

Trabajo final de carrera

Caracterización limnológica de la Laguna Negra (Rocha, Uruguay): análisis del estado trófico y descripción general de las principales comunidades biológicas



ESTUDIANTE

Bach. Maceo Latchinian

ORIENTADORES

Daniel Conde¹ y Lorena Rodríguez²

1 - Sección Limnología, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (Facultad de Ciencias, UdelaR); 2 - Departamento Interdisciplinario de Sistemas Costeros y Marinos - Centro Universitario Regional Este (CURE, UdelaR)

Marzo 2025

Índice

1. RESUMEN	3
2. INTRODUCCIÓN.....	3
MARCO TEÓRICO	3
ANTECEDENTES DE LAS LAGUNAS COSTERAS EN URUGUAY	5
LAGUNA NEGRA	5
JUSTIFICACIÓN	8
3. OBJETIVOS	8
OBJETIVO GENERAL	8
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
4. MATERIALES Y MÉTODOS	8
ÁREA DE ESTUDIO	8
BASE DE DATOS	11
ANÁLISIS DE LABORATORIO	11
ANÁLISIS DE DATOS	12
5. RESULTADOS.....	13
CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LA COLUMNA DE AGUA	13
ESTADO TRÓFICO	19
CARACTERIZACIÓN DEL SEDIMENTO	19
CARACTERIZACIÓN BIOLÓGICA	21
<i>Fitoplancton</i>	21
<i>Zooplancton</i>	23
<i>Bentos</i>	24
RELACIONES ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y BIOLÓGICAS	25
6. DISCUSIÓN.....	25
CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA.....	25
CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	32
7. BIBLIOGRAFÍA	34

1. RESUMEN

Este trabajo se centró en la caracterización limnológica de la Laguna Negra, ubicada en el departamento de Rocha (Uruguay), ecosistema somero de agua dulce con una elevada y permanente turbidez. El objetivo principal fue analizar el estado trófico y describir las comunidades biológicas predominantes, considerando factores ambientales y antrópicos que afectan su calidad. La investigación abarcó el análisis de datos obtenidos en campañas de monitoreos estivales realizadas entre 2015 y 2023. Las muestras incluyeron variables físicoquímicas (temperatura, pH, turbidez, nutrientes, entre otras), variables biológicas (fitoplancton, zooplancton, bentos) y características del sedimento. Los métodos incluyeron técnicas de laboratorio estándar y análisis de componentes principales. Los resultados indicaron que la laguna presenta un estado mesotrófico a eutrófico de acuerdo a diferentes índices. Se destaca la dominancia de diatomeas en el fitoplancton y la baja abundancia de organismos bentónicos. Las condiciones de alta turbidez son atribuidas en parte a la resuspensión de sedimentos, pero otras características y procesos deberán ser estudiados para completar la explicación de este fenómeno, que limita la transparencia del agua y posiblemente limitan la productividad del sistema. Estas características, combinadas con eventuales impactos del manejo hídrico y actividades en la cuenca, evidencian la vulnerabilidad del ecosistema. Se comparan los resultados con los escasos antecedentes limnológicos disponibles para el sistema. El trabajo constituye una línea de base para futuras investigaciones y aporta insumos relevantes para la gestión ambiental de la Laguna Negra, particularmente a la generación de un plan de manejo en el marco de su reciente inclusión en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

2. INTRODUCCIÓN

Marco teórico

Los lagos y lagunas someras son cuerpos de agua que en promedio presentan una profundidad inferior a 4 m, y cuya superficie puede variar desde menos de 1 hasta más de 100 km². A diferencia de los lagos profundos, estos sistemas presentan una mezcla continua de la columna de agua, denominada polimixis. La fuerte interacción entre el sedimento y la columna de agua, el rol de la vegetación acuática y la comunidad bentónica, así como la fuerte influencia de los procesos asociados a los sedimentos hacen que su funcionamiento sea particular respecto a otros cuerpos de agua (Scheffer, 1998). La combinación de todos estos factores físicos y biológicos determinan las características ecológicas y sistémicas de estos ambientes acuáticos particulares.

La baja profundidad en general favorece el establecimiento de vegetación acuática en lagos someros, la cual cumple una importante función de regulación de la resuspensión de sedimentos, tanto por la fijación del sustrato como por la disminución de los efectos de la turbulencia causadas por el viento. También cumple funciones en la estructuración de otras comunidades biológicas, al ser fuente de recursos para muchos organismos, además de servir de refugio contra depredadores para distintos invertebrados y peces, generando una mayor complejidad del hábitat y los procesos ecológicos (Scheffer, 1998; Meerhoff et al., 2022).

Otras características generales de los sistemas someros son los altos valores de oxígeno disuelto, casi siempre cercanos a la saturación, que se debe a la mezcla continua de la columna de agua. Asimismo, la luz fotosintéticamente activa (PAR) casi siempre abarca toda la columna de agua, llegando hasta los sedimentos, y los valores de pH generalmente son cercanos a la neutralidad (Scheffer, 1998).

Las lagunas costeras pueden ser consideradas funcionalmente como ambientes someros. Ocupan aproximadamente el 14% de la superficie costera del mundo y se distribuyen a lo largo de casi todo el rango latitudinal, particularmente en latitudes medias. Se encuentran separadas del océano por una barrera topográfica (comúnmente una barrera arenosa), y algunos tipos de lagunas costeras se

conectan al océano de manera intermitente por una o más entradas acotadas determinando su salinidad (Duck et al., 2012).

Las lagunas costeras y los cuerpos de agua someros en general presentan características que los hacen únicos, tales como su morfología, alta productividad y una gran variación en las condiciones fisicoquímicas en el espacio y el tiempo, entre otras, que conllevan a una notable complejidad (Zunino, 2018; Valdez-Holguín, 1994). Así mismo, este tipo de sistemas, por su menor volumen de agua, responden diferencialmente a factores externos, generando cambios a corto y mediano plazo, como por ejemplo las mareas astronómicas, las variaciones en la temperatura, así como los usos en la cuenca y cambios en el propio cuerpo de agua. La calidad del agua de estos ambientes se define a partir de una combinación compleja de condiciones externas, como los usos antrópicos o la intrusión marina, y por factores internos, como la mezcla vertical en la columna de agua, el transporte de masas de agua lateralmente y el gradiente de turbidez y salinidad, entre otros (Zunino, 2018; Medina-Gómez et al., 2003).

A pesar de su fragilidad ante diferentes factores de cambio, las características mencionadas ubican a las lagunas costeras entre los ambientes más productivos del planeta (Phleger, 1969; Knoppers, 1994). Las actividades humanas en las lagunas costeras y otros cuerpos someros y sus cuencas, tales como el desarrollo urbano y turístico, el desarrollo portuario e industrial, la agricultura, ganadería, pesca y otros, son también factores de cambios relevantes de sus condiciones limnológicas. Su alta complejidad, y la dinámica propia de las forzantes naturales y antrópicas, conllevan a un equilibrio inestable en sus características limnológicas. Por esta razón, sus condiciones abióticas, su biota y las actividades naturales y antrópicas que las condicionan deben ser bien entendidas para lograr una correcta planificación y gestión de estos ecosistemas (Conde et al., 2003; Bonilla et al., 2006).

Tanto los lagos y lagunas someras conectadas al mar, como las que están aisladas de este, presentan problemáticas ambientales bien estudiadas. Actividades como la ganadería, agricultura, forestación y las malas prácticas de uso en las cuencas de estas lagunas (e.g. tala del monte ribereño, descarga de efluentes líquidos) son un riesgo para su calidad ambiental. La consecuencia más clara sobre estos ecosistemas es el proceso de eutrofización, definido como el aporte excesivo de nutrientes a un cuerpo de agua, ya sea por causas naturales o artificiales (antrópicas), y que se puede manifestar a partir de floraciones de algas potencialmente tóxicas (o crecimiento excesivo de hidrófitas), teniendo como resultado el deterioro acelerado del sistema. Los elementos o nutrientes que llevan a la eutrofización son aquellos que se encuentran en concentraciones limitadas naturalmente, generalmente el fósforo, aunque también puede serlo el nitrógeno, particularmente en zonas costeras (Mazzeo et al., 2010). Estos elementos tienen un importante efecto en aumentar la productividad de las diferentes comunidades de productores primarios de estos ambientes someros (fitoplancton, fitobentos, perifiton, hidrófitas, macroalgas) o incluso limitarla, si sus proporciones naturales en el sistema se alejan de las necesarias para sostener la producción de biomasa (Kruk et al., 2009).

Todas estas problemáticas comúnmente conllevan a una importante pérdida de servicios ecosistémicos, deterioro de la calidad del agua, entre otros efectos, que globalmente implican el deterioro de estos sistemas frágiles (Mazzeo et al., 2010).

