a las altas concentraciones de nutrientes. Es esperable un alto grado de captación de carbono y de liberación de oxígeno durante las horas de luz por parte de la gran biomasa de fitoplancton, la que genera una alta producción fotosintética, como se encontró en lagunas pampeanas de condiciones similares. (Allende *et al.*, 2009; Torremorell *et al.*, 2018b). Además, la región posee un clima templado que posibilita condiciones de alto consumo de oxígeno durante el día y durante la noche como consecuencia de la respiración del plancton y de organismos bentónicos (Zbikowski

et al., 2019). También se espera que la producción y el consumo sean más altos en los períodos de mayor irradiancia y temperatura. La mayor irradiancia permite recibir más luz y a su vez incrementa la temperatura, que tiene efectos tanto en la producción bruta como en la respiración (Carignan *et al.*, 2000).

En un estudio exploratorio realizado en 2016 se evaluaron los cambios diarios en el metabolismo de la laguna en dos períodos del año con diferentes temperaturas, el objetivo de esta primera aproximación al tema fue interpretar el rol de este cuerpo de agua en el ciclo global de carbono.

En base a lo mencionado vamos a poner a prueba las hipótesis: di- Una mayor biomasa de fitoplancton genera una diferencia más pronunciada de la relación producción primaria/respiración entre el día y la noche, con posible saturación en el día y posible anoxia en la noche; y dii- el metabolismo neto diario de la laguna es heterotrófico, como consecuencia de la gran cantidad de organismos planctónicos que consumen oxígeno y que la producción primaria fitoplanctónica no puede contrarrestar con la producción primaria durante las horas de luz.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.A DISEÑO DE MUESTREO

Durante 2016 se realizó un seguimiento preliminar del metabolismo de la laguna en dos épocas del año: otoño y primavera (del 23 de abril al 3 de mayo y del 13 al 23 de diciembre, respectivamente). Utilizando el muelle del Club de Pesca, se colocó una sonda óptica de oxígeno conectada a un multímetro portátil HACH HQ30d, a 0,60 m de profundidad que funcionó 10 días seguidos. La frecuencia de la toma de datos fue cada 5 minutos. La velocidad del viento la medimos con un anemómetro manual mutiparámetro LT-LM8000A.

Se registraron los valores de concentración de oxígeno disuelto (OD) promedio y su desvío estándar en el transcurso del día, así como los valores máximos y mínimos de concentración de oxígeno y su coeficiente de variación. También se contabilizó si

hubo días con sobresaturación o agotamiento de oxígeno o con valores menores a 5 mg/L de OD, nivel guía para preservar la biota acuática.

Se realizaron comparaciones entre los parámetros de metabolismo de otoño y primavera mediante análisis de la varianza (ANOVA). Los ANOVA y las comparaciones de variación de oxígeno durante el día se realizaron con el programa InfoSTAT 2020 y las representaciones gráficas con el programa Sigma Plot 8.0.

Luego de esta primera experiencia diagramamos el muestreo mensual utilizando la misma metodología pero con una duración de 6 días y con un multímetro portátil Thermo Orion Star A329. El cuál se llevó a cabo entre Octubre de 2017 y Mayo de 2019. La velocidad del viento se obtuvo de la estación meteorológica más cercana ubicada en la laguna de Monte a 35 km hacia el sureste.

4.2.B ESTIMACIÓN DEL METABOLISMO

Para estimar el metabolismo se tuvo en cuenta la variación de oxígeno en el agua cada 5 minutos y su relación con el valor teórico de saturación de oxígeno en función de la temperatura del agua y la altura sobre el nivel del mar. Cuando el valor medido de oxígeno disuelto es mayor al valor estimado de saturación, se asume una condición de sobresaturación y de emisión del gas a la atmósfera. En cambio, si es menor, se espera que ingrese oxígeno desde la atmósfera al cuerpo de agua. Este valor de intercambio mediante la concentración de oxígeno presente en el agua y la atmósfera se estima mediante el coeficiente de reaeración que se explica más abajo y que varía con la velocidad del viento. La sumatoria de las variaciones de oxígeno multiplicada por el coeficiente de reaeración indica el flujo del oxígeno en la laguna (D). De ese modo se puede aplicar la ecuación original de Odum (1956) (ver Hoellein *et al.* 2013).

$$\delta O_2/\delta t = PB - RE - D$$

donde,

$\delta O_2/\delta t$ es la variación de oxígeno en el tiempo

PB es la producción bruta

RE es la respiración del ecosistema

D es el flujo de oxígeno

(Staeher *et al.*, 2010)

El valor obtenido por la ecuación corresponde a la variación de la concentración de oxígeno en el intervalo de 5 minutos. Para determinar la respiración se asumió que de noche no hay fotosíntesis, sino únicamente respiración, y que no hay diferencias en la respiración entre el día y la noche, entendiendo el período de la noche como las horas posteriores a la caída del sol y previas a su salida. Se promediaron los valores de oxígeno del horario nocturno y en base a eso se estimó el valor de respiración por hora. La R se calculó por la sumatoria de la respiración por hora durante las 24 h. La PB se calculó como la suma de las variaciones de oxígeno durante las horas de luz, corregidos por los coeficientes de intercambio y sumadas a los valores de respiración de las 24 horas del día. La PB es atribuible a la producción del fitoplancton o de la vegetación sumergida en la laguna, en caso de que hubiera. Su valor puede ser 0, pero nunca negativo. Por otro lado, se calculó la diferencia entre PB y R para obtener el MN, que puede ser positivo (cuando la producción es mayor a la respiración), negativo (cuando es mayor el consumo que la producción) ó 0 cuando la PB y la R están igualadas (Coloso *et al.*, 2008; Hoellein *et al.*, 2013).

Los valores de PB y R en cada intervalo de 5 minutos deben corregirse por el valor del flujo de oxígeno o difusión (D). Para estimarlo se utilizaron las ecuaciones planteadas en (Cole *et al.*, 2010; Staeher *et al.*, 2010).

Así, $Dt(0.12 \text{ h})$ sería la difusión de O_2 entre el agua de la laguna y la atmósfera en períodos de 0,12 horas (5 minutos) y se calculó de acuerdo a la ecuación que brindan Van de Bogert *et al.* (2007).

$$Dt(0.12 \text{ h}) = k(O_{2\text{sat}} - O_{2t}) \cdot z^{-1}$$

Donde,

k es el coeficiente de intercambio de gas

O_2 a una temperatura determinada (Cole & Caraco, 1998)

$O_{2\text{sat}}$ es la concentración de oxígeno de equilibrio del agua para esa condición y en ese momento

O_{2t} es la medida de concentración de oxígeno en un momento dado (t)

z es la profundidad media de la laguna.

El parámetro k se calculó para cada temperatura del agua utilizando la ecuación de (Klotz, 2013).

$$k = k600 [Sc/600]^{-1/2}$$

donde,

k600 es el coeficiente de intercambio de oxígeno para un número de Schmid de 600

Sc es el número de Schmidt para oxígeno a diferentes temperaturas del agua, que se determina por medio de la ecuación de (Wanninkhof, 1992).

$$Sc = 0.0476 T^3 + 3.7818 T^2 - 120.1 T + 1800.6$$

donde T es la temperatura en grados centígrados.

Los valores de k600 se calcularon utilizando la ecuación de (Cole & Caraco, 1998).

$$k600 = (2.07 + 0.215 U^{101.7}) \cdot 100^{-1}$$

donde,

U10 es la velocidad del viento a 10 m de altura.

La R se obtiene a partir de la variación nocturna de oxígeno, asumiendo que se mantiene durante todo el día, la PB se obtiene de la producción durante las horas de luz y la R durante 24 horas, y MN se obtiene por diferencia entre ambas. Para realizar las estimaciones del metabolismo de la laguna siempre debe corregirse por D (el oxígeno que es intercambiado con la atmósfera) y considerar el valor z (la profundidad de la laguna) (Figura 4-1). Las estimaciones de metabolismo realizadas se expresan en $gO_2 \cdot m^{-2} \cdot día^{-1}$. La unidad se obtiene al multiplicar los resultados de variación de concentración de oxígeno estimado cada 5 minutos ($g/m^3 \cdot min$) por la profundidad de mezcla de la laguna (en m), obteniéndose la variación de oxígeno por unidad de área estimada para toda la laguna en una unidad de tiempo determinada. De ese modo pueden compararse los resultados del metabolismo entre lagunas de distintas

superficies y profundidades o como en este caso en los valores obtenidos en una misma laguna en distintas épocas del año.

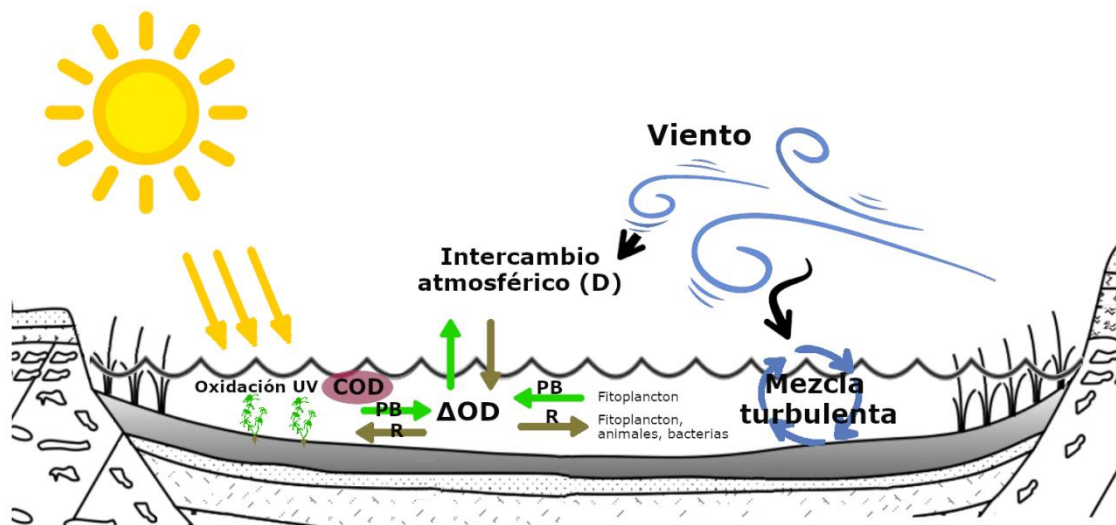


FIGURA 4-1. -MODELO CONCEPTUAL DE LOS COMPONENTES BIOLÓGICOS Y FÍSICOS QUE CONTRIBUYEN A LA VARIABILIDAD DEL OXÍGENO DISUELTO (OD) EN LA LAGUNA. LOS CAMBIOS DIARIOS EN EL OD SE PRODUCEN COMO RESULTADO DE LA FOTOSÍNTESIS DE LOS AUTÓTROFOS (FITOPLANCTON, MACRÓFITOS, ALGAS BÉNTÓNICAS) PRODUCIDA DURANTE EL DÍA Y EL CONSUMO DE OXÍGENO (RESPIRACIÓN) POR PARTE DE TODOS LOS ORGANISMOS DEL ECOSISTEMA DURANTE TODO EL CICLO DIARIO. ADEMÁS, LA OXIDACIÓN UV FOTOQUÍMICA Y LA FOTOINHIBICIÓN EN LAS AGUAS SUPERFICIALES POR EL CARBONO ORGÁNICO DISUELTO (COD) PUEDEN INFLUIR SIGNIFICATIVAMENTE EN LA CONCENTRACIÓN DE OD MEDIDA. A ESTO SE SUMA UN INTERCAMBIO DE OXÍGENO (D) ENTRE EL AGUA Y EL AIRE, IMPULSADO POR UN GRADIENTE DE CONCENTRACIÓN Y UNA MEZCLA FÍSICA GENERADA POR EL VIENTO. LA FIGURA ES UNA ADAPTACIÓN DEL PERFIL DE LA LAGUNA DE LOBOS DE (N. DANGAVS, 2019) Y EL MODELO CONCEPTUAL DE (STAEHR *et al.*, 2010).

4.3 RESULTADOS

3.3.A MUESTREO PRELIMINAR

Durante el estudio se observó que la laguna frecuentemente se sobresaatura de oxígeno en algún momento del día. En otoño, la concentración de oxígeno no disminuye como para comprometer la vida de los peces; sin embargo, en primavera, seis de los diez días que se monitorearon presentaron concentraciones de oxígeno menores a 3 mg/L. En ningún momento la laguna llegó a estar totalmente anóxica. Tanto el promedio diario de los valores de oxígeno como su amplitud y su coeficiente de variación fueron significativamente mayores en primavera que en otoño. En la tabla 4-1 se sintetiza información relacionada con el OD en la laguna, extraída de las curvas diarias de oxígeno de ambos períodos. El MN promedio durante los diez días de otoño fue -0.75 (d.e. 1.72) $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$, mientras que en primavera fue -1.14 (d.e. 11.72) $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$. También se obtuvieron valores de PB y RE más altos en primavera

mientras que el metabolismo neto fue menor en primavera en relación al estimado para otoño (Tabla 2 y Figura 4-2).

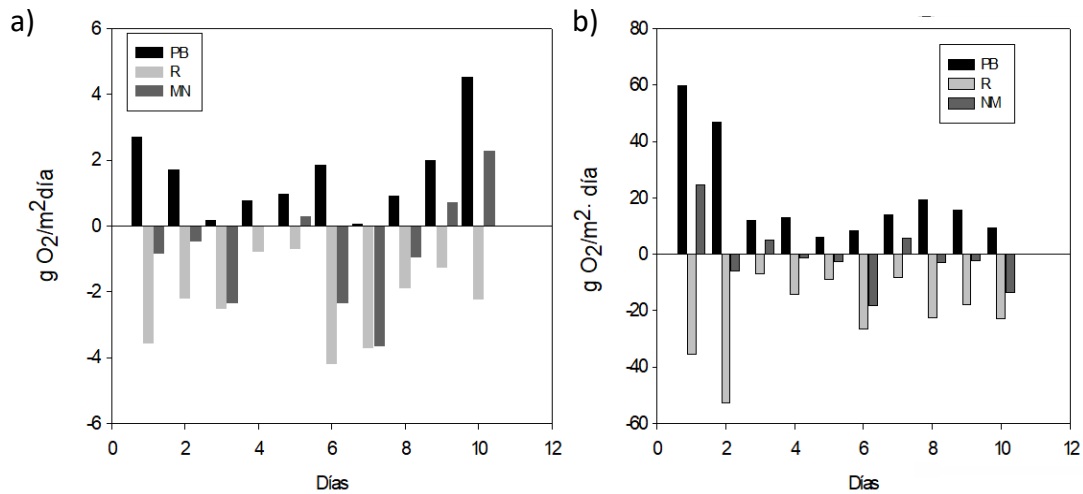


FIGURA 4-2 METABOLISMO NETO (MN), PRODUCCIÓN BRUTA (PB) Y RESPIRACIÓN (RE) DURANTE LOS 10 DÍAS DE MEDICIÓN EN A) OTOÑO Y B) PRIMAVERA.

Los máximos valores diarios de producción bruta calculados en otoño y primavera fueron $4,51$ y $59,93\ gO_2\cdot m^{-2}\cdot día^{-1}$, respectivamente, y los mínimos fueron $0,07$ y $6,11\ gO_2\cdot m^{-2}\cdot día^{-1}$, respectivamente. El metabolismo en la laguna resultó negativo en 13 de los 20 días que se estudió, mientras que en los otros siete días fue positivo (Figura 4-2). La mayoría de los días registrados en otoño tuvieron mayor RE que PB ($PB/RE < 1$).

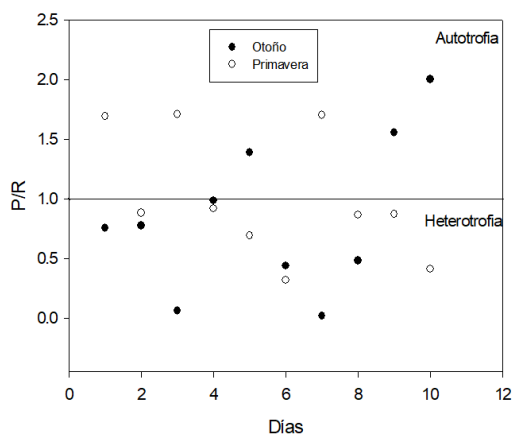


FIGURA 4-3. REPRESENTACIÓN DEL ÍNDICE DE PRODUCCIÓN BRUTA Y RESPIRACIÓN (P/R) RESULTANTE EN LOS DÍAS DE OTOÑO Y PRIMAVERA. LOS SÍMBOLOS NEGROS INDICAN LOS VALORES DEL ÍNDICE EN OTOÑO Y LOS CLAROS INDICAN LOS VALORES DE PRIMAVERA.

TABLA 4-1. CARACTERÍSTICAS DE LAS CURVAS DE OXÍGENO Y LOS VALORES DE PRODUCCIÓN BRUTA, RESPIRACIÓN DEL ECOSISTEMA Y METABOLISMO NETO REGISTRADOS DIARIAMENTE EN PERÍODOS DE OTOÑO Y PRIMAVERA DE

2016. EN EL CASO DE LA VARIACIÓN DIARIA DE OXÍGENO DISUELTADO (OD) SE SEÑALA EL VALOR MEDIO Y CON \pm EL VALOR DEL DESVÍO ESTÁNDAR. ** PRESENTAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS CON $P < 0,01$.

	Otoño	Primavera
Días con sobre saturación	9	10
Días con OD menor a 3 mg O ₂ /l	0	6
Horas diarias sin OD	0	0
Variación diaria de OD (mg O ₂ /l)	3,6 \pm 2,2	15,6 \pm 3,1
Amplitud diaria de la variación de OD (mg O ₂ /l)	0,95-7,95	9,07-20,92
Producción Bruta (PB) **	1,57 \pm 1,33	20,45 \pm 18
Respiración del Ecosistema (RE) **	2,32 \pm 1,22	21,59 \pm 14,22
Metabolismo Neto (MN)	-0,8 \pm 1,72	- 1,14 \pm 11,62

La PB y la RE en primavera resultaron significativamente mayores que en otoño $P < 0.01$. El MN no mostró diferencias significativas entre primavera y otoño. Sin embargo, de igual modo que la PB y la RE su rango de variación diario en primavera fue mayor que en otoño.

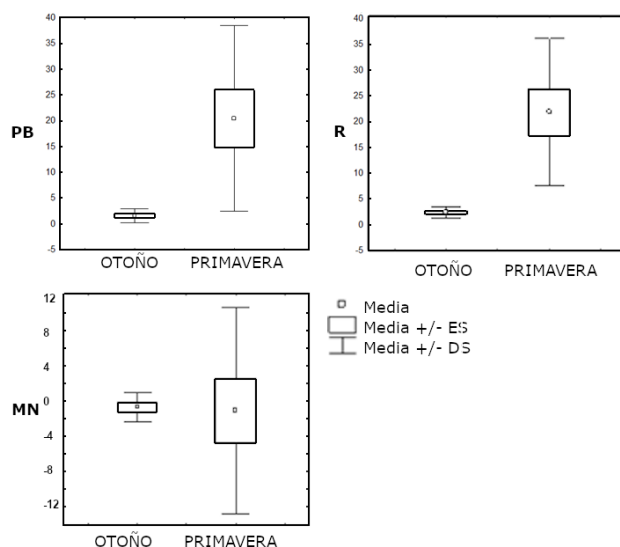


FIGURA 4-4. BOXPLOTS DE PB (A), RE (B) Y MN (C) DE OTOÑO Y PRIMAVERA. LOS RESULTADOS ESTÁN EN gO₂.m⁻².DÍA⁻¹

3.3.B MUESTREO PRINCIPAL

Durante el período muestreado el metabolismo varió entre -29,9 y 34,6 gO₂/m².día. Podemos observar que no hay un patrón estacional, pero hay predominio de días con MN > 0 (Figura 4-5). El valor de MN positivo más extremo lo encontramos en otoño 2018 y el valor negativo más extremo en otoño 2019. En las estaciones de invierno y primavera el metabolismo es más balanceado y cercano a 0. Si comparamos el metabolismo de otoño 2018 con otoño 2019 podemos observar diferencias

significativas ($p < 0,01$). Siendo en 2018 predominantemente positivo (autotrófico) y en 2019 oscila de negativo (heterotrófico) a balanceado.

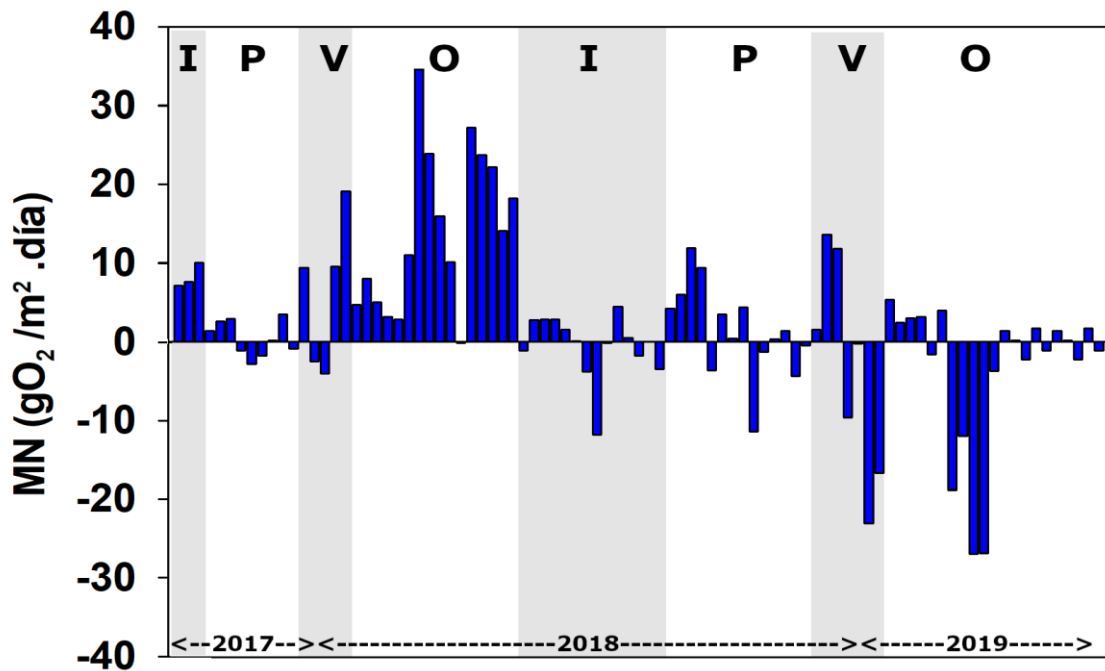


FIGURA 4-5. METABOLISMO NETO (MN EN $\text{mgO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{DÍA}$) DURANTE LAS FECHAS MUESTREADAS, LAS LETRAS INDICAN LAS ESTACIONES DEL AÑO (I: INVIERNO, P: PRIMAVERA, O: OTOÑO, V: VERANO).

Con respecto a la PB los períodos de otoño 2018 y desde fines de la primavera 2018 a inicio del verano 2019, presentan valores más elevados. El período dónde se observan los valores más elevados de R es verano de 2019 (Figura 4-6).

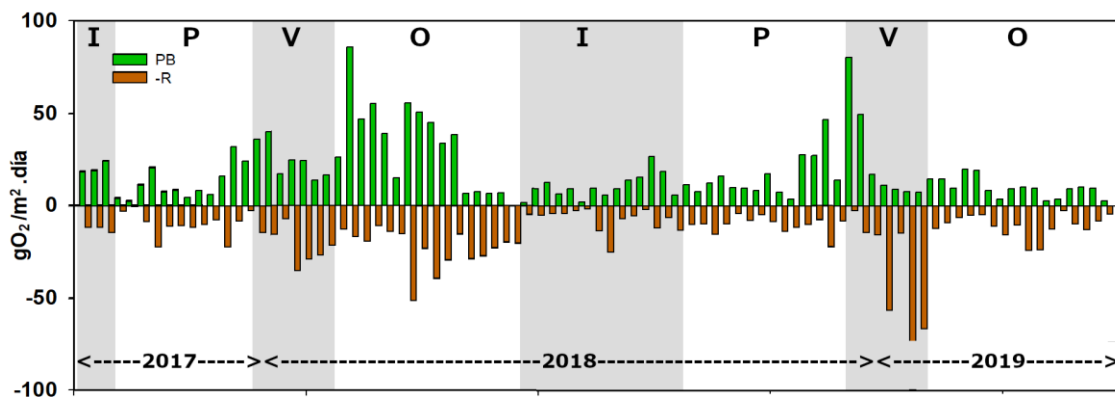


FIGURA 4-6. PRODUCCIÓN PRIMARIA BRUTA (PPB) Y LA RESPIRACIÓN DEL ECOSISTEMA MULTIPLICADA POR -1 (-R) EN $\text{mgO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{DÍA}$ DURANTE LAS FECHAS MUESTREADAS.. LAS LETRAS INDICAN LAS ESTACIONES DEL AÑO (I: INVIERNO, P: PRIMAVERA, O: OTOÑO, V: VERANO)

El 67% de los días analizados la laguna tuvo una relación P/R >1, lo que implica un comportamiento autotrófico (Figura 4-7).

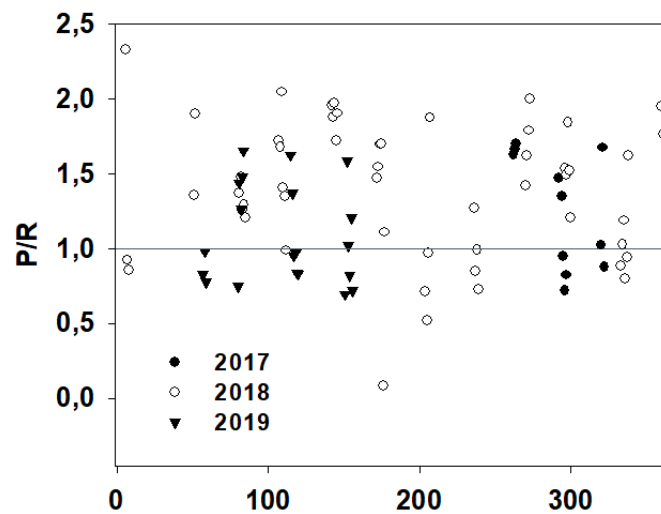


FIGURA 4-7. . RELACIÓN PRODUCCIÓN/RESPIRACIÓN DURANTE EL PERÍODO ANALIZADO, EL DÍA 1 ES EL 1RO DE ENERO Y EL 365 EL 31 DE DICIEMBRE.

El coeficiente de extinción de la luz (KD) varió ente -2,95 a -13,21, mostrando un comportamiento estacional (Figura 4-8a), con valores más cercanos a 0 de mediados de otoño a fines del invierno de 2018 y con valores que indican mayor KD en las estaciones más cálidas. Es decir que la laguna en verano es más turbia, resultados similares se encontraron en otras lagunas pampeanas (Torremorell et al., 2007). La producción primaria bruta (PB) fue máxima en otoño y en primavera/verano de 2018. El rango varió de entre 0,19 y 85,60 gO₂.m⁻².día⁻¹ (Figura 4-8b). La temperatura presentó un comportamiento estacional, acompañando los cambios en la temperatura ambiental y la irradiancia (Figura 4-8c).

Los principales resultados obtenidos de las curvas de metabolismo se resumen en la tabla 4-2. Donde se observa que los máximos y los mínimos fueron obtenidos en los meses de verano, dando lugar a una amplitud mayor durante estos meses. Entre febrero y abril de 2018 se contabilizaron al menos 103,5 horas con una concentración de OD menor a 5,0 mg/L.

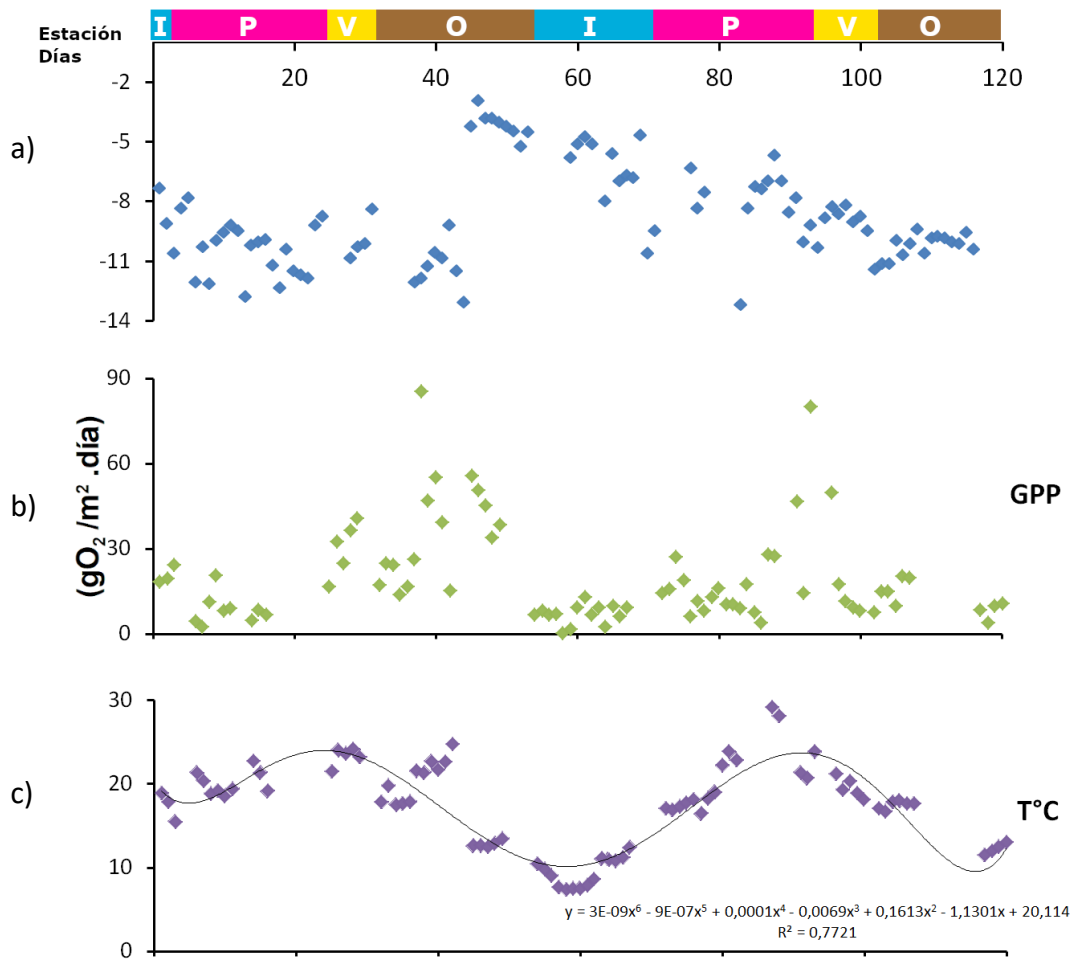


FIGURA 4-8. EN EL EJE X SE REPRESENTAN LOS DÍAS DÓNDE LA Sonda DE OXÍGENO PERMANECIÓ EN EL AGUA, DONDE 1 ES EL PRIMER DÍA Y 120 EL ÚLTIMO DÍA, SÓLO SE GRAFICAN LOS DATOS DE LOS DÍAS MUESTREADOS. EN EL GRÁFICO A) SE MUESTRA EL COEFICIENTE DE EXTINCIÓN DE LA LUZ (KD) AJUSTADO A UN POLINOMIO GRADO SEIS CON UN R=0,67, EN EL B) PRODUCCIÓN PRIMARIA BRUTA (GPP) Y EN EL C) LA TEMPERATURA EN °C AJUSTADO A UN POLINOMIO GRADO SEIS CON UN R=0,77. LAS LETRAS INDICAN LAS ESTACIONES DEL AÑO (I: INVIERNO, P: PRIMAVERA, O: OTOÑO, V: VERANO).

TABLA 4-2. CARACTERÍSTICAS DE LA CURVA DE OXÍGENO DISUELTO (OD), MÍNIMO, MÁXIMO, CANTIDAD DE HORAS CON OD MENOR A 5 MG/L Y AMPLITUD ENTRE EL MÍNIMO MEDIDO Y EL MÁXIMO.

	2017			2018												2019			
	9	10	11	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	2	3	4	5
Min	6,0	6,9	7,0	5,0	0,0	2,7	0,0	5,7	9,4	8,6	9,6	5,6	6,1	7,7	3,9	8,0	7,6	7,0	8,6
Max	10,7	14,1	12,4	24,3	18,6	23,4	25,5	9,5	12,2	16,4	14,8	10,0	12,5	15,3	10,3	27,3	13,3	17,5	18,0
OD<5, h				1	40	8,5	55								6,5				
Amplitud	4,7	7,2	5,4	19,3	18,6	20,7	25,5	3,8	2,8	7,8	5,2	4,4	6,4	7,6	6,4	19,3	5,8	10,5	9,4

4.4 ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

La variación de OD en la columna de agua da una medida integradora que sintetiza tanto el efecto de factores ambientales como la recirculación producida por los vientos.

En el muestreo preliminar, aunque se hayan registrado altas concentraciones de OD en la columna de agua durante el día lo que induciría a suponer que su comportamiento es autotrófico, el MN fue negativo. Lo cual evidencia que la laguna tiene características heterotróficas. Esto puede deberse a la alta tasa de respiración necesaria para procesar la materia orgánica que ingresa a la misma o que se va acumulando con el tiempo. En otras partes del mundo también se encontraron lagunas netamente heterotróficas o que alternan de modo habitual entre autotróficas y heterotróficas (Alfonso *et al.*, 2018; Hagerthey *et al.*, 2010; Laas *et al.*, 2012).

Los cambios del metabolismo diario, tanto en otoño como en primavera, pueden explicarse por la circulación de la masa de agua impulsada por el viento, que produciría mayor circulación de nutrientes y variación del material particulado. Los valores de PB, R y MN se encuentran dentro del rango de variación reportados para otros ecosistemas similares en tamaño y profundidad como, por ejemplo, los hallados por Klotz (2013) para dos lagos someros de Nueva York (EE.UU.), de superficie y profundidad similares a la laguna de Lobos, y por Melack (2009) para un lago tropical de profundidad comparable, aunque con el doble de superficie. Cabe destacar que en un estudio realizado por Alfonso y colaboradores (2014) en la laguna La Salada, situada en la provincia de Buenos Aires y con características similares a la de Lobos (i.e., somera, polimíctica, mesotrófica-eutrófica). También encontraron valores extremos de PB y R en otoño (PB: $2.8 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$, R: $1.17 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$) y en primavera (PB: $10.82 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$, R: $5.6 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$). Sin embargo, los valores en primavera en la laguna de Lobos son más altos. La laguna presenta como uno de los rasgos de eutrofia una gran amplitud en los ciclos diarios de oxígeno que se manifiestan en valores de sobresaturación de oxígeno. Parte de este gas se libera a la atmósfera y se pierde para el sistema acuático, en particular durante los meses más cálidos, cuando hay menor presión parcial de oxígeno. A su vez, la respiración que realizan tanto las comunidades

planctónicas como las bentónicas puede consumir gran parte del oxígeno del agua, dado que en esta laguna se observaron una gran cantidad de peces bentónicos, como la carpa (*Cyprinus carpio*) (Colautti & Remes Lenicov, 2001). Así como también depósitos de sedimento blando de al menos 50 cm de profundidad que podrían sostener una gran biomasa de bacterias. En este sentido, hay que considerar también la acción intensa de los microorganismos que actúan en la descomposición de la materia orgánica asociados a sedimentos o a material particulado en suspensión (den Heyer & Kalff, 1998).

El conjunto de factores hallados en el muestreo de 2016 en el período de temperaturas más altas (primavera), como la baja profundidad del agua, la gran cantidad de sedimentos, las bajas concentraciones de oxígeno y el metabolismo preponderantemente heterotrófico estimado durante los días estudiados. Podrían explicar parcialmente la importante mortandad de peces observada pocos días después de concluido el estudio, en febrero de 2018 (Infocielo, 2018; https://www.youtube.com/watch?v=039IbJ1Zt6c&ab_channel=Policiales).

En la laguna de Lobos en el muestreo preliminar medimos concentraciones de clorofila-a fitoplanctónica altas, entre 0,3 y 1 mg/L, lo que hace suponer que su comportamiento es autotrófico. Sin embargo, en ambas estaciones, el metabolismo neto del ecosistema tuvo una mayoría de valores cercanos al equilibrio y varios marcadamente negativos, evidenciando condiciones de heterotrofia en la mayoría de los días estudiados durante 2016. Si bien sólo se cuenta con dos estudios previos del metabolismo abierto en lagunas de la región (laguna La Salada, que tenía menor concentración de fósforo en agua, vegetación acuática y aguas claras al momento del estudio), se encontró un balance autotrófico positivo durante el año (Alfonso *et al.*, 2014). Sin embargo, en otro período, tanto en La Salada como en la laguna Sauce Grande se registró un metabolismo predominantemente heterotrófico que los autores atribuyen a la carga de nutrientes y de materia orgánica que ingresarían desde las zonas cultivadas (Alfonso *et al.*, 2018). Esta semejanza en el metabolismo entre lagunas puede atribuirse a que son poco profundas y que están sometidas a procesos similares que podrían acelerarse con el incremento de las áreas cultivadas en sus

cuencas de drenaje. Particularmente, las lagunas de Lobos y Sauce Grande se pueden considerar turbias orgánicas, que presentan altas concentraciones de fósforo que favorecería el desarrollo de fitoplancton, incrementando tanto la producción como la respiración.

En el período que va de 2017 a 2019, se observó una alternancia metabólica heterotrófica y autotrófica, prevaleciendo temporalmente la autotrofia (Figura 4-7). Los valores más altos de PB de este período coinciden con las estaciones de otoño y el fin de la primavera e inicio del verano 2018. Esta PB podría estar relacionada a la disminución de la turbidez del agua, aumento de K_d y que las temperaturas aún son adecuadas para el desarrollo del fitoplancton. En invierno con temperaturas cercanas a 10°C y una menor irradiación se observa una gran disminución del fitoplancton (Litchman, 1998; Theus *et al.*, 2022).

Comparando el MN de otoño 2018 con el de otoño 2019 vemos que el primero tiene valores positivos más altos, predominando un comportamiento autotrófico. Mientras que en 2019 estimamos un metabolismo heterotrófico o tendiendo a 0, es decir que en otoño 2018 la PN superó a la R y en la misma estación del año siguiente, la R superó a la PN o la igualó. El metabolismo positivo, del 2018, podría explicarse en parte por las temperaturas altas (en promedio fueron de $16,8^{\circ}\text{C}$ en 2018 y $14,6^{\circ}\text{C}$ en 2019), la irradiación, el K_d y la disponibilidad de nutrientes arrastrados por el un aumento en las precipitaciones. Lo cual trae como consecuencia que los arroyos afluentes de la laguna aumenten su caudal e ingresen nutrientes que estaban retenidos en el lecho de los mismos. Poniendo estos nutrientes a disposición de fitoplancton. Las precipitaciones de marzo y abril de 2018 estuvieron cerca de los 250 mm, es decir, en esos dos meses las precipitaciones fueron las que se espera que sucedan en seis meses, y, en 2019, las precipitaciones de estos mismos meses rondaron los 60mm. El análisis de componentes principales (ACP) nos explica el 58,6% de la variabilidad, el componente principal 1 (explica el 37,2%) está principalmente influenciado por la clorofila y el nivel hidrométrico, y el componente principal 2 (explica el 21,4%) por el amonio, la respiración y la producción (Figura 4-9).

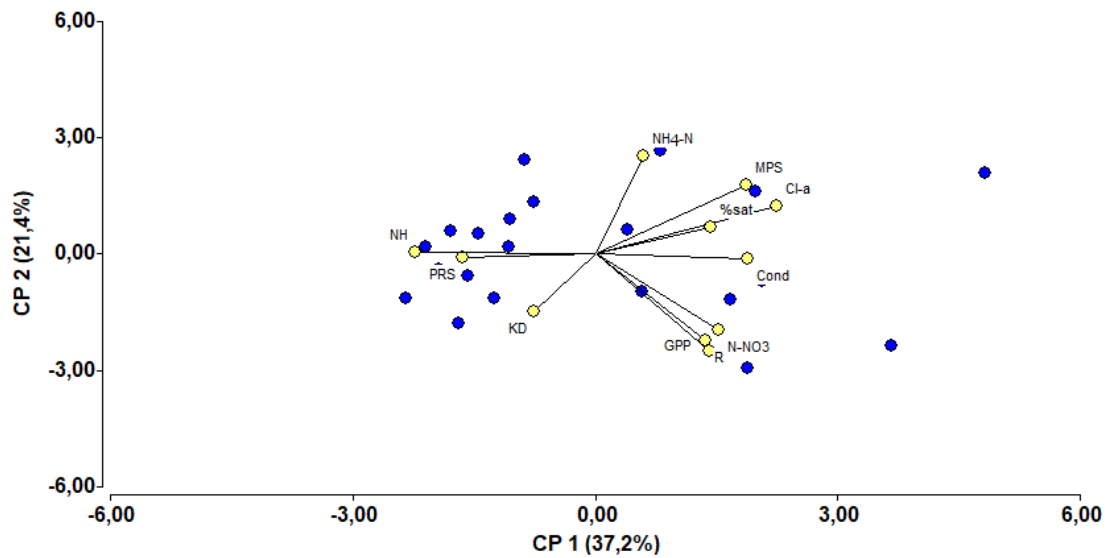


FIGURA 4-9. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES REALIZADO CON LOS PARÁMETROS ESTIMADOS EN LA LAGUNA COMO VARIABLES Y LAS FECHAS DE MUESTREO COMO CRITERIO DE CLASIFICACIÓN.

Al igual que muchas lagunas pampeanas, la laguna de Lobos provee numerosos servicios ecosistémicos; en particular, las lagunas son áreas muy importantes de recreación donde la pesca deportiva es una fuente económica y cultural relevante. Sin embargo, estudios previos destacan la situación de eutrofia en que se encuentra la laguna de Lobos desde hace más de 30 años (Boltovskoy *et al.*, 1990; Izaguirre & Vinocur, 1994; Pozzobon, 2009; Barraza, 2019b). El resultado obtenido en este estudio indica que es necesario tener un seguimiento más frecuente de los cuerpos de agua para poder predecir su dinámica. Esto queda demostrado que si tenemos en cuenta el período 2016 podríamos deducir un comportamiento heterotrófico, pero el muestreo de 2017 a 2019 nos indica el comportamiento contrario. Con lo cual las variaciones climáticas afectan la dinámica de la laguna notablemente. En el caso del período 2017-2019 si bien predomina la autotrofia hubo períodos de anoxia prolongados, entre febrero y abril de 2018, se contaron 104,5 horas con concentraciones menores a 5 mg/L de OD.

Sintetizando los resultados obtenidos, vemos que al haber un menor NH, combinado con temperaturas elevadas y vientos más fuertes, aumenta el MPS proveniente del sedimento y con ello los nutrientes que estaban adsorbidos a las partículas limosas, los cuales son aprovechados por el fitoplancton. Esto genera mayor

turbidez y sobresaturación de oxígeno durante el día y condiciones de anoxia durante la noche. En algunos casos la PB no es suficiente para contrarrestar la R de los organismos que aprovechan la MO autóctona y la laguna actúa como suministro de CO₂ a la atmósfera. Y en otros casos la PN supera la R y la laguna actúa como sumidero de C.

Capítulo 5 .

FLUJO DE NUTRIENTES

5.1 INTRODUCCIÓN

Las lagunas pampeanas son ecosistemas acuáticos que vienen sufriendo un proceso de acelerada eutrofización. Relacionado al escaso tratamiento de efluentes urbanos e industriales y a la intensificación de la explotación agropecuaria (Boltovskoy *et al.*, 1990; Sharpley *et al.*, 1992; A. Sharpley & Tunney, 2000; Sosnovsky & Quirós, 2006; Castro Berman *et al.*, 2022). Este proceso no es desconocido, se viene estudiando desde la década del 80 cuando se pusieron en evidencia las consecuencias negativas, como presencia de bacterias de origen cloacal, floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas y mortandad masiva de peces en cuerpos de agua con uso recreativo o de uso ganadero (Harting & Horvath, 1982; Mariñelarena, 1990; Dangavs, 1991; Quirós, 2000). El fósforo y el nitrógeno son los macronutrientes que más influencia tienen sobre la regulación del crecimiento fitoplanctónico. Y en una relación molar de entre 10-16 a 1 N/P favorece la proliferación de floraciones de cianobacterias en lagos hipereutróficos (Teubner & Dokulil, 2002). El ingreso de fósforo desde diversas fuentes debería ser controlado para evitar las floraciones de cianobacterias en las lagunas (Fastner *et al.*, 2016) y la excesiva proliferación del plancton en general que puede generar condiciones de anoxia prolongadas las cuales generan mortandades masivas de peces (Mariñelarena & Gómez, 2008).

La eutrofización en arroyos está mucho menos estudiada y amerita un estudio complementario. El ingreso de N y P a los arroyos generan niveles de eutrofización que promueven el crecimiento de cianobacterias. Los arroyos pampeanos, al tener escasa pendiente, escurren lentamente y su comportamiento no está ampliamente descrito por la bibliografía. Estos tipos de arroyos son sistemas acuáticos poco frecuentes en el mundo.

En zonas antropizadas con múltiples uso de la tierra, el ingreso de nutrientes a un cuerpo de agua depende en un 90% de las actividades humanas desarrolladas en la cuenca. Situación que se puede revertir mejorando la eficiencia con la que se utilizan los nutrientes en agricultura, realizando tratamiento de los desechos de la producción avícola y ganadera y tratamiento cloacales de las urbanizaciones (Civan *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2018). Para poder reducir estos ingresos de fósforo es necesario

conocerlos y cuantificarlos. La escorrentía superficial por agua de lluvia es uno de los principales formas de exportación del fósforo que es agregado a los cultivos mediante fertilizantes (Sharpley *et al.*, 1992; Sharpley & Tunney, 2000; Sharpley, 2010). A su vez el agregado de pesticidas fosforados incrementa aún más el transporte de fósforo hacia cuerpos de agua de zonas agrícolas. El agrotóxico más utilizado en Argentina es el glifosato, el cual forma parte del paquete tecnológico en los cultivos genéticamente modificados de soja. La molécula de glifosato contiene fosfato. Este agrotóxico puede degradarse mediante dos caminos, produciendo AMPA y Glioxilato o Pi y Sarcosina. Las picocianobacterias son capaces de degradar la molécula de glifosato para aprovechar el fósforo, lo cual implica que se ven favorecidas ante su presencia (Castro Berman, 2019; Castro Berman *et al.*, 2020).

Es por lo mencionado anteriormente que en este capítulo nos proponemos poner a prueba la hipótesis b.i, b.ii y b.iii:

La eutrofización del sistema se produce

- i- por aporte de los afluentes superficiales
- ii- por el ingreso de fósforo desde los campos con uso agropecuario linderos a la laguna
- iii- por el drenaje por la freática desde pozos absorbentes.

5.2 METODOLOGÍA

5.2.A INGRESO POR AFLUENTES SUPERFICIALES (CARGAS)

SITIOS DE MUESTREO

El muestreo se realizó de manera bimestral entre Noviembre del 2017 y Marzo 2019. Los sitios de muestreo se ubicaron en los dos afluentes de la laguna, el afluente principal A° Las Garzas y el secundario A° Tajamar. Y en su único efluente, A° Vertedero. Agregamos un sitio en el A° Salgado, debido a su antecedente como tributario del A° Las Garzas y su comportamiento en épocas de anegamiento. Todas las

muestras se tomaron por triplicado. (Ver apartado 2.3, Figura 2-13). Con las concentraciones de los nutrientes medidos en los arroyos y el caudal, se calculó la carga de nutrientes en toneladas por día (kg/día o T/día).