Los cuerpos de agua someros pueden, en teoría, presentar dos estados alternativos a similares niveles de nutrientes. Un estado de aguas claras, dominado por plantas acuáticas sumergidas, con mayor riqueza de especies e interacciones tróficas; y un estado de aguas turbias, dominado por fitoplancton, con menor riqueza de especies y mayor dominancia de determinados grupos, generalmente relacionados con el proceso de eutrofización (Scheffer, 1998). La transición entre estados es una respuesta compleja entre la carga de nutrientes y la biomasa algal, dando lugar a un comportamiento de histéresis, que implica que el cuerpo de agua puede presentar regímenes contrastantes, dominados por fitoplancton, con agua turbia, o por plantas sumergidas, con agua clara dentro de un mismo rango de concentraciones de nutrientes (Mazzeo et al., 2010; Meerhof et al., 2022). Meerhof & Mazzeo (2004) plantean que en regiones donde existen plantas flotantes libres, puede existir un tercer estado alternativo dominado por este tipo de plantas, donde la superficie del lago puede estar totalmente cubierta de estas plantas, y donde no se desarrollan otros productores primarios debido a la reducción de la luz.

Antecedentes de las lagunas costeras en Uruguay

La costa uruguaya se extiende a lo largo de 670 km, 220 km de los cuales están comprendidos en la costa del Océano Atlántico. En esta costa, se ubican cinco lagunas costeras de gran tamaño, además de la Laguna Merín en la frontera con Brasil. Este conjunto de lagunas se extiende hasta la costa Norte de Brasil. Las lagunas costeras se formaron como resultado de la última elevación del nivel del mar en el Holoceno, hace unos 7000 años A.P. (del Puerto et al., 2008). En Uruguay, estas lagunas disminuyen su superficie en sentido Este - Oeste y se ubican en el siguiente orden: Laguna Merín (3300 km²; 100 km² en Uruguay), Laguna Negra (142 km²), Laguna de Castillos (90 km²), Laguna de Rocha (72 km²), Laguna Garzón (18 km²) y Laguna de José Ignacio (13 km²) (Conde et al., 2003; Rodríguez-Gallego et al., 2017).

Estas lagunas costeras presentan diferentes patrones de conectividad con el océano, lo que se traduce en diferencias tanto en su medio abiótico como biótico, desde lagunas conectadas durante casi todo el ciclo anual (Laguna de Castillos, a través de un extenso curso de agua) que conllevan a producir gradientes de salinidad, temperatura, profundidad y distribución diferencial de materia orgánica (Bonilla et al., 2006), hasta lagunas totalmente aisladas del océano (Laguna Negra) y por tanto de agua dulce. A estas lagunas de mediano y gran tamaño se suman a una serie de lagunas de pequeño tamaño que están separadas del mar y son de agua dulce; algunas de ellas son la Laguna de Brioso o Clotilde, de las Nutrias, Escondida, Blanca, del Sauce y del Cisne, entre otras de menor tamaño (Kruk et al., 2009).

Estas lagunas exhiben importantes funciones debido a los bienes y servicios ecosistémicos que ofrecen a la sociedad. Entre ellos, albergan importantes poblaciones de aves y mamíferos, así como peces y crustáceos que en el caso de las lagunas salobres tienen un alto valor comercial, y que determinan un importante abastecimiento a las pesquerías artesanales (Conde et al., 2003; Bonilla et al., 2006). A su vez, son importantes atractivos turísticos por su belleza, para la práctica de deportes acuáticos (e.g. kitesurf), pesca deportiva, por sus playas con condiciones tranquilas, entre otras. Otras funciones importantes son el control hidrológico, la recarga de acuíferos, sumideros de carbono, abastecimiento de agua potable, etc. En su mayoría, y en grado diverso, sufren algunas de las presiones antrópicas arriba mencionadas, en particular procesos de eutrofización (Rodríguez-Gallego et al., 2017).

Solo algunas de las lagunas costeras de Uruguay están definidas como Áreas Naturales Protegidas, de acuerdo al actual Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (e.g. Laguna Garzón, Laguna de Rocha y Laguna de Castillos). Además, algunas están incluidas en la Reserva de Biosfera "Bañados del Este" MaB/UNESCO (en 1977) y otras han sido declaradas sitios RAMSAR (Ley 15.337 de 1982; la Laguna de Rocha ingresó a la convención en 2015) (para más información sobre Áreas Protegidas, visitar: <https://www.ambiente.gub.uy/visualizador>). El 20 de febrero de 2025, la Laguna Negra ingresó al Sistema Nacional de Áreas Protegidas bajo la categoría de Parque Nacional (ver más información en el siguiente link: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/noticias/laguna-negra-ingresa-sistema-nacional-areas-protegidas>).

Laguna Negra

La laguna somera más grande ubicada completamente en nuestro territorio y en la costa uruguaya es la Laguna Negra, en el departamento de Rocha. Su extensión es de 142 km² y su cuenca se extiende en una superficie de 720 km² (del Puerto et al., 2008). Se encuentra elevada ca. 8 m sobre el nivel del mar y separada de éste por una barrera de unos 4 a 5 km de ancho. Esta barrera está compuesta principalmente de arenas marítimas y continentales de espesores variables, con un grado variable de vegetación psamófila (CONEAT, 2023) y forestación con especies exóticas invasoras.

Originalmente sus aguas drenaban hacia la Laguna Merín a través del arroyo San Miguel. Luego de su conexión con el canal Andreoni pasó a estar conectada con el mar a través de canales artificiales que descargan hacia el canal Andreoni, y éste con el mar (Pintos et al., 1991). La construcción de este canal tuvo como objetivo la desecación de los bañados aledaños para ganar tierras fértiles para uso agrícola, principalmente cultivo de arroz (Guidobono, 2015). Recientemente, se realizaron nuevas canalizaciones que redirigen las aguas de la Laguna Negra hacia el Río San Miguel y de ahí a Laguna Merín, reduciendo la descarga de agua dulce por el canal Andreoni. Estas

obras reubican a la Laguna Negra dentro de la cuenca de Laguna Merín, aunque a través de un sistema artificial de canales.

La cuenca de la Laguna Negra se ubica en una depresión de intrusiones graníticas de poca extensión. En líneas generales, la cuenca se encuentra dominada principalmente por bañados, pastizales, bosques ribereños y palmares de *Butia odorata* (del Puerto et al., 2008). Sus suelos están determinados por las diferentes unidades geológicas que la rodean, como las formaciones Villa Soriano, Rocha, los Granitoides Tardipostectónicos Brasileños y la unidad actual, las cuales fueron descritas por Preciozzi et al. (1985). Los suelos alrededor de la laguna incluyen sedimentos arenosos, así como limo-arcillosos con alto porcentaje de materia orgánica. Asimismo, alrededor de la laguna se encuentran bañados de alta producción, con suelos de sulfatos ácidos, de origen marino y de baja concentración de nutrientes (Pintos et al., 1991). Entre estos, se destaca el Bañado de la Angostura, el de las Maravillas y el de Santa Teresa. Estas zonas húmedas alrededor de la laguna se han visto altamente perturbadas por las actividades antrópicas, principalmente por el proceso de desecación a partir de la construcción del canal Andreoni. Los usos del suelo en la cuenca de la Laguna Negra están determinados por actividades productivas, entre las que se destaca la ganadería bovina y ovina, y la agricultura de secano y arroz. Además, se destaca el turismo en balnearios cercanos durante la época estival, aunque estos últimos se encuentren fuera de la cuenca (Guidobono, 2015; OAN, 2024) (Fig. 1).