ESTIMACIÓN DEL CAUDAL

Se marcó una transecta transversal al curso de agua con una cinta métrica y con un correntímetro de hélice Schiltknecht MiniAir 20 se midió la velocidad de la corriente (Figura 5-1). En el arroyo Las Garzas se realizó la medición cada 1 m de la sección transversal y a dos profundidades diferentes (a los 25 y a los 60 cm). En el arroyo Tajamar cada 0,5 m debido a que es más angosto y se midió la velocidad a una sola profundidad. En el arroyo Vertedero se realizó la medición en su inicio luego de la compuerta, cada 1 m. Se realizó también una única medición en profundidad debido a la altura del perfil de la compuerta. Y en el A° Salgado la medición se hizo cada 0,5 m, también a una única profundidad.

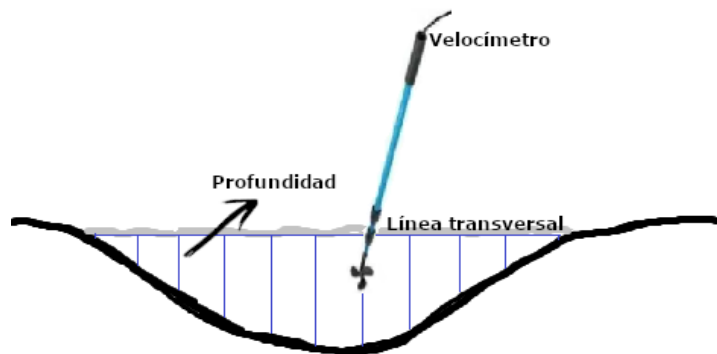


FIGURA 5-1. ESQUEMA DE UN CORTE TRANSVERSAL DEL ARROYO CON LA TRANSECTA TRAZADA Y LOS SITIOS DÓNDE MEDIMOS LA VELOCIDAD DEL AGUA CON EL VELOCÍMETRO.

Para calcular el caudal utilizamos la siguiente ecuación

$$Q = \sum_{i=m}^n (A_i \cdot V_i) \cdot 1000$$

Q es el caudal

\sum_i es la sumatoria del caudal de cada segmento que está dado por; A_i que es el área del segmento i en m^2 y V_i es el promedio de las velocidades medidas en el segmento i en m/s .

Multiplicar por 1000 nos permite expresar el resultado en L/s .

CARGAS

Definimos carga como la concentración de un nutriente determinado transportado por un curso fluvial en un lapso de tiempo. Para calcularlo utilizamos la concentración del nutriente y la multiplicamos por el caudal, y un factor de conversión para expresarlo en kilogramos o Toneladas por día, según corresponda:

$$\text{Carga (T/día)} = Q \cdot C_i \cdot 0,0000864$$

Dónde

Q es el caudal en L/s

C_i es la concentración del nutriente en mg/l

0,0000864 es un factor de conversión para expresar el resultado en T/día o kg/día según corresponda que surge de dividir los segundos que hay en un día (86400s) por la cantidad de mg que contiene una tonelada o un kilogramo, dependiendo el caso.

Se calcularon las cargas de los siguientes parámetros físicos, químicos y biológicos: PRS, PT, NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻², MPS (orgánico e inorgánico) y clorofila-a. De ese modo se estimaron tanto las cargas transportadas por los arroyos que ingresaban a la laguna como por su arroyo efluente.

5.2.B INGRESOS DIFUSOS POR ESCORRENTÍA SUPERFICIAL DE AGUA DE LLUVIA

METODOLOGÍA

Se realizó un experimento a campo utilizando un simulador de lluvia en una superficie de 625 cm² (Figura 5-2). Con el objetivo de saturar el suelo y recolectar el agua de escurrimiento superficial, previamente, cada vez que se armó el dispositivo para simular lluvia, se humedeció la parcela del suelo hasta capacidad de campo, siempre con un volumen de agua similar. Este procedimiento se realizó en cuatro suelos con usos diferentes (tratamientos); ganadero (vacuno), cultivado (soja), urbano y sin uso (sin intervención antrópica reciente aparente). La elección de los suelos estuvo sujeta al análisis de los sistemas productivos predominantes en la zona lindante a la laguna. En cada caso se recolectaron 100 ml de agua de escurrimiento superficial, se tomaron 5 réplicas por tratamiento. Se determinó PRS y glifosato.

El PRS generalmente proviene de manera directa por el agregado de fósforo como fertilizante en los cultivos o indirecta por degradación de la materia orgánica aportada por el ganado. El glifosato se determinó para estimar el aporte a la laguna de los ingresos difusos de fósforo disuelto. Se midió glifosato y AMPA (el AMPA es la primer molécula de degradación del glifosato), usado principalmente en los cultivos de soja. La importancia de su inclusión radica en la evidencia de que puede ser degradado y metabolizado por las picocianobacterias, favoreciendo su crecimiento poblacional (Castro Berman, 2019; Forlani *et al.*, 2008).



FIGURA 5-2. DISPOSITIVO QUE UTILIZAMOS EN CAMPO PARA OBTENER EL AGUA DE ESCORRENTIA SUPERFICIAL.

Con la utilización de imágenes satelitales , se calculó el área de escurrimiento y el uso de suelo de la zona ribereña a la laguna considerando una franja de 200 m. Se calculó la superficie destinada para cada uso (Figura 5-3) con la herramienta Google Earth con una definición de 300 m de altura. La superficie total analizada fue de 239,43 ha. Esto permitió estimar el volumen de agua que ingresa cuando llueve junto con la carga de PRS y glifosato. De ese modo pudimos estimar los ingresos que podrían

producirse por escorrentía a través del perímetro de la laguna, en total y diferenciando por cada tipo de uso. Los muestreos se realizaron el 16/02/2023 y el 18/02/2023.



FIGURA 5-3. CALCULO DEL AREA DESTINADA A LOS DIFERENTES USOS DE LA TIERRA IDENTIFICADA UTILIZANDO EL **Google Earth**® Y TOMANDO COMO AREA DE INFLUENCIA 200 M DESDE LA LINEA DE COSTA.

SITIOS DE MUESTREO

ZONA URBANA

La zona urbanizada ocupa el 28% del perímetro de costa de la laguna y es equivalente a 67,92 h. La experimentación se realizó en un parque recreativo, ubicado en la zona de costa perteneciente a la urbanización denominada Villa Loguercio (35°16'23"S 59°07'36") (Figura 5-4). En 2001 el censo contabilizó 400 habitantes estables en el pueblo, pero en la actualidad se estima que hay alrededor de 1000 habitantes.



FIGURA 5-4. A LA IZQUIERDA EL SEÑALADOR MARCA LA UBICACIÓN DEL SITIO DE MUESTREO EN LA ZONA URBANIZADA (35°16'23"S 59°07'36") TOMADA DEL GOOGLE EARTH Y A LA DERECHA UNA FOTO TOMADA CUANDO SE INSTALÓ EL SIMULADOR DE LLUVIA EN UNA DE LAS PARCELAS.

ZONA CULTIVADA

La superficie total cultivada en el partido de Lobos es de 51 968 hectáreas (CNAa 2018), en el perímetro de 200 m el porcentaje de área con cultivos es del 27% y corresponde a 63,94 ha. El sitio de experimentación utilizado para estimar el P y el glifosato que ingresan por escorrentía desde un campo con uso agrícola cercano a la laguna (35°02'43.8"S 59°06'29.2"O). Es un campo privado, que pertenece a la misma familia desde hace 100 años. Siempre le dieron uso agropecuario, con diferentes cultivos. Particularmente elegimos una parcela con cultivo de soja, que es el cultivo predominante en la zona con un 40% de la superficie cultivada total, en todo el partido de Lobos (CNAa 2018) (Figura 5-5).

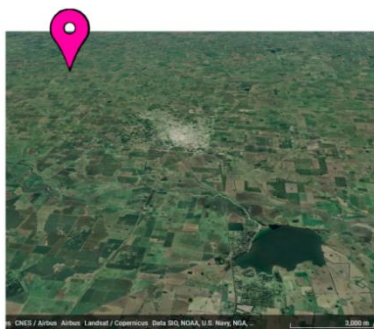


FIGURA 5-5. A LA IZQUIERDA VEMOS UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL SITIO DE EXPERIMENTACIÓN CAMPO DE SOJA (35°02'43.8"S 59°06'29.2"O) TOMADA DE GOOGLE EARTH® Y A LA DERECHA UNA FOTO TOMADA EN EL CAMPO DE SOJA DURANTE LA REALIZACIÓN DEL EXPERIMENTO.

ZONA GANADERA

El porcentaje de uso ganadero en el área analizada del perímetro de la laguna, es del 24% y representa 57,88 h. El campo utilizado para la experimentación se ubica lindante a la laguna, es un terreno dedicado a la ganadería extensiva (Figura 5-6). Pertenece a la misma familia desde mediados del siglo pasado.



FIGURA 5-6. A LA IZQUIERDA EL SEÑALADOR MARCA LA UBICACIÓN DEL CAMPO GANADERO (35°15'54"S 59°06'50") TOMADA DEL GOOGLE EARTH Y A LA DERECHA UNA FOTO TOMADA CUANDO SE INSTALÓ EL EQUIPO EN EL CAMPO.

ZONA SIN USO AGROPECUARIO NI URBANO

Actualmente la zona sin uso o sin antropización aparente no ocupa una superficie continua y amplia en el perímetro de la laguna, sin embargo la suma de todos los pequeños parches de no más de 2 h representa un 21% del área perimetral a la laguna, siendo equivalente a 49,7 ha. El experimento se realizó en un área cercana al camino principal de ingreso a la estancia dónde realizamos el muestreo de la zona ganadera. Observamos que la vegetación coincidía con la esperable al pastizal pampeano sin uso antrópico reciente, aunque parcialmente alterado (Figura 5-7).



FIGURA 5-7. A LA IZQUIERDA EL SEÑALADOR MARCA LA UBICACIÓN DEL SITIO DE MUESTREO EN LA ZONA DE PASTIZAL (35°15'13"S 59°06'28") TOMADA DEL *GOOGLE EARTH* Y A LA DERECHA UNA FOTO TOMADA CUANDO SE INSTALÓ EL SIMULADOR EN EL CAMPO.

5.2.C INGRESOS DESDE LA FREÁTICA

Realizamos un muestreo en julio de 2019 en 10 pozos de agua en viviendas del pueblo Villa Loguersio y en un complejo hotelero. Los pozos tenían profundidades variables dentro del rango de 6 a 40 m y una muestra fue de agua de red proveniente de las perforaciones realizadas por la cooperativa proveedora. A las muestras se les midió PRS.

5.3 RESULTADOS

Las profundidades promedio dónde se midió caudal y se tomaron las muestras en los arroyos fueron para el A° Las Garzas 47 cm, para el A° Tajamar de 9 cm, para el A° Vertedero de 10 cm (en este caso se corresponde a la altura de la columna de agua que sale por la compuerta). Y en el A° Salgado 18 cm.

5.3.A CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES

Las concentraciones de nutrientes encontradas en los arroyos de estudio se detallan en la tabla 5-1. De los nutrientes totales medidos el PT en promedio en el A° Las Garzas fue de $0,46 \pm 0,27$ mg/L, en el A° Tajamar de $0,39 \pm 0,12$ mg/L, en el A° Vertedero de $0,47 \pm 0,25$ mg/L y en el A° Salgado de $1,03 \pm 0,61$ mg/L. El NT en promedio medido en el A° Las Garzas fue de $12,4 \pm 6,8$ mg/L, en el A° Tajamar de $10,7 \pm 5,9$ mg/L,

en el A° Vertedero de $15,6 \pm 6,2$ mg/L y en el A° Salgado de $26,7 \pm 9,7$ mg/L. Las diferencias entre las concentraciones del Salgado, para ambos nutrientes, son significativamente más elevadas que las medidas en el resto de los arroyos ($p < 0,01$).

Con respecto a los nutrientes disueltos el nitrógeno amoniacal en el A° Las Garzas fue de $269,7 \pm 200,9$ $\mu\text{g/L}$, en el A° Tajamar de $165,1 \pm 184,3$ $\mu\text{g/L}$, en el A° Vertedero de $218,2 \pm 195,8$ $\mu\text{g/L}$ y en el A° Salgado de $4534,1 \pm 495,9$ mg/L. Los nitratos en el A° Las Garzas fueron de $2,0 \pm 0,9$ mg/L, en el A° Tajamar de $2,8 \pm 1,9$ mg/L, en el A° Vertedero de $3,3 \pm 1,4$ mg/L y en el A° Salgado de $3,1 \pm 0,5$ mg/L, siendo las concentraciones medidas en el Salgado para estos dos nutrientes las más elevadas ($p < 0,01$). Los nitritos en el A° Las Garzas fueron de $48,9 \pm 79,4$ $\mu\text{g/L}$, en el A° Tajamar de $40,7 \pm 25,7$ $\mu\text{g/L}$, en el A° Vertedero de $8,4 \pm 11,7$ $\mu\text{g/L}$ y en el A° Salgado de $202,3 \pm 108,1$ mg/L, en este último arroyo medimos las concentraciones más elevadas y en el Vertedero las más bajas ($p < 0,01$). El PRS en promedio medido en el A° Las Garzas fue de $0,45 \pm 0,18$ mg/L, en el A° Tajamar de $0,44 \pm 0,17$ mg/L, en el A° Vertedero de $0,22 \pm 0,15$ mg/L y en el A° Salgado de $1,28 \pm 0,59$ mg/L, nuevamente este último arroyo tuvo las concentraciones más elevadas y el Vertedero las más bajas ($p < 0,01$).

En cuanto al seston en el A° Las Garzas en promedio medimos $93,7 \pm 42,0$ mg/L de los cuáles el 62% pertenece a la fracción inorgánica y el 38% a la orgánica, en el A° Tajamar $52,1 \pm 26,1$ mg/L, de los cuáles el 66% pertenece a la fracción inorgánica y el 34% a la orgánica, en el A° Vertedero de $84,2 \pm 45,4$ mg/L, 59% inorgánico y 41% orgánico y en el A° Salgado de $106,0 \pm 56,4$ mg/L de los cuáles 43% pertenece a la fracción inorgánica y 57% a la orgánica. En el A° Las Garzas y el Salgado las concentraciones totales de seston son las más elevadas ($p < 0,01$).

TABLA 5-1. NUTRIENTES MEDIDOS EN LOS ARROYOS DURANTE EL PERÍODO DE ESTUDIO.

		Nov17	Ene18	Mar18	May18	Jul18	Sep18	Nov18	Ene19	Mar19
A° Las Garzas	PRS (mg/L)	0,54 ± 0,00	0,17 ± 0,00	-	0,62 ± 0,02	0,52 ± 0,04	0,66 ± 0,00	0,25 ± 0,01	0,24 ± 0,03	0,55 ± 0,00
	NH ₃ -N (µg/L)	543 ± 5	124 ± 44	-	346 ± 19	244 ± 4	316 ± 26	42 ± 10	24 ± 0	200 ± 151
	N-NO ₃ (mg/l)	0,87 ± 0,23	1,27 ± 0,50	-	1,40 ± 0,00	2,10 ± 0,10	2,67 ± 2,37	2,73 ± 0,58	2,07 ± 0,42	1,80 ± 0,00
	N-NO ₂ (µg/L)	2,2 ± 2,1	0,9 ± 0,0	-	50,2 ± 1,9	252,7 ± 48,3	54,2 ± 3,3	2,4 ± 0,2	8,4 ± 0,8	42,9 ± 2,0
	NT (mg/L)	2,1 ± 0,6	2,6 ± 0,5	-	1,7 ± 1,5	2,4 ± 0,8	3,1 ± 0,1	2,8 ± 0,4	1,8 ± 0,8	6,7 ± 0,5
	PT (mg/L)	0,29 ± 0,07	0,72 ± 0,44	-	0,26 ± 0,07	0,26 ± 0,04	0,44 ± 0,10	1,04 ± 0,69	0,26 ± 0,01	0,59 ± 0,07
	MPS (mg/L)	131,4 ± 3,9	104,8 ± 0,4	-	102,3 ± 0,0	32,3 ± 1,2	50,6 ± 4,4	95,1 ± 4,4	82,4 ± 9,8	11,6 ± 12,3
	MPSo	50,6 ± 2,8	83,2 ± 6,2	-	44,7 ± 0,0	17,8 ± 0,5	11,7 ± 4,1	21,7 ± 0,3	35,1 ± 4,0	71,2 ± 6,6
	MPSi	80,8 ± 1,3	21,6 ± 6,3	-	57,6 ± 0,0	14,6 ± 1,7	38,9 ± 8,3	73,5 ± 4,6	47,2 ± 9,3	50,4 ± 17,8
	Cl-a (µg/l)	66,0 ± 11,7	61,1 ± 10,3	-	6,9 ± 5,1	24,0 ± 2,9	13,5 ± 5,7	3,7 ± 1,8	13,2 ± 3,6	10,4 ± 3,5
A° Tajamar	PRS (mg/L)	0,41 ± 0,07	0,20 ± 0,02	-	0,72 ± 0,11	0,56 ± 0,10	0,48 ± 0,02	0,30 ± 0,02	0,54 ± 0,00	0,21 ± 0,00
	NH ₃ -N (µg/L)	414,7 ± 70,8	29,2 ± 0,0	-	328,5 ± 68,8	92,3 ± 8,1	53,2 ± 46,0	34,1 ± 9,2	42,1 ± 5,1	21,1 ± 4,2
	N-NO ₃ (mg/l)	1,87 ± 0,31	3,00 ± 0,00	-	2,47 ± 0,90	5,20 ± 0,87	4,33 ± 1,70	1,20 ± 0,20	1,30 ± 0,10	0,00 ± 0,00
	N-NO ₂ (µg/L)	77,7 ± 19,5	7,0 ± 0,0	-	63,4 ± 2,1	24,8 ± 14,0	32,3 ± 3,7	32,1 ± 1,4	25,3 ± 2,4	25,3 ± 2,4
	NT (mg/L)	1,3 ± 1,0	5,8 ± 0,5	-	1,8 ± 1,3	2,7 ± 1,4	2,1 ± 0,1	1,9 ± 0,9	2,3 ± 0,0	2,2 ± 0,2
	PT (mg/L)	0,22 ± 0,03	0,37 ± 0,25	-	0,59 ± 0,09	0,24 ± 0,00	0,41 ± 0,09	0,41 ± 0,02	0,48 ± 0,00	0,48 ± 0,01
	MPS (mg/L)	111,8 ± 38,5	55,5 ± 3,5	-	52,1 ± 0,0	32,9 ± 5,3	20,0 ± 3,7	66,4 ± 2,0	43,7 ± 0,9	39,6 ± 7,7
	MPSo	35,2 ± 3,7	21,9 ± 0,2	-	17,6 ± 0,0	10,9 ± 1,2	5,9 ± 0,8	13,1 ± 1,8	14,5 ± 0,3	28,2 ± 4,1
	MPSi	76,6 ± 42,0	33,6 ± 3,4	-	7,6 ± 0,0	22,0 ± 4,2	14,1 ± 3,0	53,3 ± 0,8	29,2 ± 0,9	11,4 ± 4,0
	Cl-a (µg/l)	16,4 ± 0,5	202,5 ± 28,6	-	4,7 ± 1,6	2,6 ± 2,4	10,5 ± 9,2	0,0 ± 0,0	4,2 ± 1,1	51,1 ± 7,5
A° Vertedero	PRS (mg/L)	0,39 ± 0,15	0,14 ± 0,00	0,07 ± 0,01	0,50 ± 0,01	0,31 ± 0,01	0,18 ± 0,04	0,13 ± 0,00	0,21 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	NH ₃ -N (µg/L)	297 ± 52	46 ± 6	501 ± 179	192 ± 12	90 ± 14	211 ± 11	21 ± 4	57 ± 25	0 ± 0
	N-NO ₃ (mg/l)	2,73 ± 0,64	4,20 ± 0,20	5,00 ± 0,72	4,00 ± 1,22	4,10 ± 1,10	3,80 ± 0,40	3,20 ± 0,20	3,00 ± 0,35	0,00 ± 0,00
	N-NO ₂ (µg/L)	14,1 ± 2,1	0,0 ± 0,0	1,4 ± 0,0	35,8 ± 0,3	15,0 ± 0,5	1,2 ± 0,2	2,7 ± 0,5	2,8 ± 0,2	0,0 ± 0,0
	NT (mg/L)	3,0 ± 0,7	3,6 ± 3,1	5,1 ± 1,0	4,4 ± 1,0	1,0 ± 0,5	2,6 ± 0,3	2,9 ± 1,5	3,6 ± 0,4	0,0 ± 0,0
	PT (mg/L)	0,37 ± 0,05	1,04 ± 0,60	0,60 ± 0,54	0,35 ± 0,05	0,17 ± 0,02	0,28 ± 0,01	0,44 ± 0,05	0,35 ± 0,06	0,00 ± 0,00
	MPS (mg/L)	58,9 ± 6,8	100,7 ± 30,7	0,0 ± 0,0	95,0 ± 0,0	2,6 ± 1,4	45,7 ± 0,6	12,2 ± 1,8	8,4 ± 1,5	44,5 ± 2,3
	MPSo	17,7 ± 3,9	71,8 ± 22,7	0,0 ± 0,0	44,6 ± 0,0	2,6 ± 1,4	20,4 ± 0,2	3,3 ± 0,6	7,8 ± 0,8	22,5 ± 1,0
	MPSi	41,2 ± 9,7	28,9 ± 8,0	0,0 ± 0,0	50,3 ± 0,0	0,0 ± 0,0	25,3 ± 0,8	8,9 ± 1,3	0,7 ± 0,8	22,0 ± 0,0
	Cl-a (µg/l)	106,2 ± 21,6	524,3 ± 183,7	146,0 ± 37,4	19,0 ± 3,3	24,3 ± 0,0	44,9 ± 40,8	3,1 ± 2,2	79,4 ± 12,1	88,4 ± 57,7
A° Salgado	PRS (mg/L)	2,56 ± 0,12	1,90 ± 0,01	1,29 ± 0,02	1,00 ± 0,00	1,28 ± 0,01	0,83 ± 0,01	0,85 ± 0,01	-	0,95 ± 0,00
	NH ₃ -N (µg/L)	2561 ± 121	2837 ± 93	2895 ± 54	4079 ± 264	4325 ± 124	1158 ± 14	4358 ± 715	-	4534 ± 496
	N-NO ₃ (mg/l)	3,93 ± 0,83	3,00 ± 1,20	3,67 ± 0,83	2,73 ± 0,31	7,67 ± 1,14	3,13 ± 1,62	3,33 ± 1,10	-	3,13 ± 0,46
	N-NO ₂ (µg/L)	299,1 ± 0,8	303,2 ± 0,5	298,5 ± 0,5	50,2 ± 1,9	34,1 ± 2,3	120,8 ± 27,9	265,4 ± 7,3	-	197,1 ± 54,0
	NT (mg/L)	3,0 ± 0,2	5,8 ± 1,1	4,2 ± 3,7	6,0 ± 3,3	8,1 ± 0,0	7,0 ± 0,6	9,5 ± 0,3	-	7,2 ± 1,5
	PT (mg/L)	0,47 ± 0,23	2,19 ± 0,30	1,86 ± 0,51	0,50 ± 0,29	0,78 ± 0,03	0,95 ± 0,09	1,07 ± 0,02	-	0,86 ± 0,27
	MPS (mg/L)	183,5 ± 11,6	124,4 ± 8,1	167,6 ± 6,5	111,7 ± 0,0	42,2 ± 1,5	33,0 ± 5,4	115,4 ± 1,9	-	135,4 ± 3,5
	MPSo	49,6 ± 6,5	88,5 ± 11,2	59,1 ± 2,7	42,1 ± 0,0	16,7 ± 0,2	14,5 ± 1,6	24,9 ± 2,9	-	77,5 ± 5,6
	MPSi	133,8 ± 13,4	36,0 ± 3,3	108,5 ± 8,4	69,7 ± 0,0	26,5 ± 1,8	18,5 ± 4,1	90,6 ± 1,2	-	57,9 ± 4,4
	Cl-a (µg/l)	13,7 ± 3,9	114,9 ± 0,0	12,7 ± 1,6	0,9 ± 0,9	74,0 ± 117,6	3,9 ± 1,8	2,7 ± 4,7	-	12,7 ± 1,6

Al realizar un análisis multivariado de discriminantes con las variables N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, PRS, NT, PT, OD, Conductividad (Cond), Clorofila-a (Chl-a) y MPS se generan dos ejes canónicos donde el eje 1 está descrito por el N-NH₄ y el PRS y el eje 2 negativamente por la conductividad y positivamente pero en menor medida por el OD y la Chl-a. El arroyo Salgado queda separado del resto de los arroyos debido a las altas concentraciones de nutrientes (Figura 5-8).