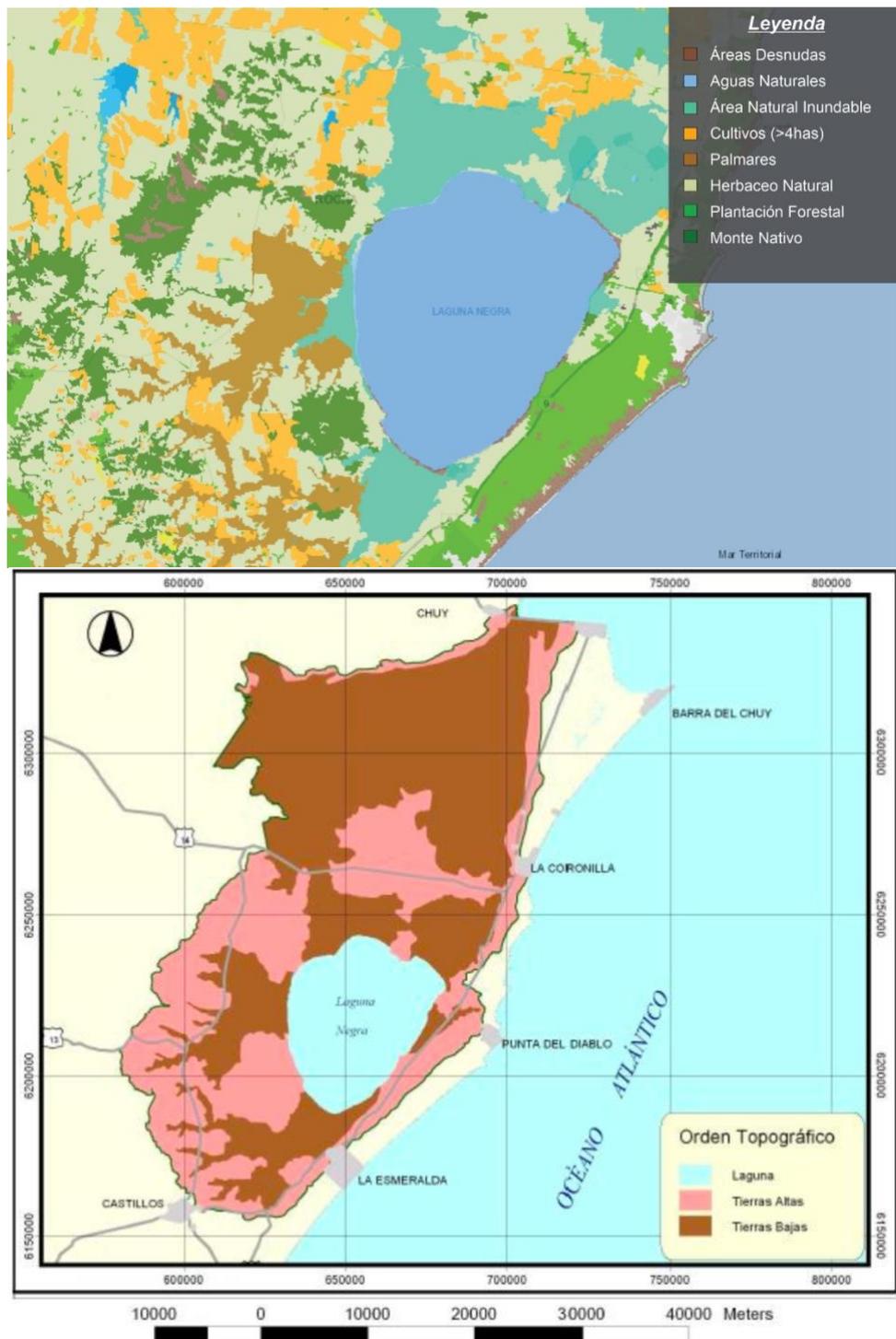


Figura 1. Cobertura del suelo en el área inmediata a Laguna Negra (arriba) y delimitación de la cuenca de la Laguna Negra en mapa topográfico (abajo). Fuentes: editado de Observatorio Ambiental Nacional (DINACEA) y Guidobono (2015), respectivamente.

La Laguna Negra exhibe características limnológicas particulares que la diferencian de las demás lagunas costeras de Uruguay. La más destacada radica en su alta y permanente turbidez, y por ende una baja transparencia (Pintos et al., 1991). A esto algunos autores lo han explicado por la presencia de turba y sedimentos limo-arcillosos en suspensión (Santana & Fabiano, 1999), explicado tentativamente por la acción del viento y la baja profundidad respecto a su extensión. Esta característica determina la productividad y la biota particular del sistema. Ecosistemas costeros con este alto nivel de turbidez y baja transparencia permanentes no son comunes. A pesar de estas particularidades, la información disponible para la Laguna Negra es escasa y por tanto se requieren estudios para comprender la causa de la turbidez permanente.

La información limnológica histórica disponible corresponde a los informes de Pintos et al. (1991) y Forni & Scasso (2001). El informe de Pintos et al. (1991) corresponde a una caracterización de la laguna en algunos muestreos centrados en 1986. Se midieron variables fisicoquímicas como la profundidad, temperatura del agua, profundidad de disco de Secchi, oxígeno disuelto, conductividad, nutrientes y sólidos suspendidos en la columna de agua. También identificaron la composición de la comunidad planctónica, sin analizar atributos como abundancia o densidad de las poblaciones. Posteriormente, Forni & Scasso (2001) realizaron un estudio limnológico para evaluar la calidad del agua en ambientes naturales y artificiales en la cuenca de la Laguna Merin, incluida la Laguna Negra. El período de estudio abarcó desde julio 1997 hasta marzo 1999 y se analizaron parámetros como oxígeno disuelto, turbidez, nitrato, amonio, pH y conductividad.

Desde 2015, la Universidad de la República a través del CURE llevó adelante un monitoreo estival de la calidad de agua de la Laguna Negra (Lorena Rodríguez-Gallego, com. per.). Los datos surgidos de esos muestreos no han sido analizados o publicados aún, y sirvieron como base de datos para desarrollar este trabajo.

Justificación

A pesar de las características únicas de la Laguna Negra, los estudios de relevancia a considerar hasta el momento para una caracterización limnológica y ambiental se reducen a los trabajos de Frommel (1980, 1984), Pintos et al. (1991), Santana & Fabiano (1999), Forni & Scasso (2001) y Del Puerto et al. (2008). La escasa información disponible para la Laguna Negra contrasta con la relativamente alta disponibilidad de información, bases de datos y monitoreos en las otras lagunas costeras de Uruguay, tanto las de agua dulce como las salobres.

De esta situación se deriva la necesidad de realizar un análisis detallado de los muestreos estivales desde 2015 al 2023 de variables físico-químicas del agua y el sedimento y comunidades planctónicas y bentónicas, única base de datos limnológica actual de la Laguna Negra, que permita además una comparación con los antecedentes disponibles para extraer conclusiones sobre las características limnológicas de la columna de agua y el sedimento y su tendencia general en el tiempo, pudiendo eventualmente asociarlo con la influencia de la cuenca y los forzantes climáticos.

3. OBJETIVOS

Objetivo general

El objetivo del trabajo fue realizar una caracterización limnológica de la Laguna Negra (Rocha, Uruguay), que incluyera parámetros fisicoquímicos, el relevamiento de comunidades biológicas y la evaluación del estado trófico, comparando las condiciones actuales con los antecedentes existentes y relacionando su condición actual con forzantes externos como las características de la cuenca.

Objetivos específicos

- Sistematizar la información limnológica disponible para la Laguna Negra de 2015 a 2023.
- Analizar las tendencias generales de la concentración de nutrientes y materia orgánica en agua y sedimento, turbidez y transparencia, composición y abundancia de fitoplancton, zooplancton y bentos, comparándolos con los antecedentes disponibles.
- Relacionar los indicadores limnológicos y de eutrofización con otras variables ambientales relevantes (e.g. meteorología, usos del suelo).
- Realizar recomendaciones para el manejo del sistema.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio es la Laguna Negra (33°56' y 34°06' S, 53°33' y 53°42'W). Es una laguna ubicada en el Departamento de Rocha, frente a la localidad costera de Punta del Diablo. Se encuentra a una distancia aproximada de 5 km de la costa oceánica y descarga indirectamente al océano Atlántico y al Río San Miguel a través de una serie de canales artificiales que la conectan con el canal Andreoni (Fig. 2).

A continuación, se muestra una tabla basada en la caracterización morfométrica de Pintos et al. (1991).

Tabla 1. Caracterización morfométrica de Laguna Negra. Datos extraídos de Pintos et al. (1991).

Parámetro	Resultado de Pintos et al. (1991)
Área (km ²)	142.30
Volumen (km ³)	0.42
Profundidad media (m)	2.95
Profundidad máxima (m)	3.80
Profundidad relativa (m)	0.03
Largo máximo (km)	17.80
Ancho máximo (km)	14.80
Ancho medio (km)	7.96
Perímetro (km)	52.37
Desarrollo de línea de costa	1.24
Pendiente media (%)	0.12
Desarrollo de volumen	2.32
Área de erosión y transporte (%)	96.6
Profundidad crítica (m)	3.42
Dirección del eje mayor	SW-NE
Forma de la cubeta	Cóncavo lineal con 2 puntos de inflexión
Altitud (m)	8.00

La composición principal de los sedimentos en la laguna se ve influenciada por el sistema de humedales y los depósitos de arena de origen costera. En la zona sur la influencia está dada por el bañado de la Angostura, donde se encuentran sedimentos fango-arenosos con porcentajes de grava, arena y fangos de entre 0-2, 0-86 y 22-100 %, respectivamente. En el área de influencia indirecta del bañado se encuentran fracciones de arena fina con un diámetro medio de 0.217 mm. Al noreste la composición es fundamentalmente arena gruesa, presentando un diámetro de 0.515 mm (Santana & Fabiano, 1999).