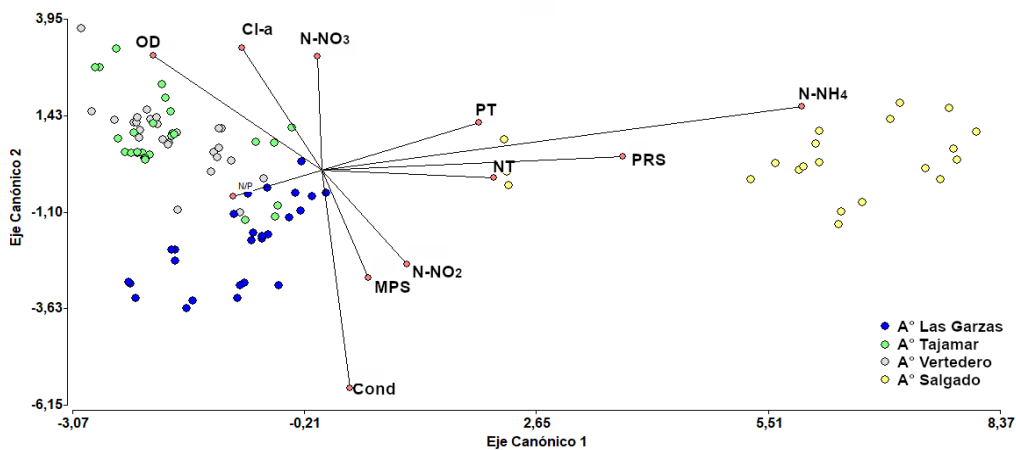


FIGURA 5-8. ANÁLISIS DISCRIMINANTE DE LOS MUESTREOS POR FECHA Y DISCRIMINADO POR SITIO.

En el análisis de componentes principales se excluyó el arroyo Salgado debido a las concentraciones extremadamente altas, se encontró que el componente principal 1 (CP1) explica el 22,5% de la variabilidad y el componente principal 2 el 18,8%. Las variables que más peso tienen en el CP1 son la Clorofila y el NT hacia el lado positivo del vector y los nitritos y el PRS del lado opuesto. En el CP2 el MPS y la Conductividad son las variables de mayor peso (Figura 5-8).

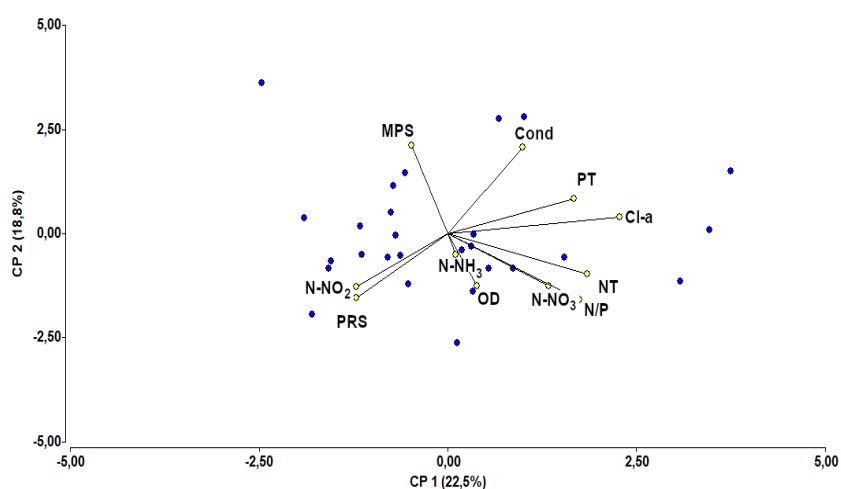


FIGURA 5-9. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LOS SINTIOS MUESTREADOS DURANTE EL PERÍODO DE ESTUDIO EXCLUYENDO AL A° SALGADO.

5.3.B CARGA DE NUTRIENTES

El arroyo Las Garzas representa en promedio el 86% del caudal que ingresa a la laguna por tributarios y el A° Tajamar el 14%. El A° Vertedero (efluente de la laguna), presenta un caudal menor de salida con respecto al caudal que ingresa por los afluentes en los meses muestreados, con excepción de enero y julio de 2018 meses en los cuales supera al caudal de ingresos. En estos últimos meses la laguna estaría disminuyendo su volumen de agua. Pero en el resto de los meses los ingresos superan a los egresos. Es importante destacar que el arroyo Tajamar no tuvo caudal desde febrero de 2018 hasta marzo de ese mismo año por la sequía y el A° Las Garzas también se secó en marzo de ese mismo año (Tabla 5-2).

TABLA 5-2. CAUDALES EN L/S DE LOS ARROYOS TRIBUTARIOS GARZAS (G) Y TAJAMAR (T) (Y SU REPRESENTACIÓN PORCENTUAL) Y EL CAUDAL DEL ARROYO VERTEDERO (V), ÚNICO EFLUENTE.

Fecha	G	T	V	% G	% T
nov17	766	298	846	72	28
ene18	101	0	221	100	0
mar18	0	0	0	0	0
may18	5366	1738	5221	76	24
jul18	3119	299	3613	91	9
sep18	2408	218	846	92	8
nov18	1658	311	486	84	16
ene19	1588	299	193	84	16
mar19	922	37	157	96	4

Con respecto a las cargas de nutrientes totales, el NT y el PT, durante la mayoría de los meses analizados, ingresa en mayor cantidad que la que egresa. A excepción de los meses de noviembre 2017 y enero 2018 en el caso de ambos nutrientes, dónde salen más de los que ingresan y el NT repite este mismo patrón en mayo de 2018. En promedio ingresan a la laguna 414 kg de NT por día y salen de la laguna 336 kg/día. Y de PT ingresan, en promedio, 75 kg/día y egresan 35 kg/día. Anualmente ingresarían a la laguna por sus afluentes superficiales, suponiendo que fue un año dónde no se secaron los arroyos, aproximadamente 34,09 Toneladas de PT y saldrían por su efluente A° Vertedero 15,44 Toneladas. Este número se calculó promediando las concentraciones diarias estimadas y multiplicando ese valor por 365(Figura 5-10a y 5-10b).

Los N-NO₃ representan egresos mayores a los ingresos en los meses de noviembre 2017, mayo y junio 2018. El resto de los meses el balance es 0 o ingresa más de lo que egresa. En promedio la laguna exporta 140 kg/día de nitratos e importa 84 kg/día, al hacer el balance anual, la laguna exporta 20 toneladas de N-NO₃ por año (Figura 5-10c).

En el caso de los N-NO₂, el N-NH₄ y PRS la laguna importa más de lo que exporta. En promedio ingresan de N-NO₂ 14 T/día, de N-NH₄ 47 T/día y de 98 kg/día de PRS y egresan 3 T/día, 18 T/día y 42 kg/día respectivamente. Las diferencias de ingreso y egreso de PRS son significativas ($p < 0,05$)

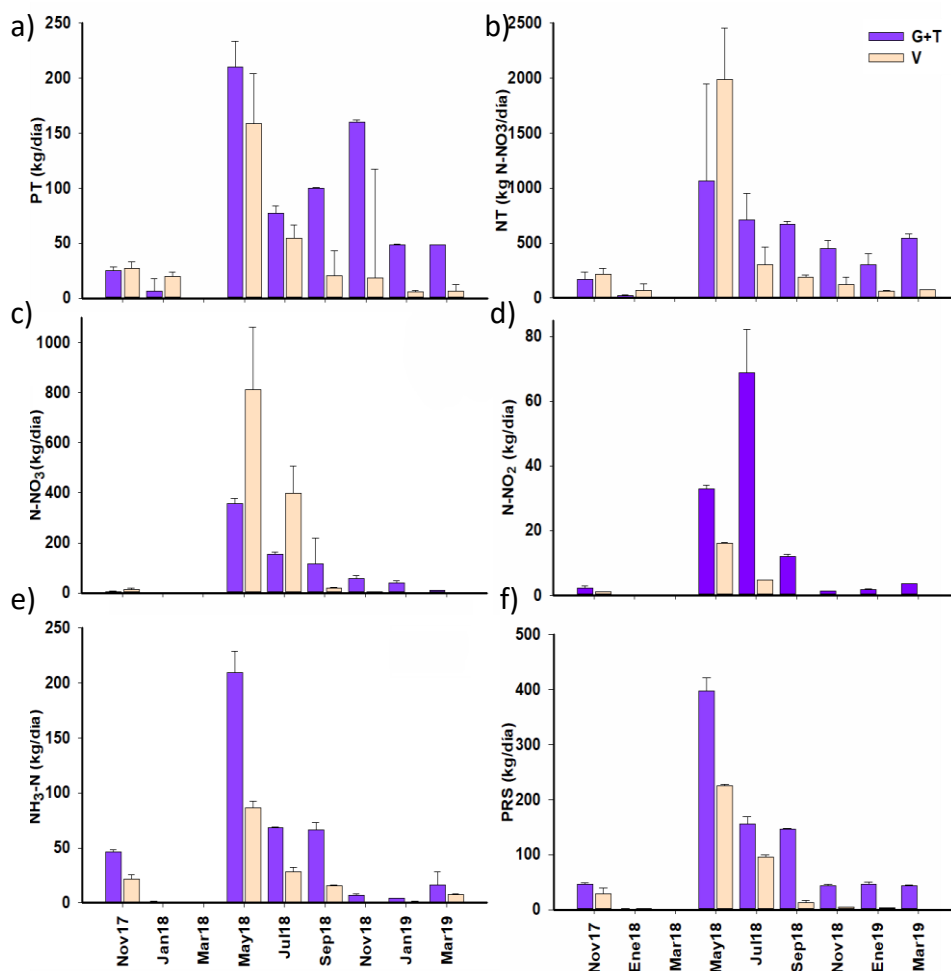


FIGURA 5-10. CARGA DE NUTRIENTES QUE INGRESAN Y EGRESAN DE LA LAGUNA A) NT B) PT C) N-NO₃ D) N-NO₂ E) NH₃-N Y F) PRS EN kg/DÍA DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO, G+T CORRESPONDE A LOS INGRESOS Y V A LOS EGRESOS.

El seston, diferenciado en total (MPS), orgánico (MPSo) e inorgánico (MPSi), ingresan a la laguna en mayor cantidad que la egresan, esas diferencias son significativas ($p < 0,001$). La mayor parte de ese material particulado es inorgánico. En el mes de mayo se observa un aumento muy importante, que aproximadamente cuadruplica al valor hallado en el resto de los meses, este fenómeno se da luego de que una sequía pronunciada hubiera cortado los arroyos tributarios por alrededor de 50 días. (figura 5-11)

La Clorofila-a durante los meses muestreados la carga con la que ingresan sus tributarios es menor a la carga que contiene el efluente, por ende la biomasa algal se incrementa en el cuerpo de agua léntico (Figura 5-11).

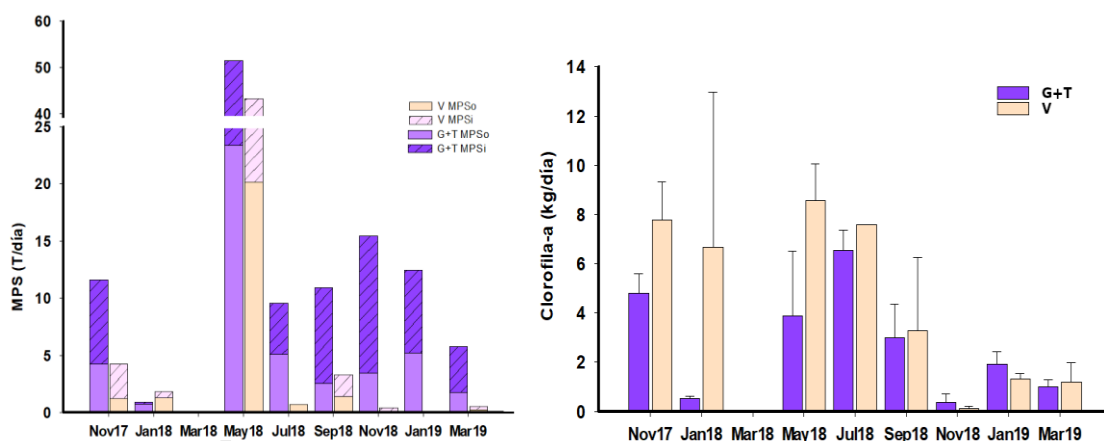


FIGURA 5-11. EN EL GRÁFICO DE LA IZQUIERDA SE OBSERVA LA CARGA DE MATERIAL PARTICULADO INORGÁNICO Y ORGÁNICO EN T/DÍA QUE INGRESA Y EGRESA DE LA LAGUNA DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO Y EN EL DE LA DERECHA LAS CARGAS DE CLOROFILA QUE INGRESAN Y EGRESAN DE LA LAGUNA EN kg/DÍA DURANTE EL PERÍODO ESTUDIADO.

Para comparar parámetros como OD, pH, conductividad y T°C, entre el agua que ingresa a la laguna y la que sale, tomamos como referencia de ingreso al Arroyo Las Garzas. El cual representa el 86% del caudal total que ingresa a la laguna (tabla 5-2). Las concentraciones de OD tienen una mayor variabilidad en el arroyo Vertedero (6,5–17,8 mg/L) que en el A° Las Garzas (8,9–11,4 mg/L). El arroyo Las Garzas ingresa con valores pH de entre 7,8 y 8,9 y el Vertedero tiene valores dentro del rango de 8,4 a 9,6 siendo estas diferencias significativas ($p < 0,05$). La conductividad del tributario principal varía entre 1569 y 9450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la del efluente de entre 921 y 4414 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en todos los meses muestreados la conductividad del A° Las Garzas es mayor a la del A° Vertedero (excepto marzo 2019), siendo estas diferencias significativas ($p < 0,05$). Con respecto a la temperatura en todos los meses muestreados en el A° Las Garzas fue menor que en arroyo Vertedero con rangos de 7 a 29 y de 12 a 33 °C respectivamente (Tabla 5-3).

TABLA 5-3. PH, CONDUCTIVIDAD, OXÍGENO DISUELTO (OD EN mg/L) T TEMPERATURA EN °C DEL ARROYO LAS GARZAS (G) AFLUENTE QUE SIGNIFICA UN 86% DEL CAUDAL TOTAL DE INGRESO A LA LAGUNA Y EL ARROYO VERTEDERO (V), ÚNICO EFLUENTE.

Fecha	pH		Conductividad (μS/cm)		OD (mg/L)		Temperatura (°C)	
	G	T	G	T	G	T	G	T
nov17	8,25	9,53	5004	2890	10,7	8,9	21	24
ene18	8,65	9,14	7692	4414	7,1	14,8	29	33
may18	7,9	8,46	2557	8447	8,8	11,8	10	12
jul18	8,49	9,55	3590	3110	11,4	10,9	7	12
sep18	7,82	8,78	2971	1876	6,8	9,7	18	19
nov18	8,24	8,52	9450	1734	9,9	12,7	22	26
ene19	7,84	8,35	5770	1443	8,6	10,7	23	26
mar19	8,65	9,35	1569	2310	6,5	17,7	18	23

Si comparamos la relación molar de N/P del agua que ingresa a la laguna con respecto a la que egresa, podemos observar que en la mayoría de los meses estudiados en esta tesis la concentración de P en el A° Vertedero disminuye con respecto al N, o la de N aumenta produciendo el incremento en el cociente. En el A° Las Garzas las diferencias entre concentraciones de estos nutrientes son menores que luego de que el agua atraviese la laguna (Figura 5-12).

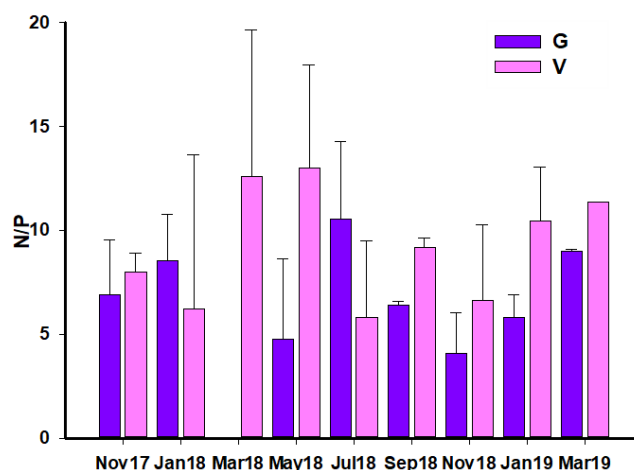


FIGURA 5-12. COMPARACIÓN DE LA RELACIÓN MOLAR N/P QUE INGRESA A LA LAGUNA Y EGRESA DE LA LAGUNA DURANTE LOS MESES MUESTREADOS.

5.3.C INGRESOS DIFUSOS POR ESCORRENTÍA SUPERFICIAL DE AGUA DE PRECIPITACIONES

Realizamos el cálculo de los ingresos difusos teniendo en cuenta dos escenarios, en un primer escenario asumimos que el suelo ya estaba saturado y toda el agua que llueve

escurre hacia la laguna sin ser retenida por el suelo. Para calcularlo analizamos la concentración de PRS en el agua recolectada en cada tipo de suelo y la superficie ocupada por cada uno de estos. Con la información de la lluvia anual para la zona (1200 mm) podemos estimar cuánto ingresa por escorrentía:

$$\text{Ingreso por escorrentia} = E.L.S$$

Dónde,

E es la concentración de fósforo en el agua que escurre en mgP/L

L es el volumen de agua que precipita en un año y escurre hacia la laguna en L/m^2 .año

y S es la superficie que ocupa el uso de suelo determinado

La superficie estimada de cada tipo de suelo alrededor de la laguna con una distancia de 200m desde la laguna se presentan en la tabla 5-4-. El campo cultivado es la superficie dónde más fósforo es arrastrado por el agua de escorrentía superficial, llegando a ingresar a la laguna unos 598 kg al año, el siguiente suelo con mayor contenido de fósforo con capacidad de escurrir en el agua de lluvia es el suelo urbano aportando unos 489 kg de fósforo al año. La ganadería y el suelo sin uso son los tipos de suelo que aportan menos fósforo anualmente, 125 y 119 kgP respectivamente (Tabla 5-4). En total estarían ingresando 1413 kg de P por escorrentía por estas superficies.

TABLA 5-4. SUPERFICIE QUE OCUPA CADA TIPO DE SUELO EN EL PERÍMETRO DE LA LAGUNA, CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO DETERMINADA PARA CADA EXPERIMENTACIÓN, LA LLUVIA ANUAL ESTIMADA PARA LA ZONA Y EL INGRESO DE FÓSFORO ESTIMADO PARA UN AÑO.

Tipo de suelo	Superficie (m ²)	mgP/L en agua de escurrimiento	Volúmen Lluvia (L/m ²)	Ingreso kgP/año
Cultivado	639400	0,78	1200	598
Urbano	679202	0,6	1200	489
Ganadería	578750	0,18	1200	125
Sin uso	496915	0,2	1200	119

El segundo escenario tiene en cuenta la tasa de retención de agua del suelo, la cual calculamos teniendo en cuenta la cantidad de agua utilizada para precipitar desde que abrimos la canilla del dispositivo de lluvia, hasta que comienza a escurrir de manera de recolectar la totalidad de las réplicas. En este caso el suelo que se saturó más rápido fue el cultivado, dónde escurre el 53% del agua precipitada y aporta anualmente a la laguna unos

289 kg de fósforo. El suelo Urbano fue el segundo que menos retención de agua presentó (50%), aportando anualmente a la laguna 245 kg/año. El suelo con uso ganadero retuvo el 67% del agua precipitada, con lo cual aportaría, teniendo en cuenta la superficie que ocupa en el perímetro de la laguna, 46 kg de P al año. Finalmente el suelo sin uso retuvo el 87% del agua precipitada y aportaría a la laguna 16 kg de P al año (Tabla 5-5).

TABLA 5-5. TIPO DE SUELO; PP (mm), PRECIPITACIÓN PLUVIAL CON EL DISPOSITIVO EN mm, PP (ml) PRECIPITACIÓN PLUVIAL EN ml, ml QUE ESCURRIERON Y RECOLECTAMOS, PORCENTAJE DE LOS ml PRECIPITADOS QUE ESCURRIERON Y RECOLECTAMOS, LLUVIA ANUAL ESTIMADA PARA LA ZONA, CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO DETERMINADA EN EL AGUA RECOLECTADA (P EN mg/L), SUPERFICIE QUE OCUPA CADA TIPO DE SUELO EN EL PERÍMETRO DE LA LAGUNA Y EL INGRESO DE FÓSFORO POR ESCORRENTIA SUPERFICIAL ESTIMADO PARA UN AÑO.

Tipo de suelo	PP (mm)	PP (ml)	ml que escurrieron	% escurrido	Precipitaciones anuales	P (mgP/L)	Superficie (m ²)	Ingreso de P (kg/año)
Cultivado	15	750	400	53	1200	0,78	578750	289
Urbano	20	1000	500	50	1200	0,6	679202	245
Ganadero	30	1500	500	33	1200	0,18	639400	46
Sin uso	60	3000	400	13	1200	0,2	496915	16

Si realizamos el mismo cálculo con el glifosato y el AMPA obtenemos que anualmente ingresan por escorrentía superficial desde los campos cultivados, sin tener en cuenta la infiltración, 35,6 kg de Glifosato y 104,7 kg de AMPA y teniéndola en cuenta 17 y 50,6 kg de cada sustancia respectivamente. Desde los suelos urbanos 1,2 y 0,5 kg de glifosato y AMPA respectivamente sin la infiltración y teniéndola en cuenta, 0,6 y 0,2 kg respectivamente. En cuanto al suelo con uso ganadero los valores de Glifosato y AMPA que ingresan a la laguna son 0,7 y 0,4 kg sin tener en cuenta la infiltración y 0,3 y 0,2 kg teniéndola en cuenta. En el último uso de suelo analizado los valores son 1,2 y 0,1 kg de Glifosato y AMPA respectivamente al año si no tenemos en cuenta la infiltración 0,2 y 0,01 kg al año. En total, estarían ingresando 144 kg de Glifosato y AMPA anualmente a la laguna por escorrentía superficial.

5.3.D ARROYO SALGADO

El Arroyo Salgado se consideró parte de la cuenca debido a su gran cercanía al A° Las Garzas. En su recorrido original era tributario del A° Garzas, pero debido a su alto contenido de nutrientes fue desviado para evitar que descargue sus aguas en las Garzas y luego en la Laguna. Ahora descarga en la Cañada del Toro, pero en episodios de inundación su cauce se mezcla con Las Garzas. En El caudal del arroyo Salgado fue en promedio de 257±154 L/s. Las cargas de PT variaron entre un rango muy amplio de 8 a 38 kg/día, con una media de 19±10

kg/día. El NT varió dentro de un rango mucho más amplio de 36 a 274 kg/día con una media de 148 ± 108 kg/día (Figura 5-13).

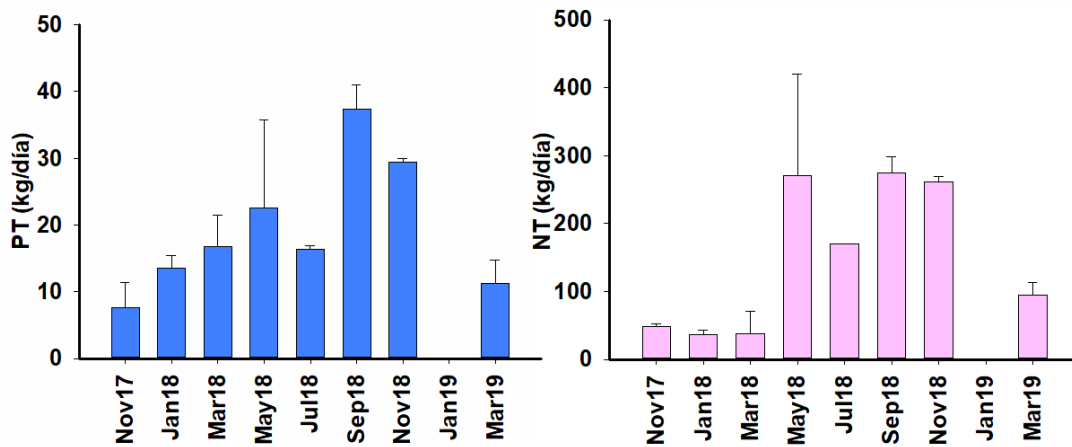


FIGURA 5-13. CARGA DE FÓSFORO TOTAL Y NITRÓGENO TOTAL EN KG/DÍA, DEL ARROYO SALGADO MEDIDAS BIMESTRALMENTE DURANTE EL PERÍODO DE ESTUDIO.

La relación N/P varió dentro del rango de 2 a 12, siendo los meses de enero a julio de 2018 los que tienen una relación más baja, que va de 2 a 5. Y el resto de los meses la relación N/P varió dentro del rango de 9 a 12 (Figura 5-14).

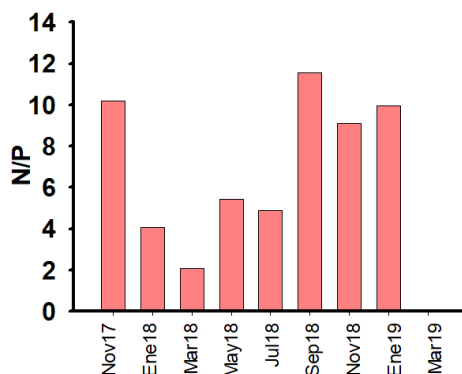


FIGURA 5-14. RELACIÓN MOLAR DEL NITRÓGENO Y EL FÓSFORO EN AL ARROYO SALGADO MEDIDA BIMESTRALMENTE DURANTE EL PERÍODO DE ESTUDIO.

En cuanto a los nutrientes disueltos, el PRS varió dentro del rango de 12 a 45 kg/día con una media de 26 ± 13 kg/día. Los nitratos variaron dentro del rango de 0,7 a 7,3 kg/día con un promedio de $3,4 \pm 2,1$ kg/día. El nitrógeno amoniacal varió dentro del rango de 17 a 184 kg/día con un promedio de 73 ± 56 kg/día (Figura 5-15).

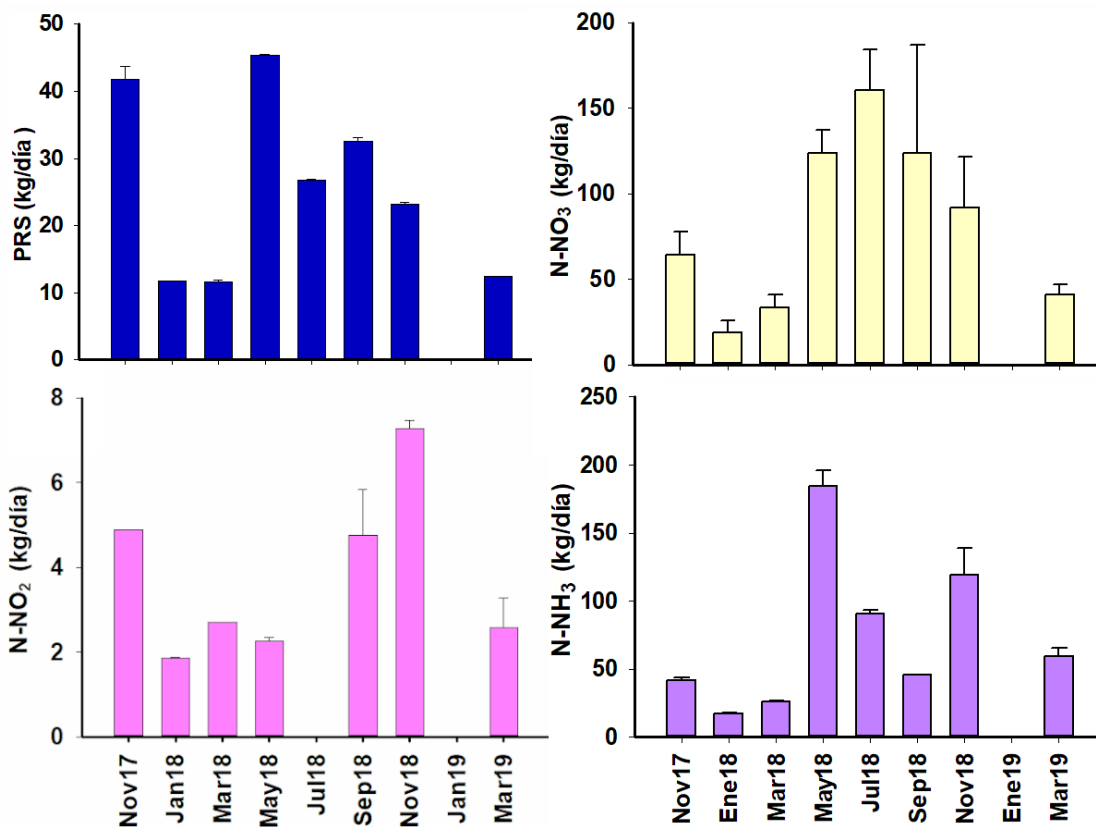


FIGURA 5-15. CARGA DE NUTRIENTES DISUELTOS EN EL ARROYO SALGADO MEDIDOS BIMESTRALMENTE DURANTE EL PERÍODO DE ESTUDIO. a) FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE (PRS) EN KG/DÍA. b) NITRÓGENO DE NITRATOS (N-NO₃) EN KG/DÍA. c) NITRÓGENO DE NITRITOS (N-NO₂) EN KG/DÍA Y d) NITRÓGENO AMONICAL (N-NH₃) EN KG/DÍA.

Con respecto a las variables biológicas el seston varió de 0,8 a 5 T/día con un promedio de $2,2 \pm 1,5$ T/día. En la mayoría de los meses muestreados la fracción inorgánica fue mayor que la orgánica, excepto en enero de 2018 y marzo de 2019. La carga de clorofila tuvo valores también muy variables, con dos picos uno en enero de 2018, 0,71 kg/día y otro en Julio de 2018 de 1,55 kg/día (Figura 5-16).

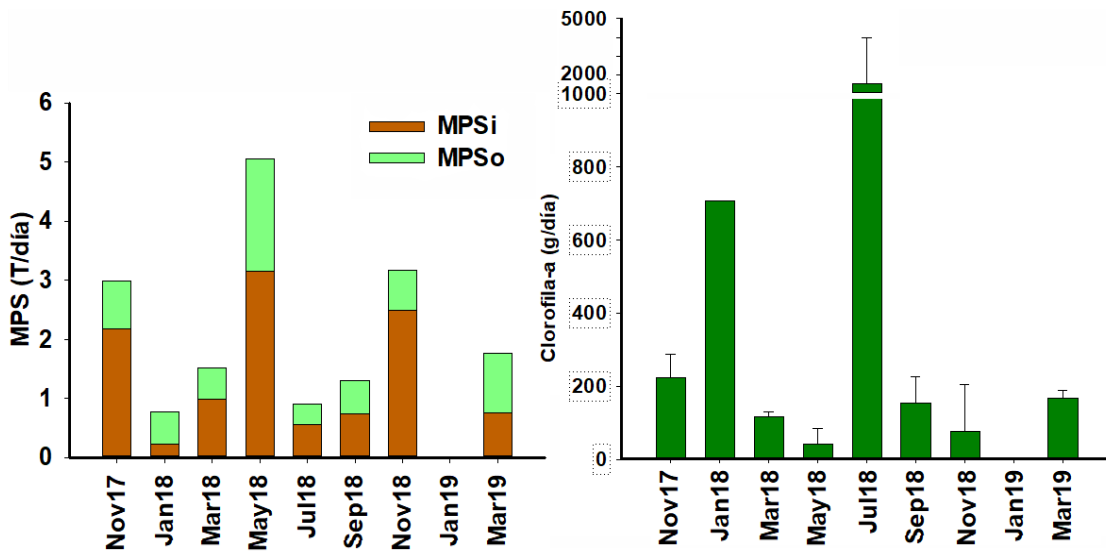


FIGURA 5-16. CARGA DE SESTON (MPS), SU FRACCIÓN ORGÁNICA (MPSO) E INORGÁNICA (MPSI) EN TONELADAS POR DÍA Y CARGA DE CLOROFILA A EN GRAMOS POR DÍA MEDIDOS BIMESTRALMENTE DURANTE EL PERÍODO DE ESTUDIO.

5.3.E POZOS ALEDAÑOS A LA LAGUNA

Las concentraciones de PRS en los pozos aledaños a la laguna variaron dentro del rango de 0,05 mg/L a 0,20 mg/L, el agua de red tenía una concentración de 0.14 mgP/L (Tabla 5-6).

TABLA 5-6. FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE EN LOS POZOS DE AGUA DE VIVIENDAS ALEDAÑAS A LA LAGUNA, LA MUESTRA L1 SE CORRESPONDE AL AGUA DE RED.

Muestra	mgP/ml
L1	0,14
L2	0,05
L3	0,11
L4	0,12
L5	0,05
L6	0,09
L7	0,05
L8	0,05
L9	0,20
L10	0,08

5.4 DISCUSIÓN

Se propone analizar los resultados aplicando el modelo cibernético de Von Bertalanffy (1976) el cual plantea un diagrama de flujo en el que se reconoce la estructura reguladora de la laguna, pero omite los mecanismos genuinos, y asume el rol de “caja negra” definida por entradas y salidas (Figura 5-17)

Analizando los nutrientes que son transportados e ingresan a la laguna por los arroyos afluentes y egresan por su efluente, podemos deducir que la misma cumple el rol de sumidero, acumulando los nutrientes que ingresan y transformándolos, en gran medida en biomasa o sedimento. A su vez el arroyo Vertedero nos indica las condiciones en las que sale el agua de la laguna, por lo tanto es un reflejo de la misma. De esta manera observamos que la biomasa algal, estimada por la concentración de clorofila, aumenta en la laguna. Esto podría deberse al aprovechamiento de los nutrientes por parte del fitoplancton.

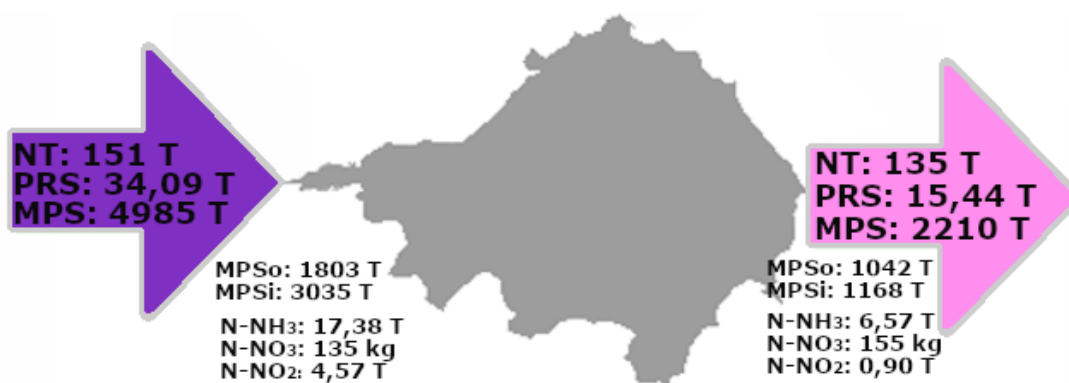


FIGURA 5-17. ESQUEMA DONDE SE OBSERVAN LOS LO TOTALES ANUALIZADOS DE INGRESOS Y EGRESOS DE NUTRENTES Y MPS.

El balance de fósforo indica que se estarían acumulando en la laguna 18,65 toneladas anualmente. La mayoría de este nutriente ingresa por escorrentía superficial desde su efluente principal, A° Las Garzas (98,7%). El ingreso de P por escorrentía superficial de lluvia desde los márgenes de la laguna es de 1413 kg al año (1,7% de los ingresos totales anuales). Con respecto a los ingresos de glifosato, su estructura química contiene una molécula de fosfato que al degradarse por acción microbiana es liberada al ambiente (Castro Berman, 2019). Teniendo en cuenta esto podemos deducir que de los 1413 kg al año de P que ingresan por escorrentía superficial, 144 provienen del glifosato (10% aproximadamente). El fósforo lábil y el PT contenido en los sedimentos, ($13,5 \pm 0,8$ ppm y $36,0 \pm 6,3$ mg/g,

respectivamente) analizados en el Capítulo 4 nos indican que si bien el fósforo es abundante no se encuentra totalmente en el sedimento. Probablemente, una fracción importante ingrese por resuspensión a la trama trófica de la laguna por los organismos que conforman los escalafones primarios y secundarios.

Al comparar la capacidad de retención de agua que tienen los suelos con distintos usos, datos que coinciden con los de experimentaciones realizadas en suelos tan distantes como los de la provincia de Córdoba y al sur de México (Aoki & Sereno, 2006; Lozano-Trejo *et al.*, 2020). Se pone en evidencia la importancia de conservar suelos sin uso. Estos retienen gran parte del agua de lluvia. Al preservar zonas sin uso alrededor de los cuerpos de agua se disminuiría el ingreso de agua por escorrentía, y con ello la carga de nutrientes. Mugni y colaboradores (2005), tras analizar la escorrentía hacia arroyos pampeanos, detectaron una cantidad de PRS adsorvida a las partículas de suelo que son arrastradas por la lluvia y luego es liberada en la columna de agua. La disminución del ingreso de nutrientes puede evitar el deterioro y las consecuencias negativas de la acelerada eutrofización (Civan *et al.*, 2018), aunque es importante señalar que no es la única medida que debería tomarse, si no ser parte de un conjunto de acciones más amplio que incluya políticas públicas entre otras (Jarvie *et al.*, 2013).

El arroyo Salgado tiene una alta carga de nutrientes provenientes de las múltiples descargas que recibe, tanto urbanas particulares como los efluentes de la planta de tratamiento de cloacales y del frigorífico-matadero (Piccinini, 2016; Tagliaferro *et al.*, 2020). Este cuerpo de agua en épocas lluviosas unifica su cauce con el arroyo Las Garzas, lo que provoca que los nutrientes en exceso terminen en la laguna. Por lo que el desvío del arroyo no es una solución de los efectos que provoca en la laguna, es necesario que los efluentes que allí se arrojan sean tratados previamente.

Capítulo 6 -

EXPERIMENTOS

6.1 INTRODUCCIÓN

A mediados del siglo XX la comunidad científica comenzó notar y a comprender los efectos del fósforo (P) en los cuerpos de agua continentales. Con la realización de diversos experimentos se pudo observar como este nutriente al incrementar su concentración por factores antropogénicos acelera los procesos de eutrofización y con ello aumentan las floraciones algales (Caraco, 2009; Schindler, 1977).

Hay numerosos trabajos realizados en lagos de Estados Unidos donde se estudiaron los efectos positivos que tiene la regulación de las concentraciones de P en las descargas fluviales, tanto urbanas como industriales. Estas investigaciones fueron incrementándose luego de detectar que los lagos que utilizaban como fuente de agua para consumo se estaban eutrofizando, lo cual impulsó la sanción de la Ley Federal de la Contaminación del Agua en 1972 (Clean Water Act, 1972; Harting & Horvath, 1982; Edmondson, 1994; Litke, 1999). Sin embargo estas medidas no resultarían suficientes en las lagunas someras, debido a su gran concentración de P en sedimentos. Los cuales, al ser resuspendidos por acción del viento o de los peces, liberan el P en la columna de agua volviendo a estar disponible e ingresar a la red trófica. De esta manera mantienen a la laguna en un estado eutrófico retardando su recuperación (Phillips *et al.*, 1994). Posteriormente se publicaron trabajos donde se experimentó la remoción por métodos químicos (Jeppensen *et al.*, 1991; Cooke *et al.*, 1993) y métodos biológicos con fitoremediación (Reddy *et al.*, 1987; Basílico *et al.*, 2017).

El P lo podemos encontrar en la columna de agua disuelto como fosfato (PO_4^{3-}), unido a moléculas húmicas, arcillas o algún mineral o formando parte de individuos (en sus proteínas o en sus moléculas de ADN o ARN). La fracción que está biodisponible es la disuelta (Caraco, 2009). Las técnicas químicas de remoción están destinadas a precipitar el fosfato complejándolo con alguna molécula, en algunos casos se ha utilizado el ClFe_3 . Este compuesto se disocia en el agua y forma dos tipos de complejos con el P, el FePO_4 o el $\text{FeO}(\text{OH}) \sim \text{PO}_4^{3-}(\text{aq})$ y precipita. Una vez en el sedimento, el complejo permanece unido, sin embargo, en sedimentos que la concentración de oxígeno disminuye y se encuentran anóxicos, se forma sulfuro de hidrógeno, el fósforo ligado al hierro se libera y puede ser transportado a la columna de agua (Wolter, 2010).

Una alternativa para disminuir el P en la columna de agua es el $\text{Al}(\text{OH})_3$ pero el aluminio en concentraciones elevadas o a pH bajo, es decir, dependiendo de las condiciones del medio acuático, puede ser tóxico para muchos organismos (Cooke *et al.*, 1993). Otras sustancias citadas en la bibliografía son la cal, la calcita o el $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Los beneficios que tienen estas sustancias es que son de bajo costo, se encuentran en abundancia en la naturaleza y no tiene elementos que puedan ser contaminantes a largo plazo o en mayores concentraciones como el aluminio. En diferentes estudios científicos se observó la reducción del P al precipitar tras reaccionar con alguna de estas sustancias (Jacobsen, 1978; Cooke *et al.*, 1993; Charboneau, 1999). También se han analizado el rol de las macrófitas como captadoras de P, y su cosecha como un posible tratamiento para los cuerpos de agua (Reddy *et al.*, 1987; Maine *et al.*, 1998; Feijóo *et al.*, 2011). Es por ello que decidimos realizar un experimento para poner a prueba la Hipótesis c:

-La laguna de Lobos, y otras lagunas hipereutróficas, podrían desplazarse del estado actual (aguas turbias) si se promoviera la recolonización de plantas acuática, a la cual le agregamos tratamientos químicos.

6.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Con los experimentos que se detallan en este capítulo, bajo condiciones controladas de laboratorio, exploramos distintas formas de intervención para disminuir el fósforo presente en la columna de agua. La elección de estos tratamientos surgió de la bibliografía y de la necesidad de generar el menor impacto en el cuerpo de agua.

Para todos los tratamientos utilizamos microcosmos de 6 L, cada uno contaba con una bomba de circulación de agua ATMAN® AT-30, para evitar anoxia (Figura 6-1). Cada tratamiento se realizó por triplicado. El agua utilizada fue de una perforación subterránea no clorada y se le agregó una sal de fosfato diácido de potasio anhidro (KH_2PO_4) para alcanzar las concentraciones deseadas de fósforo reactivo soluble (P). Las condiciones de luz y temperatura estuvieron controladas con un período de 12 h de luz, 12 h de oscuridad con una intensidad de aproximadamente 5000 Lux y una temperatura aproximada de 25°C. El sedimento utilizado fue recolectado de la laguna con un muestreador de tubo (*coring sampler*), a unos 6 metros de la línea de costa. La altura de la columna de agua de dónde se

recolectó el sedimento era de entre 60 y 70 cm. Al finalizar el experimento, se registró el peso seco orgánico e inorgánico del sedimento, se analizó la granulometría y la concentración de fósforo total (PT) y disuelto (P). Diariamente se midió la concentración de P en el agua durante el tiempo que duró cada experimento (entre 5 y 10 días).

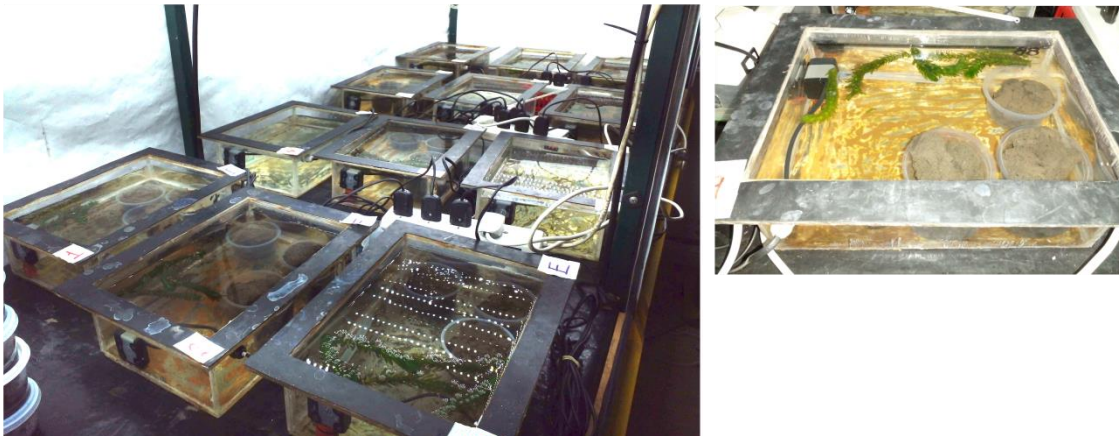


FIGURA 6-1. A LA IZQUIERDA MICROCOSMOS DE 9 LITROS CON LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS POR TRIPLICADO DENTRO DEL SISTEMA EXPERIMENTAL CON CICLO DE LUZ DE 12 HS Y TEMPERATURA DE ENTRE 20 Y 25 °C. DERECHA, MICROCOSMOS CON SEDIMENTO Y BOMBA RECIRCULANTE.

6.2.A EXPERIMENTO 1

Se analizó el efecto de tres concentraciones de P encontradas en la laguna (P bajo 0,10mgP/L, P medio 0,37mgP/L y P alto, 0,86 mgP/L) y su interacción con el sedimento. El control fue agua sin sedimento (Tabla 6-1), lo cual nos permite analizar si la disminución del P está relacionada a los tratamientos. El experimento duró 9 días, los últimos 3 días se observó crecimiento fitoplanctónico.

TABLA 6-1 TRATAMIENTOS REALIZADOS EN EL EXPERIMENTO 1, NÚMERO DE RÉPLICAS Y CONCENTRACIÓN DE P INICIAL EN mg/L (Pi).

	Tratamiento	Réplicas	Pi
C₁	Agua	3	0,10
1	Agua + P bajo + Sedimento	3	0,10
2	Agua + P medio + Sedimento	3	0,37
3	Agua + P alto + Sedimento	3	0,86

6.2.B EXPERIMENTO 2

Los tratamientos realizados fueron sedimento en condiciones de P medio, P alto y con agua de la laguna (0,39 mgP/L; 0,83 mgP/L y 0,20 mgP/L respectivamente). Los controles fueron agua con sedimento y agua de la laguna sin sedimento (Tabla 6-2). En este caso el agua de la laguna mostraba una floración de cianobacterias del género *Raphidiopsis*.

TABLA 6-2 TRATAMIENTOS REALIZADOS EN EL EXPERIMENTO 2, NÚMERO DE RÉPLICAS Y CONCENTRACIÓN DE PRS INICIAL EN mg/L (Pi)

	Tratamiento	Réplicas	P i
C₂	Agua + Sedimento	3	0,12
4	Agua+ P medio + Sedimento	3	0,39
5	Agua+ P alto + Sedimento	3	0,83
C_{2'}	Agua Laguna	1	0,08
6	Agua Laguna + Sedimento	2	0,20

6.2.C EXPERIMENTO 3

En todos los microcosmos colocamos cinco segmentos de la macrófita *Elodea sp.* de cinco centímetros de largo y realizamos tres tratamientos con diferentes concentraciones de P, P bajo, P medio y P alto (0,11, 0,37 y 0,96 mgP/L respectivamente) (Tabla 6-3). Las macrófitas acuáticas fueron recolectadas en un arroyo pampeano (La Choza) y llevadas al laboratorio para aclimatarlas durante una semana. Luego de finalizar el experimento se llevaron a peso constante en estufa a 60°C y se registró el peso seco, se realizó un ANOVA entre los pesos secos utilizados en los tratamientos el cuál no arrojó diferencias. El experimento duró nueve días.