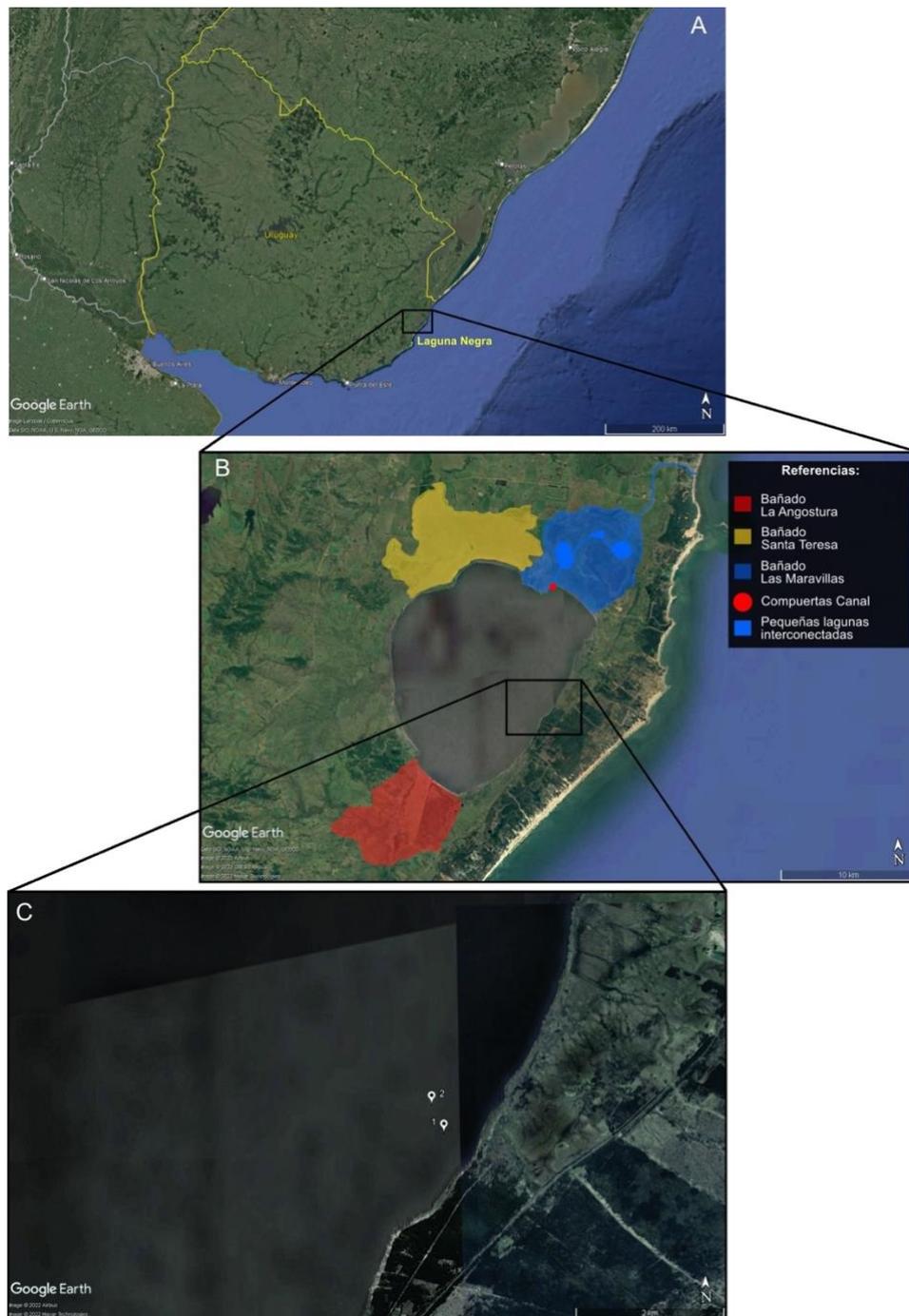


Figura 2. Ubicación de la Laguna Negra en el territorio uruguayo (A) y los bañados adyacentes (B), y ubicación de puntos de muestreo del presente trabajo (C). Imágenes extraídas de Google Earth Pro.

Los usos del suelo en la cuenca de la laguna están determinados por las actividades propias de zonas rurales, fundamentalmente ganadería extensiva y algo de agricultura. La forestación existente fue realizada con fines de fijar campos dunares y abrigo del ganado en la zona costera. Además, se destaca una costa turística muy concurrida en el periodo estival, cuando aumenta significativamente la población. Es importante destacar que la población en la laguna es rural, ya que las localidades urbanas se encuentran fuera de la cuenca.

A partir de las características climáticas extraídas de la Dirección Nacional de Meteorología (<https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/caracteristicas-climaticas> extraído el 5/2/2024), el área de estudio presenta, para el periodo entre 1961 a 1990, una temperatura media anual de 16.5 °C, la humedad relativa presenta valores medios de 79 %, mientras que la precipitación media anual es de 1200 mm y la presión atmosférica muestra valores medios de 1015

hPa. Por su parte, la velocidad del viento media anual para el mismo periodo es de 5 m s^{-1} , con direcciones predominantes del ENE, E, ESE y SE.

Base de datos

En esta investigación se trabajó con muestras obtenidas en campañas realizadas desde el verano de 2015 a el verano de 2022 por el Departamento Interdisciplinario de Sistemas Costeros y Marinos del CURE, complementadas por nuevas campañas realizada en agosto de 2022 y febrero 2023 (este trabajo incluyó la participación en los dos últimos muestreos y sus correspondientes análisis). Todas las mediciones de campo y colectas fueron realizadas en dos estaciones de muestreo consideradas como réplicas en el espacio, ubicadas en las siguientes coordenadas: $34^{\circ}03'07.30'' \text{ S} - 53^{\circ}37'44.30'' \text{ W}$ para la estación 1; $34^{\circ}02'54.80'' \text{ S} - 53^{\circ}37'50.50'' \text{ W}$ para la estación 2 (Fig. 2). Los muestreos se realizaron en el marco de la línea de investigación en eutrofización de lagunas costeras de la docente Dra. Lorena Rodríguez-Gallego del Centro Universitario Regional del Este y se financia con fondos de su DT. Debido a las restricciones de financiación y logísticas de dicho monitoreo, no fue posible desarrollar un muestreo de mayor intensidad espacial ni temporal en la Laguna Negra. La relativa cercanía a la zona litoral de las estaciones de muestreo obedece a la misma razón logística; sin embargo, la distancia de las estaciones a la costa de la laguna (ca. 500-750 m) es considerada suficiente para evitar la influencia directa del litoral y, por esta razón, las estaciones son consideradas como representativas de la zona Sur del sistema.

En cada muestreo se midió la profundidad con una sonda manual (Z) y la profundidad de desaparición del Disco de Secchi (DS) (20 cm de diámetro). Con una sonda multi paramétrica Horiba U50 se midió, sub-superficialmente y en profundidad, la temperatura (T), el pH, la conductividad (K), el oxígeno disuelto (OD), el porcentaje de saturación de oxígeno (%sat.OD) y la turbidez. También se realizó una colecta de agua sub-superficial en bidones de 5 L, que fueron mantenidos en oscuridad a 4° C hasta su procesamiento en el laboratorio. Para la recolección de zooplancton y fitoplancton (método sugerido por Segura et al., 2017) se realizó un arrastre con red de $100 \mu\text{m}$ equipada con un flujómetro para permitir un análisis cuantitativo. Este método permite detectar cianobacterias coloniales incluso cuando sus abundancias son bajas, siendo más adecuado como alerta temprana de floraciones.

En cuanto a la recolección de muestras del sedimento, se utilizó una draga Ekman para posteriormente obtener datos sobre granulometría, contenido de nutrientes, materia orgánica y bentos. De la draga se colectaron muestras superficiales para determinar los nutrientes y materia orgánica del sedimento (1 cm de profundidad) y clorofila-a del sedimento (Clo-a sed) (0.5 cm de profundidad) y en febrero de 2023 se colectaron muestras para describir la granulometría, cuyos análisis fueron realizados en laboratorios del CURE-UdelaR (Rocha).

También se utilizó como dato de contexto la precipitación diaria, para la cual se sumó la precipitación de los 15 días previos a cada muestreo (Precip 15d;), correspondiente a la estación más cercana al área de estudio (Estación Rocha), del Instituto Nacional de Meteorología (INUMET), dado que no se encontraron registros meteorológicos de la cuenca de la Laguna Negra.

Análisis de laboratorio

Las muestras recolectadas se llevaron al laboratorio bajo condiciones controladas, para ser analizadas. Las muestras de agua para el análisis de las fracciones disueltas se filtraron mediante filtros GF/C. El nitrato (NO_3) se obtuvo mediante el método del salicilato (Muller & Weidemann 1955), el nitrito (NO_2) en base a la reacción de Griess (Strickland & Parsons, 1972) y el amonio (NH_4) a través de método de azul de indofenol (Koroleff, 1970). La fracción de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se determinó como la suma de las tres fracciones inorgánicas antes mencionadas. El fósforo reactivo soluble (PRS) se obtuvo mediante el método de azul de molibdeno (Murphy & Riley, 1962). Para obtener el fósforo total (PT) y el nitrógeno total (NT) se utilizan muestras de agua bruta sin filtrar. Primeramente, se oxidaron las muestras con persulfato de potasio (Valderrama 1981) y se aplicó luego los mismos análisis que para PRS y NO_3 , respectivamente. El sílice reactivo (SR) se determinó a través de la formación de un complejo silicomolibdico amarillo (Mullin & Riley 1955). La clorofila-a (Clo-a) se extrajo mediante el método de etanol en frío (Jespersen & Christoffersen, 1987), luego de filtrar la muestra en un filtro GF/F. Los sólidos totales en suspensión (SST) se determinaron mediante la diferencia del peso de un filtro seco (GF/C) antes y después de filtrar un

volumen conocido de muestra y la materia orgánica en suspensión (MOS) se analizó mediante la pérdida de peso de dichos filtros por ignición a 498 °C (APHA, 1995).