TABLA 6-3. TRATAMIENTOS REALIZADOS EN EL EXPERIMENTO 3, NÚMERO DE RÉPLICAS Y CONCENTRACIÓN DE PRS INICIAL EN mg/L (Pi).

	Tratamiento	Réplicas	Pi
C₃	Agua	3	0,11
7	Agua + <i>Elodea sp.</i> + P bajo + Sedimento	3	0,11
8	Agua + <i>Elodea sp.</i> + P medio + Sedimento	3	0,37
9	Agua + <i>Elodea sp.</i> + P alto + Sedimento	3	0,96

6.2.D EXPERIMENTO 4

Realizamos cuatro tratamientos, en primer lugar armamos los microcosmos con sedimento y la macrófita *Elodea sp* en condiciones de P medio y P alto (0,30 mgP/L y 0,63 mgP/L respectivamente) y sin la macrófita con similares concentraciones de P medio y P bajo (Tabla 6-4). Luego se agregó 2,5 mg de Ca(OH)_2 y al cabo de una hora tomamos otra muestra de agua. La toma de muestras durante los días siguientes fue cada 24 h, el procedimiento con las macrófitas fue igual que en el experimento 4. El experimento duró seis días.

TABLA 6-4. TRATAMIENTOS REALIZADOS EN EL EXPERIMENTO 4, NÚMERO DE RÉPLICAS Y CONCENTRACIÓN DE P INICIAL EN mg/L (P_i).

	Tratamiento	Réplicas	P_i
10	Agua + <i>Elodea sp.</i> + Ca(OH)_2 + Sedimento + P medio	3	0,30
11	Agua + Ca(OH)_2 + Sedimento + P medio	3	0,31
12	Agua + <i>Elodea sp</i> + Ca(OH)_2 + Sedimento + P alto	3	0,63
13	Agua + Ca(OH)_2 + Sedimento + P alto	3	0,67

6.3 RESULTADOS

6.3.A Experimento 1

Las tasas promedio de disminución del P en la columna de agua para los tratamientos 1, 2 y 3 fueron de 0,0043, 0,0320 y 0,1178 mgP/L.día respectivamente. En el tratamiento con mayor concentración de P inicial, la tasa de disminución fue más alta. En todos los tratamientos hubo disminución de P en la columna de agua (Figura 6-2a), en el control la tasa de disminución se considera despreciable por ser cuatro órdenes de magnitud menor que la más alta.

Se observa que el P disminuye rápidamente los primeros 4 días para los tratamientos 2 y 3. Luego del cuarto día el tratamiento 2 comienza a comportarse como el tratamiento 1 y el control. Las tasas de disminución de P diarias del tratamiento 2 para los primeros 4 días fue de 0,07 mgP/L.día y los últimos 5 días de 0,03 mgP/L.día y para el tratamiento 3, los primeros cinco días la tasa promedio fue de 0,13 mgP/L.día y los últimos cuatro días

disminuye a 0,04 mgP/L.día. Hay diferencias significativas ($p < 0,001$) entre las tasas de disminución diaria de P en todos los tratamientos y entre las concentraciones de P del día 1 y el día 9 en todos los tratamientos ($p < 0,01$), no así en los controles.

6.3.B Experimento 2

En este experimento nuevamente observamos una disminución de P en todos los tratamientos (Figura 6-2b) que fue despreciable en el control. En los tratamientos 4, 5 y 6 las tasas promedio de disminución de P en la columna de agua fueron de 0,04 y 0,07 y 0,02 mgP/L.día respectivamente. En el experimento 3 observamos la misma tendencia que en el experimento 2, en los tratamientos 4 y 5 (P medio y alto respectivamente) las disminución promedio de P en la columna de agua es más importante que en los controles (C_2 y C_2').

Los primeros días, cuando las concentraciones son más altas, la disminución es mayor que en los últimos días. La tasa de disminución de P promedio para el tratamiento 4 los primeros tres días es de 0,09 mgP/L.día y los últimos tres días baja a 0,01 mgP/L.día. En el tratamiento 5 los primeros tres días es de 0,14 mgP/L.día y los últimos tres días de 0,03. Los tratamientos 4 y 6 presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el día 1 y el día 6.

6.3.C Experimento 3

Los resultados coinciden con los del experimento 2 y 3, en todos los tratamientos el P disminuyó en la columna de agua (Figura 6-2c). Las tasas promedio de disminución de P de los tratamientos 7, 8 y 9 fueron de 0,01; 0,04 y 0,10 mgP/L.día respectivamente. Siendo las tasas de los tratamientos 8 y 9 diferentes entre sí y comparadas con el control y el tratamiento 7 ($p < 0,001$). Las concentraciones de P en la columna de agua para el día 1 en comparación al día 9 presentan diferencias significativas en los tratamientos 8 y 9 ($p < 0,05$ y $p < 0,01$ respectivamente).

6.3.D Experimento 4

Los resultados son coincidentes con los experimentos anteriores (2 a 4), en todos los tratamientos disminuyó el P disponible en la columna de agua (Figura 6-2d). Las tasas promedio de descenso para los tratamientos con concentraciones altas de fósforo con y sin la macrófita fueron 0,08 y 0,09 mgP/L.día respectivamente (tratamientos 10 y 11) y para las concentraciones bajas con y sin macrófitas coincidieron en el valor de 0,05

mgP/L.día (tratamientos 12 y 13). Las tasas de disminución de los tratamientos 12 y 13 presentan diferencias significativas entre sí y en comparación con 10 y 11 ($p < 0,001$). En el experimento 5 en el día 1 hay diferencias significativas ($p < 0,01$) entre el antes y el después de agregar $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en los tratamientos 10 y 13. Y entre el día 1 y el día 6 todos los tratamientos presentan diferencias significativas en la concentración de P en la columna de agua ($p < 0,01$).

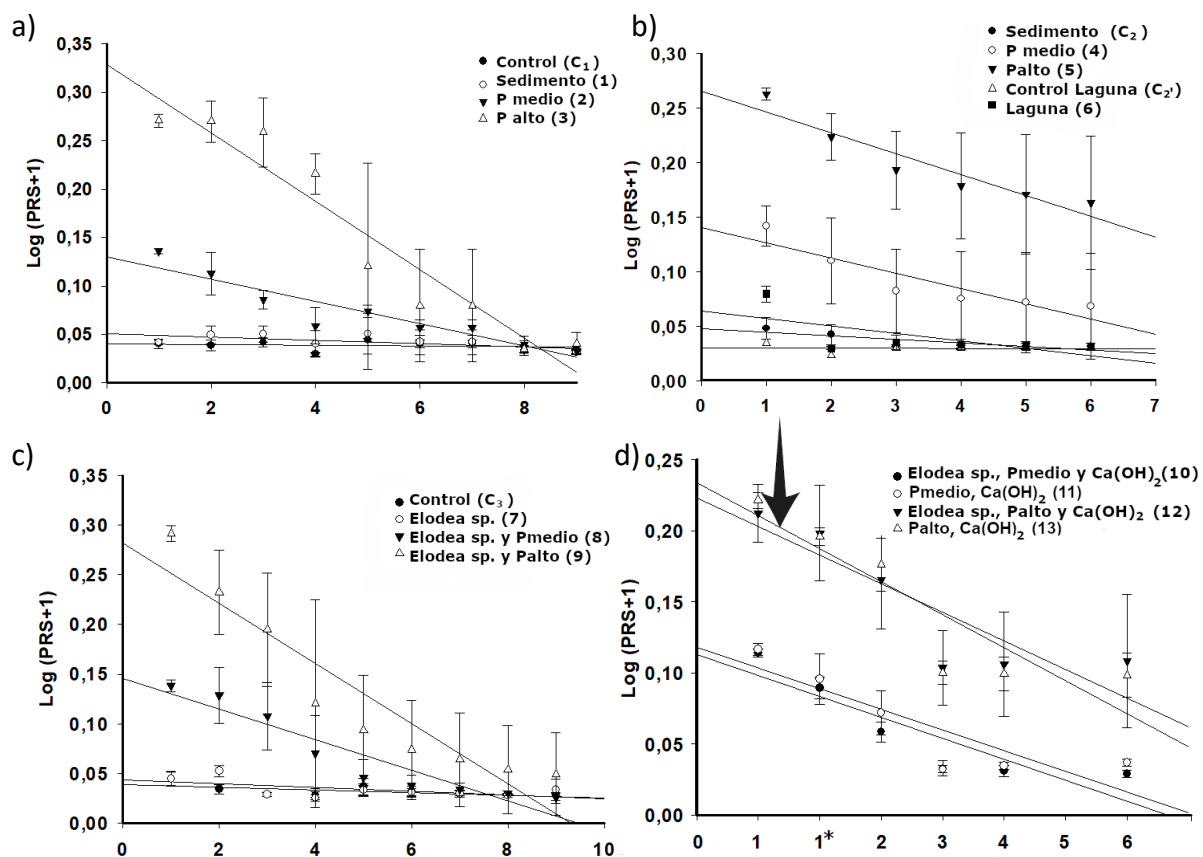


FIGURA 6-2. $\text{Log}_{10}(\text{PRS}+1)$ EN FUNCIÓN DE LOS DÍAS, DÓNDE PRS ES LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE EN LA COLUMNA DE AGUA DE LOS EXPERIMENTOS REALIZADOS EN MICROCOSMOS DE 6 LITROS. EL CICLO DE LUZ FUE DE 12 H Y LA TEMPERATURA DE 24 A 26 °C. ENTRE PARÉNTESIS SE INDICA EL NÚMERO DEL TRATAMIENTO **a) EXPERIMENTO 2:** C₁: AGUA; 1: AGUA+SEDIMENTO; 2: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,37±0,01 MG/L)+SEDIMENTO; 3: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,86±0,02)+SEDIMENTO **b) EXPERIMENTO 3:** C₂: SEDIMENTO+AGUA; 4: SEDIMENTO+AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,39±0,04 MG/L); 5: SEDIMENTO+AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,83±0,01 MG/L); C_{2'}: AGUA DE LA LAGUNA FILTRADA CON RED DE 0,45 μM; 6: SEDIMENTO+AGUA DE LA LAGUNA FILTRADA (0,45 μM) **c) EXPERIMENTO 4:** C₃: AGUA; 7: AGUA+ELODEA SP.+SEDIMENTO; 8: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,37±0,01 MG/L)+ELODEA SP.+SEDIMENTO; 9: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,96±0,02 MG/L)+ELODEA SP.+SEDIMENTO: **d) EXPERIMENTO 5:** 10: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,30±0,01 MG/L)+ELODEA SP. + SEDIMENTO; 11: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,31±0,01 MG/L) + SEDIMENTO; 12: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,63±0,05 MG/L)+ELODEA SP. + SEDIMENTO; 13: AGUA CON AGREGADO DE FÓSFORO (0,67±0,01 MG/L) + SEDIMENTO. LA FLECHA INDICA EL AGREGADO DE $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Y EL 1* INDICA LA MEDICIÓN DE PRS REALIZADA LUEGO DE SU SEDIMENTACIÓN.

Si graficamos la tasa de disminución de fósforo en función de la concentración inicial obtenemos un gráfico que ajusta con un $R=0,91$ a una función lineal con un pendiente de $0,12$ (Figura 6-3).

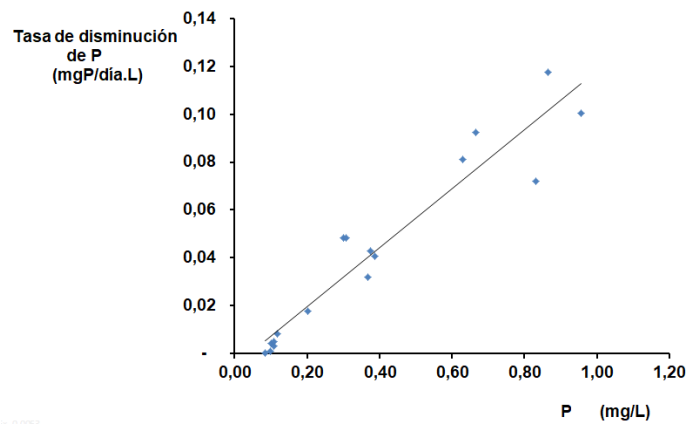


FIGURA 6-3. GRÁFICO DE LA TASA DE DIMINUCIÓN DE P EN FUNCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN INICIAL EN CADA UNO DE LOS EXPERIMENTOS.

6.3.E Sedimentos

La caracterización de los sedimentos nos indicó que la conformación del suelo es un 10% de materia orgánica y el resto inorgánica, el análisis granulométrico nos indicó, según la clasificación que utiliza Jaramillo (2002), que es un suelo arenoso, con partículas finas y muy finas, más del 85% son menores a $0,1$ mm (Figura 6-4). La textura está compuesta en un 94% de arena (20% fina, 63% muy fina) y el resto limo y arcilla.

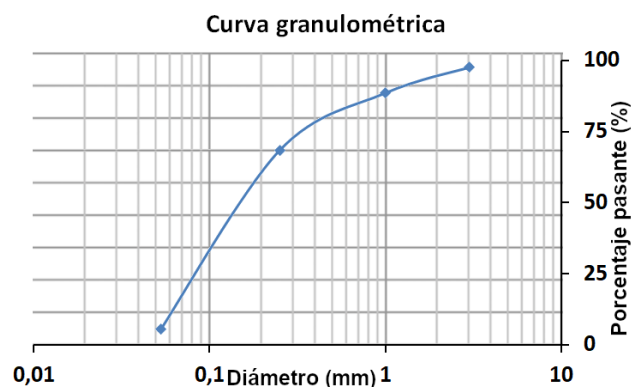


FIGURA 6-4. CURVA GRANULOMÉTRICA REALIZADA CON EL SEDIMENTO DE LA LAGUNA DE LOBOS.

El fósforo lábil en sedimentos tiene una concentración de $13,5 \pm 0,8$ ppm y el fósforo total $36,0 \pm 6,7$ ppm.

6.4 DISCUSIÓN

Decidimos utilizar Ca(OH)_2 como sustancia química para disminuir el P ya que es un compuesto que se puede encontrar naturalmente en la columna de agua (Cooke *et al.*, 1993), sobre todo en esta región y es inocuo para el ambiente.

En ninguno de los experimentos se observó flujo de PRS desde el sedimento hacia la columna de agua. En el experimento 1 observamos que la tasa de disminución de PRS en la columna de agua fue mayor mientras más elevada es la concentración inicial. En el experimento 2 volvimos a observar un patrón similar que en el experimento 1. Donde las tasas de disminución de PRS fueron mayores en los tratamientos con PRS inicial alto y medio. En el experimento 3 volvimos a tener el mismo comportamiento que en los anteriores (1 y 2) con respecto a las tasas de disminución. En el experimento 4, el Ca(OH)_2 disminuyó el PRS de la columna de agua significativamente ($p < 0,001$) en comparación al mismo tratamiento sin agregado de este compuesto. Y nuevamente las tasas de disminución de PRS fueron mayores en los tratamientos con mayor concentración inicial.

En todos los experimentos se halló una tasa de disminución de PRS más alta en aquellos tratamientos que tenían las concentraciones iniciales más elevadas (tasa de disminución de 0,7 a 1,2 mgP/día). Y en las concentraciones más bajas las tasas de disminución también fueron las más bajas, de 0,03 a 0,05 mgP/día. Esto nos indica que la tasa de disminución aumenta en función a la concentración inicial (Figura 6-3). Esto podría deberse al equilibrio entre el P disuelto y el P unido a los compuestos orgánicos disueltos, o al sedimento, o en la biomasa de microorganismos. También el P puede precipitar por la composición química del agua, i.e. concentración del calcio.

El fósforo lábil en los sedimentos se encuentra en una concentración considerable, aun así no se observa resuspensión desde los sedimentos hacia la columna de agua. Hay numerosos trabajos que señalan las formas de adsorción de los fosfatos a las partículas de sedimento (Froelich, 1988; Reddy *et al.*, 1999) y cómo las condiciones ambientales, como la velocidad del viento o la concentración de oxígeno entre otras, pueden afectar su intercambio desde los sedimentos hasta la columna de agua. Como es el caso de la laguna de Chascomús, donde los vientos fuertes resuspenden el sedimento y con ello se produce la

liberación del fósforo acumulado en ellos (Lagomarsino *et al.*, 2012). En el caso de que el sedimento presente anoxia también se estimula la liberación del P que se encuentra unido a el hierro (Fe(OOH)-P) y también la degradación de CaCO₃-P y del fósforo orgánico soluble en ácido (Müller *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018). Esto no pudo ser contrastado en este trabajo, las condiciones de nuestros microcosmos nunca fueron de anoxia. Hegoburu (2021) concluye de su tesis doctoral que el pH es uno de los factores que más impacta respecto a la disponibilidad del P en la columna de agua, es importante entonces mencionar que el pH de nuestros microcosmos se mantuvo en un rango de 8,0 a 9,6. No observamos diferencias significativas entre tratamientos ni dentro de un mismo tratamiento, con lo cual no vamos a tener en cuenta este factor para analizar la variación de PRS en la columna de agua

Los resultados del experimento 4 demostraron una disminución significativa ($p < 0,01$) del PRS luego de agregar el Ca(OH)₂, estos resultados coinciden con los obtenidos por Frau y colaboradores (2019). Quienes realizaron tratamientos de adición de Ca(OH)₂ y macrófitas en mesocosmos con agua, sedimento y peces. Los mesocosmos con agregado de Ca(OH)₂ y Ca(OH)₂ con macrófitas fueron los que tuvieron la mayor disminución de PRS en la columna de agua.

Los métodos químicos de remoción del PRS, si bien pueden ser efectivas a corto plazo, son inadecuados a largo plazo si no se eliminan los ingresos por descargas de afluentes. Santiago (2017) realizó su trabajo doctoral analizando procesos de disminución de PRS en la columna de agua concluyendo que las tecnologías utilizadas a largo plazo terminan generando un gasto que es muy difícil de afrontar por lo que terminan no siendo aplicadas.

Al comparar los tratamientos con y sin macrófitas y las mismas condiciones iniciales de PRS, 4 vs 8 y 5 vs 7. Observamos que en los tratamientos sin *Elodea sp.* (4 y 5) las tasas de disminución son más variables con valores bajos, en cambio en los tratamientos con presencia de la macrófita las tasas de disminución son menos variables y tendiendo a ser más elevadas (8 y 9) (Figura 6-5). Por lo que la presencia de macrófitas podría estabilizar las tasas de disminución de PRS en valores más uniformes y elevados.

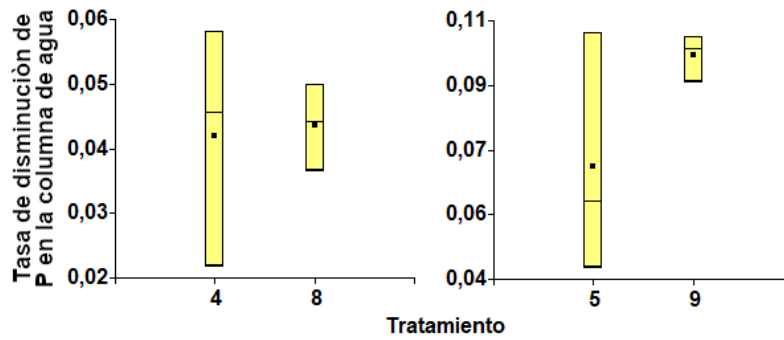


FIGURA 6-5. BOX PLOT COMPARANDO LAS TASAS DE DISMINUCIÓN DE P EN LA COLUMNA DE AGUA DE LOS TRATAMIENTOS 4 VS 8 Y 5 VS 9.

Este trabajo nos lleva a la conclusión de que lo primordial y más efectivo es disminuir los ingresos de fósforo, ya que combinado con la capacidad que tiene la laguna de bajar su concentración en la columna de agua en un período de tiempo razonable, podría desacelerar su proceso de eutroficación.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

... no podemos dudar más de que una de las mejores maneras de desencadenar y acelerar la erosión es descuidar la permanencia de receptáculos acuáticos naturales.

Raúl A. Ringuelet

DISCUSIÓN

El objetivo general del proyecto fue estudiar el funcionamiento de las lagunas pampeanas sometidas a procesos de eutrofización, usando como caso de estudio la Laguna de Lobos.

Para llevar adelante el estudio, se proponen los siguientes objetivos particulares:

1. Estudiar la variación hidrológica anual de la laguna.
2. Estudiar las variaciones de fósforo en el agua y su aporte desde distintas fuentes.
3. Relacionar la variación hidrológica con la variación estacional de fósforo.
4. Estudiar las variaciones del fitoplancton y picoplancton a lo largo del año.
5. Estudiar la captación de fósforo asociada a los cambios metabólicos de la comunidad fitoplanctónica y/o de la laguna.
6. Ensayar métodos experimentales para reducir el fósforo en diferentes simulaciones de los componentes de la laguna

La variación hidrológica de la laguna, si bien, está regulada por las lluvias, tiene en la manipulación de la compuerta un factor fundamental para el manejo, ya que si la compuerta está regulada en un nivel donde la cota es baja, el agua acumulada debido a las lluvias no permanece mucho tiempo en la laguna, manteniendo en un nivel bajo. Lo observamos durante el primer período del estudio donde la compuerta no tenía las tablas de contención superiores y el nivel de la cota de la laguna disminuía rápidamente. Luego de que el Municipio de Lobos las reparó esta situación se revirtió.

Por otro lado, observamos que el aumento del PRS y el PT no es estacional como se describe en la bibliografía, si no que parecería más relacionado a las precipitaciones, ya que los picos se detectan luego de los meses con mayores precipitaciones. Podría estar relacionado con el ingreso del sedimento proveniente de los campos de cultivo que forman parte de la cuenca, se erosionan con las lluvias y sus partículas de sedimento son arrastradas hacia los afluentes de la laguna y por estos hacia la laguna (Sharpley *et al.*, 1992). En un trabajo reciente donde se analizan el grado de eutrofia de 52 lagunas de la llanura pampeana y su relación con el uso de la tierra, proponen que el alto grado de eutrofia de las

lagunas estaría asociado a la alta productividad agrícola/ganadera que se desarrolla en la cuenca (Castro Bergman 2022). Si bien esto no es novedoso, se están incrementando el número de trabajos que ponen en evidencia el deterioro de las lagunas pampeanas y la necesidad de tomar medidas de carácter urgente para revertir estos procesos (Izaguirre *et al.*, 2022).

En el fitoplancton se observa una leve variación estacional dónde en las épocas estivales el predominio de cianobacterias disminuye. Excepto en el mes de enero de 2018 dónde se observa una predominancia absoluta de este grupo, pero no una floración, la cual si se observa en abril de ese mismo año. Esto podría estar relacionado con la cota de la laguna y la irradiancia, ya que las cianobacteria son sensibles a altas intensidades lumínicas debido al daño de sus fotorreceptores (Rosso & Giannuzzi, 2017), por lo que abril sería un mes con mejores condiciones de crecimiento que los de verano.

La abundancia de fitoplancton correlaciona negativamente con la concentración de PRS ($p < 0,05$), esto puede explicarse debido a que al haber disponibilidad de PRS en la columna de agua, este es utilizado por el fitoplancton que aumenta su abundancia utilizando este recurso, el cual pasa a formar parte del P particulado. Las Pcy presentan una variación de dominancia entre colonias y células individuales, el predominio de células individuales está asociado a una menor depredación por parte del zooplancton y ciliados (Callieri *et al.*, 2016; Ospina-Serna *et al.*, 2020). Durante estos meses el metabolismo es mayormente positivo, lo cual coincide con lo esperado por (Cole *et al.*, 2000) dónde estudiaron que al disminuir la herbivoría del fitoplancton este tiene una PN que supera la R al proliferar sin presión trófica y dónde el zooplancton y ciliados no son abundantes, por lo que su R no contrarresta la PN.