Se obtuvieron muestras cuantitativas para fitoplancton y zooplancton mediante arrastres con red de 100 µm, equipada con un flujómetro. En el caso del fitoplancton la concentración de la muestra generada por la red permitió la detección temprana de especies capaces de producir floraciones (Kruk et al., 2015, Segura et al., 2017). Estas muestras se fijaron con formaldehído neutralizado al 4% de concentración final. El conteo de fitoplancton se realizó colocando una alícuota de la muestra en cámaras de conteo estilo Sedgewick Rafter de 1 ml utilizando un microscopio invertido Nikon. El conteo se realizó por campos, transectos o la totalidad de la cámara dependiendo de la concentración de organismos (Villafañe & Reid, 1995). Se contaron como mínimo 100 organismos del taxa más abundante para que el error de recuento sea inferior al 20% (Venrick, 1978). Con este conteo se obtuvo la abundancia de organismos por ml de muestra, luego de acuerdo al volumen de agua filtrado por la red se calculó el número de células por litro de agua. También se realizó el conteo de zooplancton y la identificación de grandes grupos, mediante una cámara Sedwick Rafter de 1 ml utilizando un microscopio óptico y lupa. Se realizó por recorrido de transecta cubriendo toda la cámara en los casos de poca abundancia o por conteo de campos al azar hasta al alcanzar 100 individuos del organismo más abundante en el caso de mayor densidad total de organismos (Venrick, 1978; Villafañe & Reid, 1995). Las abundancias fueron expresadas en organismos por metro cúbico.

Se analizó la identidad textural de las muestras de sedimento, según metodología estándar (Carver, 1971). Se procedió al secado, cuarteo, pesado, ataque ácido para la eliminación de materia orgánica (H₂O₂ 30% en baño térmico) y carbonatos (HCl 10% en baño térmico) y defloculación de las muestras sedimentarias (hexametáfosfato de sodio 4% en baño de ultrasonido). La determinación del contenido de gravas y arenas se realizó mediante tamizado en secuencia de tamices (phi -2 a 4); para la determinación de las fracciones de limo (phi 5 a 8) y arcilla (> 9) se empleó el Método Internacional de la Pipeta (Carver, 1971). A partir de los resultados obtenidos se clasificaron las muestras según triángulo textural y se calcularon los coeficientes estadísticos sugeridos por Folk & Ward (1957), utilizando el software GRADISTAT 8.0.

Se estimó el contenido de materia orgánica del sedimento (MOsed) mediante pérdida de peso por ignición a 498°C (Arocena 2016). La determinación de nutrientes en el sedimento (nitrógeno y fósforo total; NTsed y PTsed, respectivamente) se realizó adaptando el método desarrollado para agua por Valderrama (1981), al sedimento. El contenido de Clo-a sed se obtuvo mediante el método de extracción original con acetona 90% descrito por Lorenzen (1967), con modificaciones para el sedimento. Para identificar organismos del bentos, el sedimento colectado con draga Ekman fue tamizado por una malla de 0.5 cm de diámetro y analizado bajo lupa con claves taxonómicas apropiadas.

Análisis de datos

Los datos de las dos estaciones fueron promediados en cada período de muestreo para obtener una representación más confiable de los resultados. Se analizó la evolución y eventuales tendencias de las variables analizadas entre 2015 y 2023 mediante gráficos y estadística simple (promedio y desvío estándar), incluidos los datos climáticos (precipitación acumulada 15 días antes de los muestreos). Los resultados se compararon con los antecedentes disponibles.

Para conocer la relación entre las variables analizadas se realizó una serie de Análisis de Componentes Principales (PCA), excluyendo aquellas variables que fueran redundantes para explorar posibles relaciones entre las mismas (Ter Braak & Smilauer, 1998). Se realizó un primer ACP con todas las variables analizadas incluyendo los nutrientes totales, y un segundo ACP incluyendo los nutrientes disueltos. Se removieron las variables altamente correlacionadas entre sí como OD y %sat.OD, así como aquellas que tuvieron un bajo aporte a los dos primeros ejes. El ACP fue realizado mediante la función "prcomp" de la plataforma Rstudio (RStudio Team, 2020), y se incluyeron los argumentos "center" y "scale" para estandarizar previamente los datos. Finalmente se seleccionó el ACP que explicó el mayor porcentaje de varianza en los dos primeros ejes analizados.

Se calcularon índices de estado trófico (ver Tabla 2) para conocer el grado de eutrofización y calidad del agua de la laguna. El índice TSI o IET, propuesto por Carlson (1977) va de 0 a 100, de oligotrófico a hipereutrófico, respectivamente, y se calcula a partir de los parámetros DS, Clo-a, y PT. Sin embargo, para este estudio no se consideró el DS, debido a la alta y permanente turbidez del sistema. También se calculó el estado trófico a través del índice modificado de Carlson (1977), de Aizaki et al. (1981).

Tabla 2. Ecuaciones de los índices de estado trófico de Carlson (1977) y modificado de Aizaki et al. (1981), de acuerdo a PT y Clo-a.

Variable	Carlson (1977)	Aizaki et al. (1981)
PT	$TSI_{PT} = 60 - 14.42 \times \ln(PT) + 4.15$	$TSI_{PT} = 10 \times (2.46 + \frac{6.68 + 1.15 \times (\ln(PT))}{\ln(2.5)})$
Clo-a	$TSI_{cloa} = 9.81 \times \ln(Cloa) + 30.6$	$TSI_{Cloa} = 10 \times (2.46 + \frac{\ln(Cloa)}{\ln(2.5)})$

Nota: Para los cálculos, las variables se expresaron en $\mu\text{g L}^{-1}$, excepto en el caso de TSI_{PT} de Aizaki et al. (1981) que se expresaron en mg L^{-1} .

Se calculó también el índice TRIX propuesto por Vollenweider et al. (1998), que es definido mediante cuatro variables relacionadas con la producción primaria: Clo-a, valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (d%OD), NID y PRS. Mediante la combinación logarítmica de estas variables se obtiene un índice que da una aproximación del grado de eutrofización, en una escala de 0 a 10, desde oligotrofia a hipereutrofia (Vollenweider et al., 1998; Giovanardi & Vollenweider, 2004).

La Ecuación de TRIX (Vollenweider et al., 1998) es:

$$TRIX = \frac{[\log_{10}(Cloa \times d\%OD \times NID \times PRS) + k]}{m}$$

donde los parámetros $k = 1.5$ y $m = 1.2$ son coeficientes de escala.

Las relaciones NT/PT y NID/PRS fueron calculadas y expresadas en peso, por lo que, de acuerdo a Redfield (1934), el valor límite utilizado para referenciar la limitancia por fósforo o nitrógeno sería 7:1 (derivado de la clásica relación 106:16:1 expresada en átomos de C, N y P, respectivamente).

5. RESULTADOS

Caracterización fisicoquímica de la columna de agua

En esta sección se presentan las variables fisicoquímicas de la columna de agua durante el período de estudio en la Laguna Negra, para los cuales se indican los promedios y desvíos en la Tabla 3, datos de índices de estado trófico en la Tabla 4 y los datos de cada muestreo en las figuras 3 a 7.

Tabla 3. Promedio y desvío estándar de variables fisicoquímicas de la columna de agua durante el período de estudio en la Laguna Negra (n=9). Las abreviaciones se explicaron en la sección 4 de este trabajo.

<i>Parámetro</i>	<i>Promedio</i>	<i>Desvío estándar</i>
Z (m)	2.0	0.4
DS (m)	0.19	0.04
T (°C)	24.4	4.8
K ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	155.9	21.1
pH	7.5	0.3
OD (mg L^{-1})	7.9	1.2
% OD	92.3	7.5
Turbidez (NTU)	246.9	96.9
Clo-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10.0	6.4
SST (mg L^{-1})	128.4	63.6
MOS (mg L^{-1})	26.8	16.8
PRS ($\mu\text{g L}^{-1}$)	35.0	23.1
PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	94.8	25.3
NT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	844.6	223.2
NH ₄ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	71.4	85.7
NO ₂ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7.4	5.0
NO ₃ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	348.5	71.1
NID ($\mu\text{g L}^{-1}$)	443.8	108.1
Si ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5418.9	2390.9
Precip 15d (mm)	40.8	39.8

La Z de la Laguna Negra durante el período de estudio mostró una variación mayor a 1 m, con un máximo de 2.9 m en 2019 y un mínimo de 1.5 m en 2015. En términos generales, los valores tendieron a aumentar entre 2015 y 2019, y a disminuir posteriormente. La T alcanzó un valor máximo de 29.9 °C en verano de 2015, mientras que el valor mínimo en esta estación del año fue de 21.9 °C, mostrando un rango amplio pese a que todos los muestreos fueron realizados entre fines de enero y febrero (Fig. 3A). El valor más bajo de T correspondió al único muestreo de invierno realizado durante el estudio, en agosto 2022 (12.4 °C).

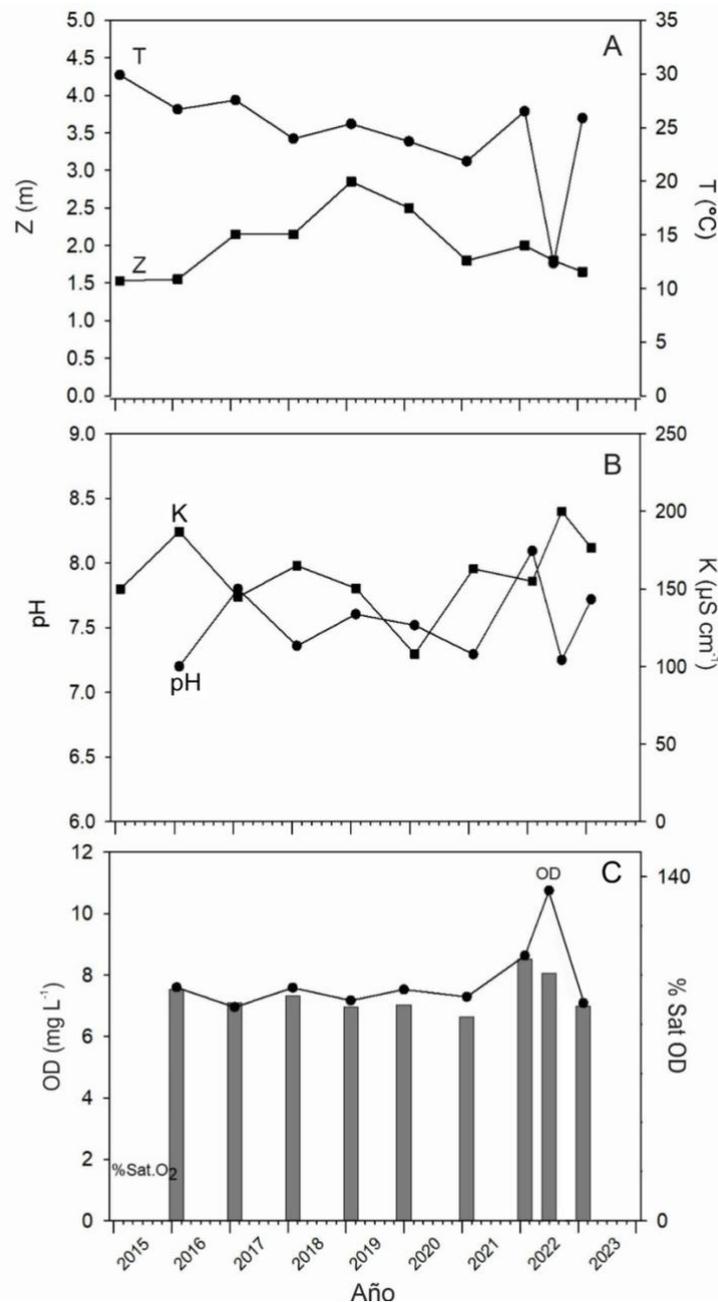


Figura 3. Variación temporal de la profundidad (Z) y temperatura (T) (A), pH y conductividad (K) (B) y del oxígeno disuelto (OD) y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (%Sat.OD) (C) de la columna agua de la Laguna Negra durante el período de estudio.

El pH (Fig. 3B) se mantuvo en valores cercanos a la neutralidad, con un mínimo de 7.2 en 2016 y un máximo de 8.1 en febrero de 2022. Asimismo, la conductividad (Fig. 3B) varió en un rango de entre 108 y 187 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Los valores más altos de K se registraron hacia el principio del período de muestreo y hacia el final (2016 y 2022-2023, respectivamente).

La columna de agua siempre estuvo bien oxigenada y los valores de OD (Fig. 3C) se mantuvieron relativamente constantes en el período de estudio, con un mínimo de 7.0 mg L^{-1} en 2017 y un máximo de 10.8 mg L^{-1} en agosto 2022. El %sat.OD (Fig. 3C) se ubicó siempre cercano a la saturación y se mostró relativamente constante, variando desde un mínimo de 83.2% en 2021 a 106.8 % en 2022.

Los SST (Fig. 4A) variaron entre un valor mínimo de 37.4 y máximo de 231.3 mg L^{-1} en 2019 y 2023 respectivamente. La MOS (Fig. 4A) presentó valores entre 27.5 % en 2015 y 13.4 % en 2018, registrando los valores más altos al inicio y al final del período de estudio.

La turbidez (Fig. 4B) mostró mayor variabilidad en los primeros años, disminuyendo de manera discontinua hasta 2020, cuando presentó un mínimo de 119.5 NTU. Posteriormente aumentó, con una meseta en febrero de 2022, hasta 427 NTU en 2023. La turbidez presentó un comportamiento muy similar al de los SST y la Clo-a. Los valores de DS no mostraron grandes variaciones (0.2 a 0.3 m en 2015-2018 y 2022, respectivamente), siempre inferiores a 30 cm.

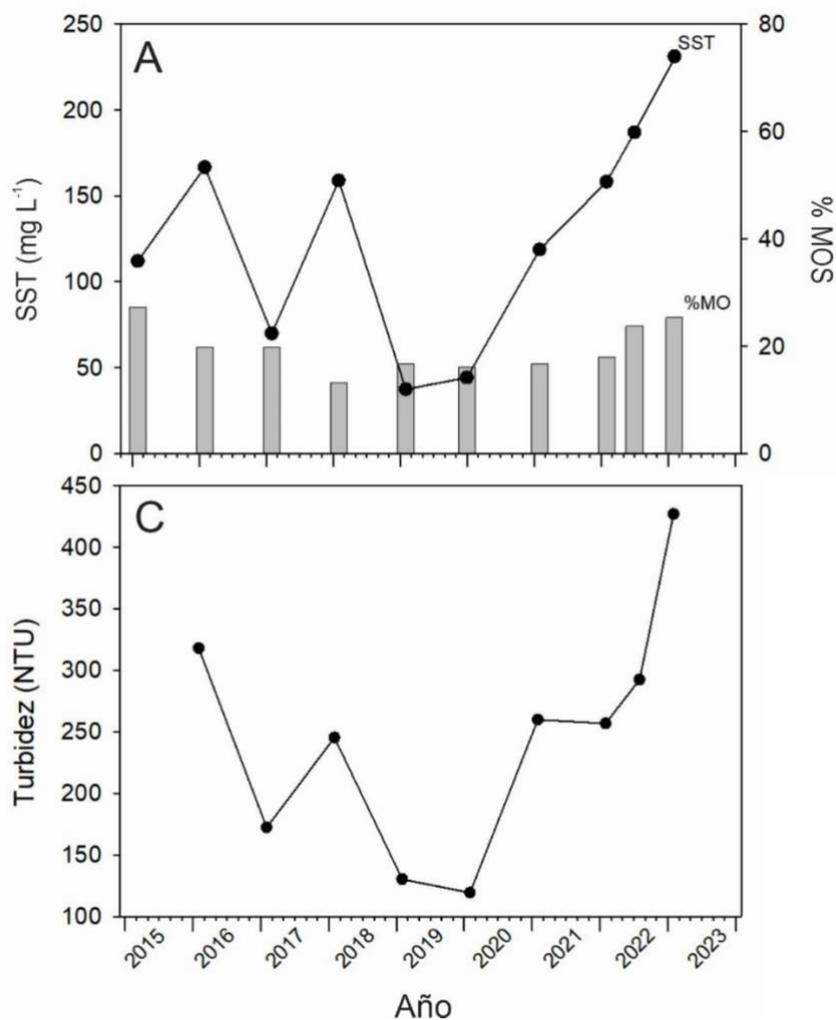


Figura 4. Variación temporal de sólidos en suspensión totales (SST) y porcentaje de materia orgánica en suspensión (% MOS) (A) y turbidez (B) del agua de la Laguna Negra durante el período de estudio.

Los valores de NT y PT (Fig. 5A) variaron ampliamente durante el estudio. El NT presentó un mínimo de 498.4 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2020 y un máximo de 1157.6 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2017. El PT tuvo un mínimo de 57.3 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2015 y un máximo de 154 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2019. En términos generales, la variación temporal de ambos parámetros mostró tendencias opuestas.