Al analizar el metabolismo abierto de la laguna. En el cual predominó el carácter autotrófico. La PN más elevada se estimó a fines de verano inicios de otoño de 2018 y 2019. Los meses donde el metabolismo estimado es negativo coinciden con los de verano, donde hay una gran cantidad de organismos en el cuerpo de agua. En estos meses se cuantificaron más de 100 horas durante las fechas de muestreo dónde el OD fue inferior a 5 mg/L, si bien no fueron consecutivas suman la cantidad de horas que contienen 4,3 días. Aun así la

relación P/R durante la mayoría de los días estudiados fue >1 . En el muestreo de 2016 los resultados analizados durante el período de 10 días consecutivos en primavera y en otoño indicaban que predominaba la heterotrófia. Pero al realizar un nuevo muestreo de 19 meses observamos que es más complejo y más fluctuante el comportamiento de la laguna pero que predominó, en ese período, la autotrofia, coincidiendo con lo esperado por los autores (Jeppesen *et al.*, 2016; Morin *et al.*, 2018). Aunque contrasta con los resultados de predominancia de heterotrofia medidos por Alfonso y colaboradores (2018) en dos lagunas pampeanas al sur de la región. Cole y colaboradores (2000), en el trabajo antes mencionado, analizaron el metabolismo neto en pequeños lagos en situaciones de fertilización por nutrientes tanto en presencia como en ausencia de grandes planctívoros y observaron que el metabolismo puede estar influenciado por las redes tróficas. Si el fitoplancton está controlado aumenta el zooplancton y en el lago predomina la heterotrofia, la cual disminuye si el fitoplancton puede desarrollar su biomasa en ausencia de sus consumidores. Con lo cual sería necesario realizar un análisis más profundo de las redes tróficas que influyen en la laguna de Lobos.

Durante el monitoreo realizado observamos que la laguna recibe una gran carga de nutrientes por su afluente principal, el arroyo Las Garzas. El ingreso de fósforo y su acumulación en la laguna queda en evidencia al estimar las cargas. El ingreso difuso por los bordes de la laguna y el ingreso por la freática no parecerían ser de gran importancia, debido a que son valores mucho menores (uno o dos órdenes de magnitud) comparados a los ingresos por sus afluentes.

Con el experimento a campo pudimos poner en evidencia que desde los campos sembrados en la cuenca ingresa una gran cantidad de fósforo por escorrentía superficial de lluvia, si bien el P que ingresa por los bordes de la laguna no es muy significativo, se puede pensar que ingreso por las márgenes del °A Las Garzas durante todo su recorrido podría serlo. En un estudio realizado en arroyos pampeanos de una localidad cercana a la que estudiamos en este trabajo (Mugni *et al.*, 2005), dónde analizaron las concentraciones de PRS durante períodos de lluvia, si bien los resultados en parte coinciden con los nuestros, ya que aumenta este nutriente luego de las lluvias, ellos no lo asocian al agua de lluvia si no a las partículas de suelo que ingresan junto con la escorrentía superficial. Teniendo en cuenta

esto, y de acuerdo a la simulación, el suelo sin uso retiene en un 85% del agua de lluvia, sería recomendable para disminuir el ingreso de P por escorrentía superficial dejar una zona *buffer* de al menos 30 metros desde la línea de costa y en forma transversal a la misma dónde se promueva a proliferación del pastizal nativo. De esta forma evitaríamos el ingreso por escorrentía superficial a los cuerpos de agua de una gran cantidad de nutrientes (Castelle *et al.*, 1994; Mugni *et al.*, 2005).

Los valores de PRS en los pozos aledaños a la laguna son muy variables, en algunos casos encontramos concentraciones que superan los encontrados en la laguna, siendo posible que en momentos donde la laguna tiene bajo fósforo la freática pueda aportar PRS.

Los resultados de los experimentos por otro lado indican que las tasas de disminución de PRS son más elevadas cuando la concentración del PRS en la columna de agua es más elevada. Probablemente a mayor concentración de fósforo habrá mayor crecimiento de microorganismos y consecuentemente, el PRS pase a la fracción disuelta total (PDT), no detectada con la técnica de análisis de PRS (Lagomarsino *et al.*, 2011). A su vez los análisis realizados sobre los sedimentos indican que el contenido de P, si bien es elevado, no es dónde más se concentra.

Para evitar el profundo deterioro producido por la acelerada eutrofización es fundamental disminuir el ingreso de nutrientes a la laguna. Y a su vez evitar la anoxia en el cuerpo de agua, ya que en estas condiciones no solo puede generarse una mortandad masiva de peces, si no que se resuspende el PRS en la columna de agua (Jensen *et al.*, 1992).

En este trabajo observamos que la Laguna de Lobos se encuentra en un proceso acelerado de eutrofización, su estado trófico podría ser consecuencia de las actividades antrópicas que se desarrollan en toda la cuenca desde las nacientes en el partido de Mercedes. El ingreso por escorrentía superficial con contenido de fósforo y nitrógeno proveniente de los fertilizantes y agrotóxicos que ingresan en el A° Las Garzas durante todo su recorrido desde la Laguna de Navarro hasta su desembocadura en la Laguna de Lobos tiene un gran impacto en la Laguna. Las relaciones N/P podrían no ser un parámetro que nos indique deficiencia de N o P debido a que en las lagunas pampeanas, aunque haya una gran diferencia de concentraciones, siempre son elevadas.

Debería existir una normativa clara, de fácil aplicación y control que regule el uso de la tierra alrededor de ríos y arroyos. A su vez debe ser diferencial según el tamaño del cuerpo de agua.

Hay muchos trabajos recientes sobre el rol de los cuerpos de agua continentales en el ciclo del carbono, tanto lénticos como lóticos, en los que se está demostrando su importancia que hasta hace unos años se subestimada. Keller y colaboradores (2020) estudiaron las emisiones de CO₂ desde los sedimentos de cuerpos de agua secos, lo cual nos indica que el rol de los humedales en condiciones de cambio climático con sequías cada vez más pronunciadas es de gran relevancia. Las lagunas eutróficas de la llanura pampeana pueden pasar de ser áreas sumidero de CO₂ en momentos de aguas altas y de emisión en momentos de sequía.

La hipótesis a.i) La laguna de Lobos se encuentra en un estado de equilibrio de aguas turbias por la alta concentración de fósforo, fue puesta a prueba y no fue rechazada.

La hipótesis a.ii) La laguna de Lobos se encuentra en un estado de equilibrio de aguas turbias por un desequilibrio en la relación nitrógeno-fósforo, fue contrastada y no rechazada.

La hipótesis a.iii) La laguna de Lobos se encuentra en un estado de equilibrio de aguas turbias por la alta concentración de fósforo por cambios de las comunidades que están favorecidos por el proceso de eutrofización fue contrastada y no fue rechazada.

La hipótesis b.i) La eutrofización del sistema se produce por aporte de los afluentes superficiales fue contrastada y no fue rechazada.

La hipótesis b.ii) La eutrofización del sistema se produce por el ingreso de fósforo desde los campos con uso agropecuario linderos a la laguna, fue contrastada y parcialmente rechazada.

La hipótesis b.iii) La eutrofización del sistema se produce por el drenaje por la freática desde pozos absorbentes, fue contrastada y rechazada.

La hipótesis b.iv) la eutrofización del sistema se produce por el aporte del fósforo presente en los sedimentos, no fue contrastada debido a que el muestreo de sedimento debería

contemplar la heterogeneidad de la laguna. Pero, aun así, al comparar nuestros resultados con los de (Rigacci, 2019), los sedimentos de dique Roggero tienen menor concentración de PRS que los de Lobos (50% menos) y el PT de un orden de magnitud mayor. Ella encontró que los sedimentos, mayormente limosos, retienen el PRS. En nuestro caso el sedimento de la laguna es arenoso, con lo cual hay menor adsorción a los mismos. Aún así en ambos casos el PRS disminuye de la columna de agua hacia los sedimentos.

La hipótesis c) La eutrofización del sistema se produce por La lagunas de Lobos, y otras lagunas hipereutróficas, podrían desplazarse del estado actual (aguas turbias) si se promoviera la recolonización de plantas acuáticas, no fue contrastada, debido a que tendríamos que haber realizado experimentos in situ. Lo cual por situaciones ajenas a nuestro grupo no se pudieron realizar. Pero al comparar las tasas de disminución de PRS de los tratamientos con y sin la macrófita pudimos ver que en presencia de *Elodea sp.* estas son uniformemente más altas que en su ausencia.

La hipótesis d.i) una mayor biomasa de fitoplancton genera una diferencia más pronunciada de la relación producción primaria/respiración entre el día y la noche, con posible saturación en el día y posible anoxia en la noche, fue contrastada y no fue rechazada.

La hipótesis d.ii) el metabolismo neto diario de la laguna es heterotrófico, ya que al ser una laguna turbia orgánica tendrá una gran cantidad de material en suspensión y de organismos plantónicos que consumen oxígeno durante el día y la noche, presenta ausencia de vegetación en el lecho y escasa penetración de la luz, lo cual limita la producción en el día, fue contrastada y fue rechazada.

CONCLUSIONES

- La laguna de Lobos se encuentra en un estado de equilibrio estable de aguas turbias e hipereutrofia con predominancia de cianobacterias filamentosas potencialmente tóxicas.
- La fuente de fósforo más importante de la laguna es la que ingresa por el afluente principal A° Las Garzas.

- Las concentraciones de fósforo encontradas en la freática no son tan elevadas como para que su desplazamiento hacia la laguna sea una fuente significativa de fósforo.
- El ingreso de fósforo por escorrentía superficial de los terrenos aledaños a la laguna no son una fuente significativa de fósforo comparado con el que ingresa por el A° Las Garzas.
- La Laguna de Lobos está funcionando cómo un sumidero de nutrientes, principalmente de PRS, que ingresa por el arroyo las Garzas e ingresa rápidamente a la columna de agua mediante la red trófica o la resuspensión.
-

CONSIDERACIONES FINALES

Las condiciones bajo las que se encuentran los cuerpos de agua de la llanura pampeana es responsabilidad de quienes convivimos con ellos. Los niveles tróficos están siendo modulados por los niveles de nutrientes que son consecuencia de actividades antrópicas que tienen por objetivo generar sistemas productivos rentables para los capitalistas, sin considerar las consecuencias de sus acciones. Por ello, es necesario y urgente modificar las formas de producción. Los cuerpos de agua son un reflejo de los manejos antrópicos en el ambiente, y sufren las consecuencias. Estas consecuencias terminan afectando a los pobladores aledaños que los utilizan como fuente de trabajo en economías regionales y los valoran culturalmente. Este trabajo pretende aportar un pequeño granito de arena al conocimiento de la situación ambiental de nuestra región.

RECOMENDACIONES A LA GESTIÓN

- En las épocas de sequía, como la que se atravesó durante los años 2021, 2022 y verano del 2023 en la región pampeana, dónde gran parte de las lagunas se secaron y dejaron al descubierto una gran área de sedimento para realizar obras de saneamiento. La remoción del sedimento vía mecánica podría ser una posibilidad factible y no tan costosa, que elimina con el sedimento la carga de PRS y PT que poseen y que se liberaría en contacto con la columna de agua. Es fundamental, para que este tratamiento cumpla su objetivo, que es disminuir el PRS disponible en los sedimentos, colocar lo extraído lejos de los cuerpos de agua para que no vuelva a ingresar con las lluvias y/o los fuertes vientos.

- Regular las actividades productivas que se realizan en las inmediaciones de los cuerpos de agua, sobre todo, lóticos. La implementación de zonas de buffer de entre 30 y 50 metros en arroyos de orden 1 a 5 podría ser una medida de paliar los ingresos por escorrentía superficial de los nutrientes utilizados en los sistemas productivos rurales.

BIBLIOGRAFÍA

- Ahearn, D. S., Viers, J. H., Mount, J. F., & Dahlgren, R. A. (2006). Priming the productivity pump: Flood pulse driven trends in suspended algal biomass distribution across a restored floodplain. *Freshwater Biology*, 51(8), 1417-1433. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01580.x>
- Alfonso, M. B., Brendel, A. S., Vitale, A. J., Seitz, C., Piccolo, M. C., & Eduardo Perillo, G. M. (2018). Drivers of ecosystem metabolism in two managed shallow lakes with different salinity and trophic conditions: The Sauce Grande and La Salada Lakes (Argentina). *Water (Switzerland)*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/w10091136>
- Alfonso, M. B., Vitale, A. J., Menéndez, M. C., Perillo, V. L., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2014). Estimation of ecosystem metabolism from diel oxygen technique in a saline shallow lake: La Salada (Argentina). *Hydrobiologia*, 752(1), 223-237. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2092-1>
- Allende, L., Tell, G., Zagarese, H., Torremorell, A., Pérez, G., Bustingorry, J., Escaray, R., & Izaguirre, I. (2009). Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624(1), 45-60. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9665-9>
- Andersson, E., & Sobek, S. (2006). Comparison of a Mass Balance and an Ecosystem Model Approach when Evaluating the Carbon Cycling in a Lake Ecosystem. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 35(8), 476-483. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[476:COAMBA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[476:COAMBA]2.0.CO;2)
- Aoki, A. M., & Sereno, R. (2006). Evaluación de la infiltración como indicador de calidad de suelo mediante un microsimulador de lluvias. *Agriscientia*, XXIII(1), 23-31.
- APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association (21.^a ed.). Port City Press.
- ATLAS. (2020). *Atlas. Cuencas y Regiones Hídricas-Ambientales de la Provincia de Buenos Aires-Etapa1* [Map]. Ministerio de Infraestructura y Servicios Públicos.
- Barraza, A. (2019a). *Microalgas y su uso como bioindicadores en la laguna de Lobos y su microcuenca fluvial (Buenos Aires)* [Especialización en Calidad Ecológica y Restauración de Sistemas Fluviales]. Universidad Nacional de Lujan.

- Barraza, A. (2019b). *Microalgas y su uso como bioindicadores en la laguna de Lobos y su microcuenca fluvial (Buenos Aires)* [Especialización]. Universidad Nacional de Lujan.
- Basílico, G., Magdaleno, A., Paz, M., Moretton, J., Faggi, A., & de Cabo, L. (2017). Sewage pollution: Genotoxicity assessment and phytoremediation of nutrients excess with *Hydrocotyle ranunculoides*. *Environ Monit Assess.*
- Bohn, V. Y., Perillo, G. M. E., & Pícolo, M. C. (2004). Calidad y aprovechamiento del agua de la laguna Unamuno (Buenos Aires, Argentina). *Papeles de Geografía, 40*, 173-184.
- Boltovskoy, A., Dippolito, A., Foggetta, M., Gómez, N., & Alvarez, G. (1990). La laguna Lobos y su afluente: Limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática, 14*(Contribución 443.), 3-38.
- Cadenazzi, G. (2009). *La historia de la soja en Argentina. De los inicios al boom de los '90*. XXVI Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. VIII Jornadas de Sociología de la Universidad de Buenos Aires. Asociación Latinoamericana de Sociología., Buenos Aires, Argentina.
- Callieri, C., Amalfitano, S., Corno, G., & Bertoni, R. (2016). Grazing-induced *Synechococcus* microcolony formation: Experimental insights from two freshwater phylotypes. *FEMS Microbiology Ecology, 92*(11), fiw154. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw154>
- Calzada, J., & D'Angelo, G. (2021). *Fertilizantes: Panorama y oportunidades para la Argentina* (Informativo semanal 112165763; p. 11). Bolsa de Comercio de Rosario.
- Canevari, P., Blanco, D. E., Bucher, E., Castro, G., & Davidson, I. (Eds.). (1999). *Los humedales de la Argentina. Clasificación, Situación Actual y Legislación* (2da ed.). Wetlands International Publ. 46.
- Caraco, N. F. (1993). Disturbance of the phosphorus cycle: A case of indirect effects of human activity. *Trends in Ecology and Evolution, 8*(2), 51-54. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90158-L](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90158-L)
- Caraco, N. F. (2009). Phosphorus. En G. E. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 73-78). Elsevier.
- Carignan, R., Planas, D., & Vis, C. (2000). Planktonic production and respiration in oligotrophic shield lakes. *Limnology and Oceanography, 45*(1), 189-199. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.1.0189>
- Carlson, R. E. (2007). Estimating Trophic State. *LakeLine, 27*(1), 25-28.

- CASAFE. (2014). *Estudio de Mercado 2014 de Productos de Protección de Cultivos. Cámara de Sanidad Agropecuaria y fertilizantes*. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. <https://www.casafe.org/pdf/2018/ESTADISTICAS/Informe-Mercado-Fitosanitarios-2014.pdf>
- Castelle, A. J., Johnson, A. W., & Conolly, C. (1994). Wetland and Stream Buffer Size Requirements—A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 878-882. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050004x>
- Castro Berman, M. (2019). *Efecto de las prácticas agrícolas basadas en el herbicida glifosato sobre la comunidad microbiana de aguas continentales* [Doctoral]. Universidad Nacional de San Martín.
- Castro Berman, M., Llamas, M. E., Minotti, P., Fermani, P., Quiroga, M. V., Ferraro, M. A., Metz, S., & Zagarese, H. E. (2020). Field evidence supports former experimental claims on the stimulatory effect of glyphosate on picocyanobacteria communities. *Science of The Total Environment*, 701, 134601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134601>
- Castro Berman, M., Marino, D. J. G., Quiroga, M. V., & Zagarese, H. (2018). Occurrence and levels of glyphosate and AMPA in shallow lakes from the Pampean and Patagonian regions of Argentina. *Chemosphere*, 200, 513-522. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.103>
- Castro Berman, M., O' Farrell, I., Huber, P., Marino, D., & Zagarese, H. (2022). A large-scale geographical coverage survey reveals a pervasive impact of agricultural practices on plankton primary producers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 325, 107740. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107740>
- Charboneau, D. (1999). Chemical Precipitation and Inactivation as a Method to Reduce Internal Phosphorus Loading in Lakes. *Restoration and Reclamation Review*, 5(1), 1-10.
- Civan, A., Worrall, F., Jarvie, H. P., Howden, N. J. K., & Burt, T. P. (2018). Forty-year trends in the flux and concentration of phosphorus in British rivers. *Journal of Hydrology*, 558, 314-327. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.046>
- CNA. (2018a). *Censo Experimental Agropecuario 2018* (1; p. 24).
- CNA. (2018b). *Censo Nacional Agropecuario 2018. Resultados preliminares provincia de Santa fe y Región Pampeana*. <http://www.estadisticasantafe.gob.ar/wp-content/uploads/sites/24/2020/08/CNA-18-resultados-preliminares-agricultura-SF-1.pdf>

- Cole, J. J., Bade, D. L., Bastviken, D., Pace, M. L., & Van de Bogert, M. (2010). Multiple approaches to estimating air-water gas exchange in small lakes. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8(JUNE), 285-293. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.285>
- Cole, J. J., & Caraco, N. F. (1998). Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography*, 43(4), 647-656. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.4.0647>
- Cole, J. J., Caraco, N. F., Kling, G. W., & Kratz, T. K. (1994). Carbon Dioxide Supersaturation in the Surface Waters of Lakes. *Science*, 265(5178), 1568-1570. <https://doi.org/10.1126/science.265.5178.1568>
- Cole, J. J., Pace, M. L., Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. (2000). Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. *Limnology and Oceanography*, 45(8), 1718-1730. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.8.1718>
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., & Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 171-184. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Coloso, J. J., Cole, J. J., Hanson, P. C., & Pace, M. L. (2008). Depth-integrated, continuous estimates of metabolism in a clear-water lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(4), 712-722. <https://doi.org/10.1139/F08-006>
- Coloso, J. J., Cole, J. J., & Pace, M. L. (2011). Difficulty in Discerning Drivers of Lake Ecosystem Metabolism with High-Frequency Data. *Ecosystems*, 14(6), 935-948. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9455-5>
- Cooke, D. G., Welch, E. B., Martin, A. B., Fulmer, D. G., Hyde, S., & Schriever, G. D. (1993). Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. *Hydrobiologia*, 253, 323-335.
- Dangavs, N. (1990). *Estudio Geológico de la Laguna de Lobos. February 2015.* <https://doi.org/10.13140/2.1.3808.3366>
- Dangavs, N. (2019). El registro paleoambiental del Pleistoceno tardío al presente en la Laguna de Lobos, Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo de La Plata*, 4(1), 1-40. <https://doi.org/10.24215/25456377e066>

- Dangavs, N. (1991). Propuesta de solución para frenar el proceso de eutrofización en la laguna de lobos. *Biología Acuática - Nptas Científicas RAL* 91, 15, 40-41.
- Dangavs, N., & Blasi, A. M. (1998). Problemática de la Laguna de Lobos. *Gerencia Ambiental*, 5(50), 876-878.
- Dangavs, N., & Blasi, A. M. (1990). Los fenómenos de transvase e inminente captura en el arroyo Las Garzas, Lobos, Provincia de Buenos Aires. *Biología Acuática*, 15(1), 10-11.
- Dangavs, N. V. (2005). Los ambientes acuáticos de la Provincia de Buenos Aires.pdf. *Geología y recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*, XIII, 219-236.
- Dangavs, N. V., Blasi, A. M., Mormeneo, M. L., Gaillard, M. C., & Burakowsky, R. (1990). *Estudio geológico de la laguna de Lobos, Partido de Lobos Provincia de Buenos Aires* (1a ed.).
- Del Giorgio, P. A., Cole, J. J., Caraco, N. F., & Peters, R. H. (1999). *Linking planktonic biomass and metabolism to net gas fluxes in northern temperate lakes*. 80(4).
- Diovisalvi, N., Berasain, G., Unrein, F., Colautti, D., Fermani, P., Llamas, M. E., Torremorell, A. M., Pérez, G., Escaray, R., Bustingorry, J., & Zagarese, Y. H. E. (2010). Chascomús: Estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología Austral*.
- Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438, 1-12. <https://doi.org/10.1023/A:1004155810302>
- Drodz, A. (2022). *Informe Satelital 2018-2022* (Programa Monitoreo Satelital, p. 37) [Gubernamental]. Autoridad del Agua.
- Echenique, R. O. (2022). Las cianobacterias el invento más revolucionario. *Museo*, 34, 7-16.
- Edmondson, W. T. (1994). Sixty Years of Lake Washington: A Curriculum Vitae. *Lake and Reservoir Management*, 10(2), 75-84. <https://doi.org/10.1080/07438149409354178>
- Clean Water Act, 33 U.S.C. §§ 1251-1388 (1972) (1972). <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2018-title33/pdf/USCODE-2018-title33-chap26.pdf>
- Fastner, J., Abella, S., Litt, A., Morabito, G., Vörös, L., Pálffy, K., Straile, D., Kümmerlin, R., Matthews, D., Phillips, M. G., & Chorus, I. (2016). Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load—Experiences from eight case studies. *Aquatic Ecology*, 50(3), 367-383. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9558-8>

- Feijó, C., Arroita, M., Messetta, M. L., Anselmo, J., Rigacci, L., & von Schiller, D. (2022). Patterns and controls of carbon dioxide concentration and fluxes at the air–water interface in South American lowland streams. *Aquatic Sciences*, *84*(2). <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00852-9>
- Feijó, C., Giorgi, A., & Ferreiro, N. (2011). Phosphate uptake in a macrophyte-rich Pampean stream. *Limnologica*, *41*(4), 285-289. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.11.002>
- Feijó, C. S., & Lombardo, R. J. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research*, *41*(7), 1399-1410. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.026>
- Fidalgo, F. (1975). Geología superficial de la llanura bonaerense. *Geología de la provincia de Buenos Aires*. VI Congreso Geológico Argentino, Bahía Blanca.
- Forlani, G., Pavan, M., Gramek, M., Kafarski, P., & Lipok, J. (2008). Biochemical Bases for a Widespread Tolerance of Cyanobacteria to the Phosphonate Herbicide Glyphosate. *Plant and Cell Physiology*, *49*(3), 443-456. <https://doi.org/10.1093/pcp/pcn021>
- Frau, D., Spies, M. E., Battauz, Y., Medrano, J., & Sinistro, R. (2019). Approaches for phosphorus removal with calcium hydroxide and floating macrophytes in a mesocosm experiment: Impacts on plankton structure. *Hydrobiologia*, *828*(1), 287-299. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3819-1>
- Froelich, P. N. (1988). Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism1: Phosphate kinetics. *Limnology and Oceanography*, *33*(4part2), 649-668. <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0649>
- Fucks, E., Pisano, F., Carbonari, J., & Huarte, R. (2012). Aspectos geomorfológicos del sector medio e inferior de la pampa deprimida, Provincia de Buenos Aires. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, *25*(2), 2012.
- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M., Montanarella, L., Muníz Ugarte, O., Schad, P., Vara Rodríguez, M., & Vargas, R. (Eds.). (2014). *Atlas de suelos de America Latina y el Caribe*. Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/37334>

- Gómez, S. E., & Toresani, N. I. (1999). Región 3: Pampas. En P. Canevari, D. E. Blanco, E. Bucher, G. Castro, & I. Davidson (Eds.), *Los humedales de la argentina. Clasificación, situación actual y clasificación*. (2da ed.). Wetlands International.
- González Sagrario, M. de los Á., Musazzi, S., Córdoba, F. E., Mendiolar, M., & Lami, A. (2020). Inferring the occurrence of regime shifts in a shallow lake during the last 250 years based on multiple indicators. *Ecological Indicators*, 117, 106536. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106536>
- Grosman, F. (2008). Una invitación a conocer nuestras lagunas pampeanas. En *Espejos en la llanura: Nuestras lagunas de la región pampeana* (pp. 19-38). Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Hagerthey, S. E., Cole, J. J., & Kilbane, D. (2010). Aquatic metabolism in the Everglades: Dominance of water column heterotrophy. *Limnology and Oceanography*, 55(2), 653-666. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.2.0653>
- Harting, J. H., & Horvath, F. J. (1982). A Preliminary Assessment of Michigan's Phosphorus Detergent Ban. *Water Pollution Control Federation*, 54(2), 193-197.
- Hegoburu, C. (2021). *Dinámica del fósforo en arroyos pampeanos: Patrones espaciales y temporales e implicancias del cambio climático* [Doctoral]. Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Hernández, M. E. (2009). SUELOS DE HUMEDALES COMO SUMIDEROS DE CARBONO Y FUENTES DE METANO Wetland Soils as Carbon Sinks and Sources of Methane. *Terra Latinoamericana*, 28, 139-147.
- Herrera, E. C., & Nadaoka, K. (2021). Temporal dynamics and drivers of lake ecosystem metabolism using high resolution observations in a shallow, tropical, eutrophic lake (Laguna Lake, Philippines). *Journal of Great Lakes Research*, 47(4), 997-1020. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.03.017>
- Hoellein, T. J., Bruesewitz, D. A., & Richardson, D. C. (2013). Revisiting Odum (1956): A synthesis of aquatic ecosystem metabolism. *Limnology and Oceanography*, 58(6), 2089-2100. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.6.2089>
- INDEC. (2022). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. Resultados provisionales* [Censo Nacional]. INDEC. Instituto Nacional de Estadística y Censos.
- Infocielo. (2018, febrero 13). Misterio y polémica. ¿Qué pasó con los peces de la Laguna de Lobos? *Infocielo*, 4.
- Iriondo, M. (1988). Quaternary Lakes of Argentina. *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.*, 70, 81-88.