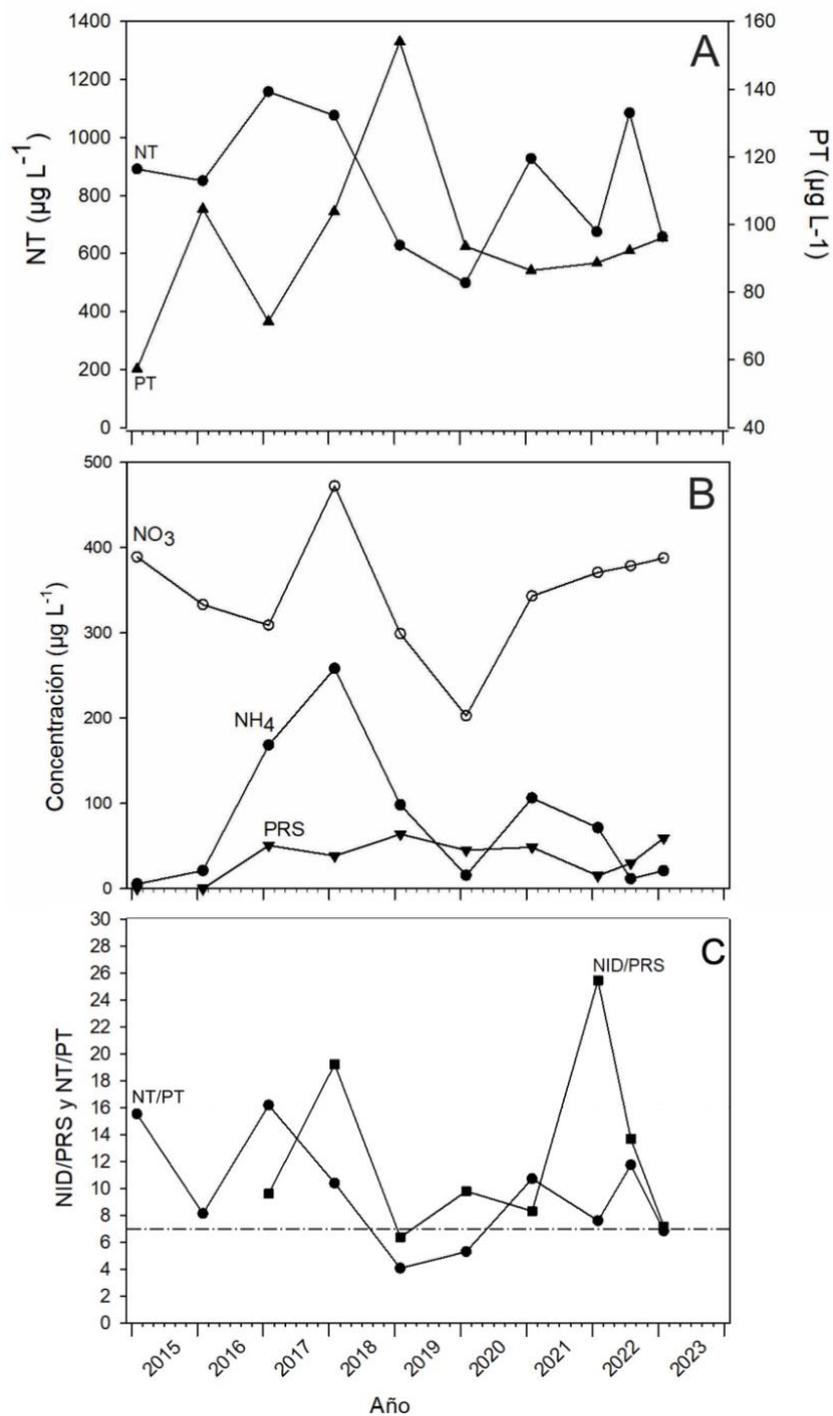


Figura 5. Variación temporal de nutrientes totales (A) y disueltos (B) y relación entre nutrientes (NT/PT y NID/PRS) (C) en la columna de agua de la Laguna Negra durante el período de estudio (la línea punteada indica la relación atómica de Redfield 16:1).

Asimismo, los nutrientes disueltos (Fig. 5B) presentaron tendencias variadas. El NO_3 mostró valores en un rango de $202 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2020 hasta $472 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2018. El NH_4 presentó un mínimo de $5.3 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2015, y luego aumentó hasta $258 \mu\text{g L}^{-1}$ también en 2018, y luego disminuyó irregularmente hasta el último muestreo. El PO_4 presentó valores de 15 hasta ca. $60 \mu\text{g L}^{-1}$ en febrero 2022 y agosto 2023, respectivamente.

Respecto a la relación atómica entre los valores totales de los nutrientes (NT/PT) (Fig. 5C), se observaron variaciones entre 4.1 y 16.2. Para las fracciones disueltas (NID/PRS), la relación varió entre 6.4 y 25.4. A pesar de la falta de datos para los dos primeros años de muestreo (PRS para 2015 y 2016), se observó en general un comportamiento similar de ambos indicadores. En general,

ambas relaciones se encontraron por encima de la relación atómica 7:1, excepto en los muestreos de 2019, 2020 y 2023.

Los valores de SR (Fig. 6) mostraron una variación importante a lo largo del estudio. Se observó un primer período de variación entre ca. 2800 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2020 a ca. 6200 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2015, y luego, en el último período de muestreo aumentó desde valores de 5232 $\mu\text{g L}^{-1}$ en agosto 2022 hasta valores de 11390 $\mu\text{g L}^{-1}$ en febrero 2023, siendo esta la variación más grande obtenida durante el estudio.

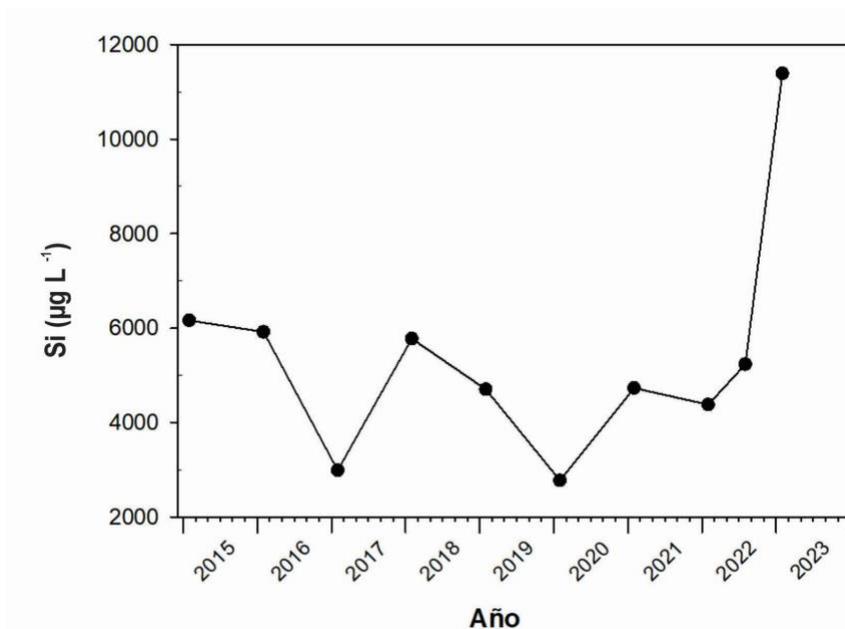


Figura 6. Variación temporal de sílice reactivo en la columna de agua de la Laguna Negra durante el período de estudio.

Los datos de la precipitación acumulada (Fig. 7) los 15 días antes de cada muestreo variaron desde 0.5 mm en 2016 hasta 116 mm en febrero 2022.

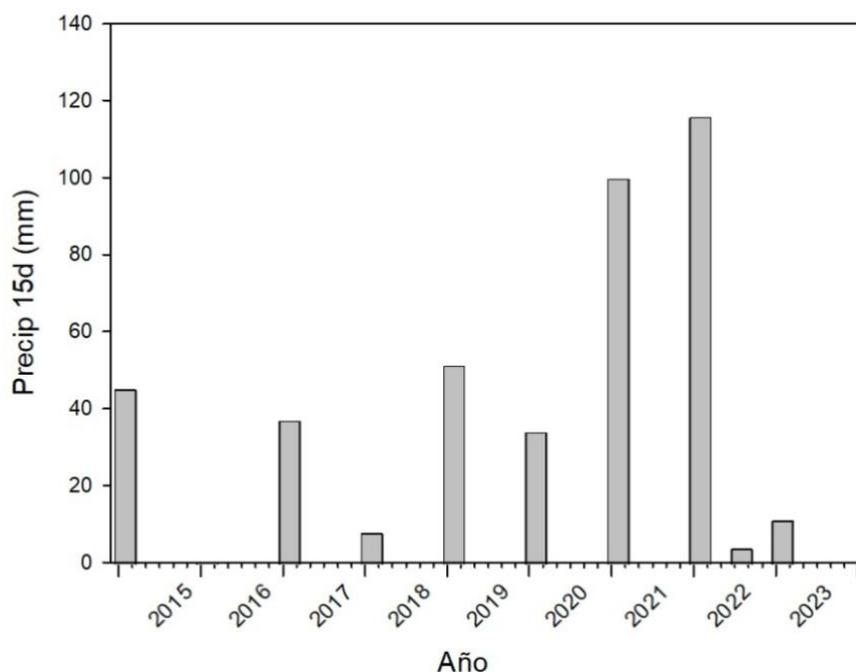


Figura 7. Variación temporal de la precipitación acumulada los 15 días previos a cada muestreo (Precip 15d) durante el período de estudio en la Laguna Negra.

Estado trófico

Los resultados obtenidos de los índices de estado trófico (Tabla 4) mostraron diferencias según el índice y el tipo de variable utilizada. El índice TRIX de Vollenweider et al. (1998) en todos los muestreos mostró valores superiores a 6, clasificándose como eutrófico, excepto en los muestreos de agosto 2022 y febrero 2023, donde los valores fueron levemente inferiores a 6 (5.67 y 5.56 respectivamente), clasificándose como mesotrófico.

El índice de Carlson (1977) y el modificado de Aizaki et al. (1981) mostraron diferentes resultados de acuerdo a la variable usada para definir el estado trófico. Para el caso de la Clo-a, en el índice de Carlson, el estado de la laguna fue mesotrófico para todos los muestreos excepto para 2023 que se clasificó como oligotrófico. Para el índice de Aizaki, la laguna presentó un estado mesotrófico excepto en 2015 y 2023 que se clasificó como oligotrófico. Sin embargo, para el PT, el estado de la laguna para todos los muestreos con el índice de Carlson y Aizaki, fue eutrófico.

Tabla 4. Variación temporal de los índices de estado trófico de Vollenweider et al. (1998), Carlson (1977) y Aizaki et al. (1981) durante el período de estudio en la Laguna Negra. Los colores indican condiciones oligotróficas (O, verde), mesotróficas (M, amarillo) y eutróficas (E, naranja).