- Izaguirre, I., Sánchez, M. L., Schiaffino, M. R., 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(1), 47-64. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2007-1>
- Izaguirre, I., & Vinocur, A. (1994). Algal assemblages from shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina). *Hydrobiologia*, 289(1-3), 57-64. <https://doi.org/10.1007/BF00007408>
- Izaguirre, I., Zagarese, H., & O'Farrell, I. (2022). The limnological trace of contemporaneous anthropogenic activities in the Pampa Region. *Ecología Austral*, 32(2bis), 650-662. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1884>
- Jacobsen, O. S. (1978). Sorption, adsorption and chemisorption of phosphate by danish lake sediments. *Freshwater Biology Laboratory*, 305, 230-243.
- Jaramillo, D. F. (2002). *Introducción a la Ciencia del Suelo*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E., & Neal, C. (2013). Phosphorus Mitigation to Control River Eutrophication: Murky Waters, Inconvenient Truths, and "Postnormal" Science. *Journal of Environmental Quality*, 42(2), 295-304. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0085>
- Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E., & Skytthe, A. (1992). Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 235-236(1), 731-743. <https://doi.org/10.1007/BF00026261>
- Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J. P., Sondergaard, M., Mortensen, E., & Lauridsen, T. L. (1991). Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic Danish lakes: Duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Mem Ist Ital Idrobiol*, 48, 127-148.
- Jeppesen, E., Trolle, D., Davidson, T. A., Bjerring, R., Søndergaard, M., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., Nielsen, A., Larsen, S. E., & Meerhoff, M. (2016). Major changes in CO₂ efflux when shallow lakes shift from a turbid to a clear water state. *Hydrobiologia*, 778(1), 33-44. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2469-9>

- Jiang, S., Hua, H., Jarvie, H. P., Liu, X., Zhang, Y., Sheng, H., Liu, X., Zhang, L., & Yuan, Z. (2018). Enhanced nitrogen and phosphorus flows in a mixed land use basin: Drivers and consequences. *Journal of Cleaner Production*, *181*, 416-425. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.005>
- Keller, P. S., Catalán, N., Von Schiller, D., Grossart, H.-P., Koschorreck, M., Obrador, B., Frassl, M. A., Karakaya, N., Barros, N., Howitt, J. A., Mendoza-Lera, C., Pastor, A., Flaim, G., Aben, R., Riis, T., Arce, M. I., Onandia, G., Paranaíba, J. R., Linkhorst, A., ... Marcé, R. (2020). Global CO2 emissions from dry inland waters share common drivers across ecosystems. *Nature Communications*, *11*(1), 8. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15929-y>
- Klotz, R. L. (2013). Factors driving the metabolism of two north temperate ponds. *Hydrobiologia*, *711*(1), 9-17. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1450-8>
- Laas, A., Nõges, P., Kõiv, T., & Nõges, T. (2012). High-frequency metabolism study in a large and shallow temperate lake reveals seasonal switching between net autotrophy and net heterotrophy. *Hydrobiologia*, *694*(1), 57-74. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1131-z>
- Lagomarsino, L., Pérez, G. L., Escaray, R., Bustingorry, J., & Zagarese, H. E. (2011). Weather variables as drivers of seasonal phosphorus dynamics in a shallow hypertrophic lake (Laguna Chascomus, Argentina). *Fundamental and Applied Limnology*, *178*(3), 191-201. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2011/0178-0191>
- Lagomarsino, L., Zagarese, H. E., & Bonetto, C. (2012). *Estudios sobre la dinámica de nutrientes en seis lagunas pampeanas, con énfasis en la dinámica del fósforo de una laguna turbia (Chascomús)* [Doctoral]. Universidad Nacional de La Plata.
- Litchman, E. (1998). Population and community responses of phytoplankton to fluctuating light. *Oecologia*, *117*, 247-257.
- Litke, D. W. (1999). *Review of Phosphorus Control Measures in the United States and Their Effects on Water Quality* (99-4007; p. 50). U.S. Geological Survey.
- Lozano-Trejo, S., Olazo Aquino, J., Pérez-León, M. I., Castañeda-Hidalgo, E., Díaz-Zorrilla, G. O., & Santiago-Martínez, G. M. (2020). Infiltración y escurrimiento de agua en suelos de una cuenca en el sur de México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, *38*(1), 57. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i1.443>
- MAGyP. (2022). [Gubernamental]. Estimaciones Agrícolas. <https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/>

- Maine, M. A., Panigatti, M. C., & Pizarro, M. J. (1998). Role of macrophytes in phosphorus removal in Parana medio wetlands. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 45(1), 23-34.
- Mariñelarena, A. J. (1990). *Microorganismos indicadores de contaminación en la laguna de lobos*. 21(2), 167-173.
- Mariñelarena, A. J., & Conzonno, V. H. (1997). Chemical characteristics and trophic status of Lobos pond (Bs. As., Argentina). 1997, 28(1), 7-13.
- Mariñelarena, A. J., & Gómez, Y. S. E. (2008). Eutrofización en las lagunas pampeanas, efectos secundarios sobre los peces. *Biología Acuática*, 24, 43-48.
- Matteucci, S. D. (2012). Capítulo 12. Ecorregión Pampa. En J. Morello, S. D. Matteucci, A. F. Rodriguez, & E. S. Mariana (Eds.), *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentino* (1.ª ed., pp. 391-441). Orientación Gráfica Editora.
https://www.researchgate.net/publication/268447997_Ecorregion_Pampa#fullTextFileContent
- Melack, J. M. (2009). *Diel variability and community metabolism in African soda lakes*.
- Morin, T. H., Rey-Sánchez, A. C., Vogel, C. S., Matheny, A. M., Kenny, W. T., & Bohrer, G. (2018). Carbon dioxide emissions from an oligotrophic temperate lake: An eddy covariance approach. *Ecological Engineering*, 114, 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.005>
- Morrás, H. J. M. (1999). Geochemical differentiation of Quaternary sediments from the Pampean region based on soil phosphorus contents as detected in the early 20th century. *Quaternary International*, 62(1), 57-67. [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(99\)00023-3](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(99)00023-3)
- Morrás, H. J. M. (2003). *Distribución y origen de sedimentos loessicos superficiales de la pampa norte en base a la mineralogía de arenas*.
- Mugni, H., Jergentz, S., Schulz, R., Maine, A., & Bonetto, C. (2005). Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentine). *The Netherlands*, 163-170.
- Müller, S., Mitrovic, S. M., & Baldwin, D. S. (2016). Oxygen and dissolved organic carbon control release of N, P and Fe from the sediments of a shallow, polymictic lake. *Journal of Soils and Sediments*, 16(3), 1109-1120. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1298-9>

- Odum, H. T. (1956). Primary Production in Flowing Waters. *Limnology and Oceanography*, 1(2), 102-117.
<https://doi.org/10.4319/lo.1956.1.2.0102>
- O'Farrell, I., Izaguirre, I., Chaparro, G., Unrein, F., Sinistro, R., Pizarro, H., Rodríguez, P., de Tezanos Pinto, P., Lombardo, R., & Tell, G. (2011). Water level as the main driver of the alternation between a free-floating plant and a phytoplankton dominated state: A long-term study in a floodplain lake. *Aquatic Sciences*, 73(2), 275-287. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0175-2>
- O'Farrell, I., Sánchez, M. L., Schiaffino, M. R., Izaguirre, I., Huber, P., Lagomarsino, L., & Yema, L. (2021). Human impacted shallow lakes in the Pampean plain are ideal hosts for cyanobacterial harmful blooms. *Environmental Pollution*, 752(Agosto), 47-64. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117747>
- O'Farrell, I., Vinocur, A., & De Tezanos Pinto, P. (2014). Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: A morpho-functional approach. *Hydrobiologia*, 752(1), 91-102. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1962-x>
- Ordenanza N° 1553. (1993). *Ordenanza N° 1552 (año 1993)-OP-DESVIO DEL CANAL SALGADO A LA CAÑADA DEL TORO*.
- Ospina-Serna, J., Huber, P., Odriozola, M., Fermani, P., & Unrein, F. (2020). Picocyanobacteria aggregation as a response to predation pressure: Direct contact is not necessary. *FEMS Microbiology Ecology*, 96(10), fiae153. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiae153>
- Pace, M. L., & Prairie, Y. T. (2005). Respiration in lakes. En P. del Giorgio & P. Williams (Eds.), *Respiration in Aquatic Ecosystems* (pp. 103-121). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198527084.003.0007>
- Pautasso, N. A. (2017). *Evaluación del impacto de la exposición a mezclas de agroquímicos presentes en escorrentías de cultivos utilizando como biomarcadores el daño oxidativo y genotóxico en Cnesterodon decemmaculatus* [Magíster en Salud Ambiental]. Universidad Nacional del Litoral.
- Phillips, G., Jackson, R., Bennett, C., & Chilvers, A. (1994). The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. *Hydrobiologia*, 275/276, 445-456.

- Piccinini, L. M. A. (2016). *Capacidad del arroyo Salgado, Partido de Lobos, para depurar efluentes cloacales*. [Especialización en Calidad Ecológica y Restauración de Sistemas Fluviales]. Universidad Nacional de Luján.
- Pizarro, H., Vera, M. S., Vinocur, A., Pérez, G., Ferraro, M., Menéndez Helman, R. J., & Dos Santos Afonso, M. (2016). Glyphosate input modifies microbial community structure in clear and turbid freshwater systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5143-5153. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5748-0>
- Pizarro, J. B. (2003). La evolución de la producción agropecuaria pampeana en la segunda mitad d el siglo XX. *Revista interdisciplinaria de estudios agrarios*, 18(1), 63.
- Poth, C. M. (2018). *La inserción del conocimiento científico en los organismos estatales y las políticas públicas: El caso de la Comisión Nacional Asesora de Biotecnología Agropecuaria (CONABIA) y las regulaciones sobre bioseguridad en semillas transgénicas en Argentina, 1991-2010* (Repositorio Digital Institucional Facultad de Ciencias Sociales-UBA) [Universidad de Buenos Aires]. <http://repositorio.sociales.uba.ar/items/show/1054>.
- Pozzobon, M. V. (2009). Descripción ambiental de la laguna de lobos, pcia. Bs.as. Una propuesta para su monitoreo. *Biología Acuática*, 26, 185-195.
- Pozzobon, M. V. (2019). *Cambios en la calidad del agua y de la ribera por una obrea hdráulica en el arroyo Las Garzas (Lobos, Bs. As.)* [Especialización en Calidad Ecológica y Restauración de Sistemas Fluviales]. Universidad Nacional de Lujan.
- Pozzobon, M. V., Dupraz, K., & Heit, C. (2013). Descripción de la Calidad de Agua de la Laguna de Lobos. *Libro de Resúmenes*, 78.
- Quirós, R. (2005). La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*, 1-13.
- Quirós, R. (2000, marzo). *La eutrofización de las aguas continentales de Argentina*. I Reunión de la Red Temática sobre Eutrofización de Lagos y Embalses Subprograma XVII. Cooperación Iberoamericana. Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED)., Mar del plata, Argentina.
- Quirós, R., Rosso, J. J., Rennella, A., Sosnovsky, A., & Boveri, M. (2002). Análisis del Estado Trófico de las Lagunas Pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11), 584-591.

- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., & Gale, P. M. (1999). Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 83-146. <https://doi.org/10.1080/10643389991259182>
- Reddy, K. R., Tucker, J. C., & Debusk, W. F. (1987). *The Role of Egeria in Removing Nitrogen and Phosphorous from Nutrient Enrich Waters*. 25, 14-19.
- 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(5), 417-428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
- Rigacci, L. N. (2019). *Análisis de la capacidad de depuración de la represa Ing. Roggero, Buenos Aires (Argentina)* [Doctoral, Universidad Nacional del Comahue]. <http://rdi.uncoma.edu.ar/bitstream/handle/uncomaid/16116/Tesis%20Rigacci.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Ringuelet. (1967). 107-Ringuelet.PDF. *PHYSIS*, XXVII, 1-232.
- Ringuelet, R. A. (1962a). *Ecología Acuática continental*. EUDEBA.
- Ringuelet, R. A. (1962b). *Ecología Acuática Continental* (1ra ed.). EUDEBA.
- Rosso, L., & Giannuzzi, L. (2017). Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas. En *Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud* (pp. 79-93). Ministerio de Salud de la Nación.
- Sala, J. M., Gonzalez, N., & Kruse, E. (1983, abril 11). *Generalización Hidrológica de la Provincia de Buenos Aires*. Coloquio Internacional Sobre Hidrología de Grandes Llanuras, Olavarría.
- Sánchez, M. L., Pérez, G. L., Izaguirre, I., & Pizarro, H. (2013). Influence of underwater light climate on periphyton and phytoplankton communities in shallow lakes from the Pampa plain (Argentina) with contrasting steady states. *Journal of Limnology*, 72(1), 6. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2013.e6>
- Sánchez, M. L., Schiaffino, M. R., Graziano, M., Huber, P., Lagomarsino, L., Minotti, P., Zagarese, H., & Izaguirre, I. (2021). Effect of land use on the phytoplankton community of Pampean shallow lakes of the Salado River basin (Buenos Aires Province, Argentina). *Aquatic Ecology*, 55(2), 417-435. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09835-8>

- Santiago, E. (2017). *Desarrollo de tecnologías basadas en la remoción de fósforo para recuperación de lagunas pampeanas eutrofizadas* [Doctoral, Universidad Nacional de La Plata]. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/62777>
- Sasal, M. C., Wilson, M. G., Guezengar, A., & Oszust, J. D. (2010). *Efecto de la aplicación de agroquímicos al cultivo de Maíz sobre el agua superficial y subterránea*. INTA: Proyecto Regional ERIOS-630021 y Proyectos Nacionales AEGA-221631, AEGA-221641 y PNECO-093012.
- Scharfenberger, U., Jeppesen, E., Beklioglu, M., Søndergaard, M., Angeler, D. G., Çakiroğlu, A. İ., Drakare, S., Hejzlar, J., Mahdy, A., Papastergiadou, E., Šorf, M., Stefanidis, K., Tuvikene, A., Zingel, P., & Adrian, R. (2019). Effects of trophic status, water level, and temperature on shallow lake metabolism and metabolic balance: A standardized pan-European mesocosm experiment. *Limnology and Oceanography*, *64*(2), 616-631. <https://doi.org/10.1002/lno.11064>
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3154-0>
- Scheffer, M. (2001). Alternative attractors of shallow lakes. *TheScientificWorldJournal*, *1*, 254-263. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.62>
- Scheffer, M., & Jeppesen, E. (2007). Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*, *10*(1), 1-3. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9002-y>
- Scheffer, M., Szabó, S., Gragnani, A., Van Nes, E. H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J., Roijackers, R. M. M., & Franken, R. J. M. (2003). Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *100*(7), 4040-4045. <https://doi.org/10.1073/pnas.0737918100>
- Scheffer, M., van den Berg, M., Breukelaar, A., Breukers, C., Coops, H., Doef, R., & Meijer, M. L. (1994). Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, *49*(2-3), 193-196. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(94\)90038-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(94)90038-8)
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes: Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, *195*(4275), 260-262. <https://doi.org/10.1126/science.195.4275.260>
- Seehaus, M. S., Sasal, M. C., Van Opstal, N., Gabioud, E. A., Wilson, M. G., Wingeyer, A., Michlig, M. P., & Repetti, M. R. (2020). Análisis del efecto de secuencias de cultivo sobre el escurrimiento superficial y

pérdida de suelo y herbicidas. *FAVE Sección Ciencias Agrarias*, 19(2), 77-90.
<https://doi.org/10.14409/fa.v19i2.9750>

Sharpley, A. (2010, junio 31). *Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sostenible: Desafíos y oportunidades* [Congreso]. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario.

Sharpley, A. N., Smith, S. J., Jones, O. R., Berg, W. A., & Coleman, G. A. (1992). The Transport of Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff. *Journal of Environmental Quality*, 21(1), 30-35.
<https://doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100010003x>

Sharpley, A., & Tunney, H. (2000). Phosphorus Research Strategies to Meet Agricultural and Environmental Challenges of the 21st Century. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 176-181.
<https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010022x>

Sili, M., & Soumoulou, L. (2011). *La problemática de la tierra en argentina. Conflictos y dinámicas de uso, tenencia y concentración*. Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola.

Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509(1-3), 135-145.
<https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>

Søndergaard, M., Jensen, P. J., & Jeppesen, E. (2001). Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *The Scientific World JOURNAL*, 1, 427-442. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.72>

Sosnovsky, A., & Quirós, R. (2006). El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16, 115-124.

Staeher, P. a, Bade, D., Koch, G. R., Williamson, C., Hanson, P., Cole, J. J., & Kratz, T. (2010). *Lake Metabolism Studies*. 628-644. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.628>

Stutz, S., Tonello, M. S., González Sagrario, M. de los Á., Navarro, D., & Fontana, S. L. (2014). Historia ambiental de los lagos someros de la llanura Pampeana (Argentina) desde el Holoceno medio: Inferencias paleoclimáticas. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 21(2), 119-138.

Tagliaferro, M., Giorgi, A., Torremorell, A., & Albariño, R. (2020). Urbanisation reduces litter breakdown rates and affects benthic invertebrate structure in Pampean streams. *International Review of Hydrobiology*, 105(1-2), 33-43. <https://doi.org/10.1002/iroh.201902000>

- Taranu, Z. E., & Gregory-Eaves, I. (2008). Quantifying Relationships Among Phosphorus, Agriculture, and Lake Depth at an Inter-Regional Scale. *Ecosystems*, 11(5), 715-725. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9153-0>
- Teubner, K., & Dokulil, M. T. (2002). Ecological stoichiometry of TN: TP : SRSi in freshwaters: nutrient ratios and seasonal shifts in phytoplankton assemblages. *Fundamental and Applied Limnology*, 154(4), 625-646. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/154/2002/625>
- Theus, M. E., Layden, T. J., McWilliams, N., Crafton-Tempel, S., Kremer, C. T., & Fey, S. B. (2022). Photoperiod influences the shape and scaling of freshwater phytoplankton responses to light and temperature. *Oikos*, 2022(6). <https://doi.org/10.1111/oik.08839>
- Torremorell, A., Bustigorry, J., Escaray, R., & Zagarese, H. E. (2007). Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37(1), 100-108. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2006.09.002>
- Torremorell, A., del Carmen Diéguez, M., Queimaliños, C., Izaguirre, I., & Zagarese, H. E. (2018a). Phytoplankton limitation in Patagonian and Pampean shallow lakes: Effect of phosphorus and light. *Hydrobiologia*, 816(1), 91-105. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3181-8>
- Torremorell, A., del Carmen Diéguez, M., Queimaliños, C., Izaguirre, I., & Zagarese, H. E. (2018b). Phytoplankton limitation in Patagonian and Pampean shallow lakes: Effect of phosphorus and light. *Hydrobiologia*, 816(1), 91-105. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3181-8>
- Torremorell, A., Llamas, M. E., Pérez, G. L., Escaray, R., Bustigorry, J., & Zagarese, H. (2009). Annual patterns of phytoplankton density and primary production in a large, shallow lake: The central role of light. *Freshwater Biology*, 54(3), 437-449. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02119.x>
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. angew. Limnol.*, 9, 1-38.
- Veblen, T., Young, K., & Orme, A. (2007). *The Physical Geography of South America*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780195313413.001.0001>
- Venrick, E. (1978). En *How many cell to count? ?*. En: *Phytoplankton Manual, Monographs on oceanographic methodology*. (pp. 167-180). UNESCO.
- Von Bertalanffy, L. (1976). *Teopria general de los sistemas* (Vol. 336). Fondo de la Cultura económica.

- Wanninkhof, R. (1992). Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research*, 97(C5), 7373. <https://doi.org/10.1029/92JC00188>
- Wolter, K.-D. (2010). Restoration of Eutrophic Lakes by Phosphorus Precipitation, with a Case Study on Lake Gross-Glienicker. En M. Eiseltová (Ed.), *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe* (Vol. 3, pp. 85-99). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9265-6_7
- Zbikowski, J., Simčič, T., Pajk, F., Poznańska-Kakareko, M., Kakareko, T., & Kobak, J. (2019). Respiration rates in shallow lakes of different types: Contribution of benthic microorganisms, macrophytes, plankton and macrozoobenthos. *Hydrobiologia*, 828(1), 117-136. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3807-5>
- Zhang, Y., Song, C., Ji, L., Liu, Y., Xiao, J., Cao, X., & Zhou, Y. (2018). Cause and effect of N/P ratio decline with eutrophication aggravation in shallow lakes. *Science of the Total Environment*, 627, 1294-1302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.327>