Fecha	Vollenweider TRIX	Estado trófico	Clorofila				Fósforo total			
			Carlson (TSI)	Estado trófico	Aizaki et al. - TSI	Estado trófico	Carlson (TSI)	Estado trófico	Aizaki et al. - TSI	Estado trófico
25/02/2015	sd	sd	35.15	M	29.66	O	62.53	E	61.62	E
22/02/2016	sd	sd	53.38	M	49.95	M	71.20	E	69.17	E
23/02/2017	6.47	E	49.55	M	45.68	M	65.69	E	64.37	E
05/02/2018	6.77	E	59.25	M	56.47	M	71.10	E	69.08	E
05/02/2019	6.50	E	48.26	M	44.25	M	76.78	E	74.02	E
31/01/2020	6.50	E	51.54	M	47.89	M	69.60	E	67.77	E
10/02/2021	7.61	E	58.48	M	55.62	M	68.45	E	66.77	E
03/02/2022	6.06	E	57.13	M	54.12	M	68.82	E	67.09	E
12/08/2022	5.67	M	57.68	M	54.73	M	69.40	E	67.60	E
02/02/2023	5.56	M	23.80	O	17.04	O	69.97	E	68.10	E

sd: sin dato

Caracterización del sedimento

La caracterización de la granulometría del sedimento de la Laguna Negra corresponde a datos colectados en 2023, en los dos puntos de muestreo. La granulometría del sedimento mostró predominancia de limo medio y fino, seguido de limo grueso y muy fino para ambos sitios (Fig. 8).

Las características granulométricas del sedimento en ambos puntos de muestreo mostraron valores similares (Tabla 5). El promedio y desvío del tamaño de grano para los puntos 1 y 2 fue de 6.6 y 6.8 μm , respectivamente.

La asimetría para los puntos 1 y 2 fue de -0.09 y -0.12 μm , respectivamente, lo que muestra que la distribución presenta una predominancia de limos medios y finos, con colas de limos grueso, muy finos y arcillas, y escasa representación de limos muy gruesos y arenas muy finas.

La curtosis mostró valores cercanos a 1 μm (mesocúrtica) para ambos muestreos, sugiriendo una dominancia de tamaños medios de grano.

Tabla 5. Características granulométricas del sedimento para cada punto de muestreo en la Laguna Negra en el año 2023.

Parámetro (μm)	Punto 1	Punto 2
Promedio	6.62	6.84
Desvío estándar	2.69	2.58
Asimetría	-0.09	-0.12
Curtosis	0.97	0.95

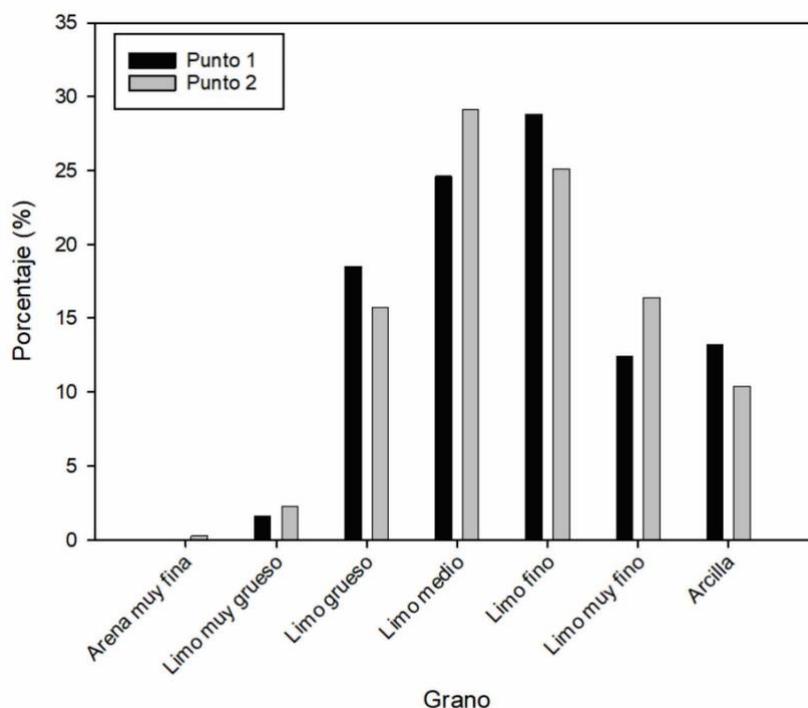


Figura 8. Porcentaje de fracciones del sedimento para cada punto de muestreo en el año 2023 en la Laguna Negra.

En cuanto a los nutrientes del sedimento (Fig. 9A), en términos generales tanto NTsed como PTsed mostraron comportamientos similares a lo largo del estudio. NTsed mostró valores mínimos de ca. 220 $\mu\text{g g}^{-1}$ ps en el verano 2015 y un máximo de ca. 800 $\mu\text{g g}^{-1}$ ps para el verano 2016. PTsed presentó un mínimo de 78 $\mu\text{g g}^{-1}$ ps en 2015 y un máximo de 325 $\mu\text{g g}^{-1}$ ps en 2016.

La Clo-a sed (Fig. 9B) fue baja, de ca. 2 $\mu\text{g g}^{-1}$ ps en el 2019 a ca. 7 $\mu\text{g g}^{-1}$ ps en el 2018. A su vez, la MOsed (Fig. 9B) se mantuvo en valores relativamente constantes, entre ca. 30 y 48 mg g^{-1} ps.

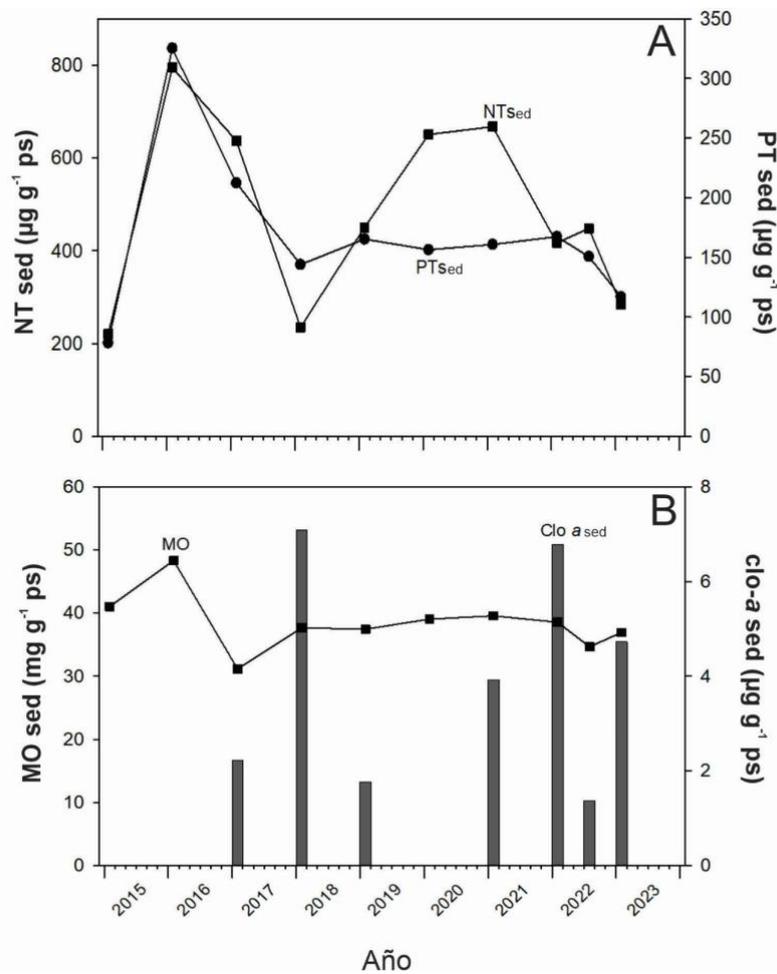


Figura 9. Variación temporal de nutrientes totales (A), y MOsed y Clo-a sed (B) en el sedimento de la Laguna Negra durante el período de estudio

Caracterización Biológica

Fitoplancton

Los grupos identificados correspondieron a diatomeas y cianobacterias. Entre las diatomeas se identificaron especies de los géneros *Aulacoseira* (*Aulacoseira granulata* y *Aulacoseira var. angustissima*), *Triceratium* (*Triceratium antidiluvianum*), *Coscinodiscus* (*Coscinodiscus jonesianus*) y *Campylodiscus* (*Campylodiscus sp.*). Asimismo, se identificaron cianobacterias del género *Microcystis*, *Cuspidotrix* y *Dolichospermum* (*Dolichospermum spiroides*). En todos los muestreos dominaron las diatomeas, encontrándose siempre individuos del género *Aulacoseira*. La presencia de *Microcystis* se registró únicamente en el muestreo de 2019, mientras que los otros dos géneros de cianobacterias (*Dolichospermum* y *Cuspidotrix*) se registraron únicamente en el muestreo de 2017 (Tabla 6 y Fig. 11).

Los valores de Clo-a (Fig. 10) mostraron una variación importante en el período de estudio, presentando los valores mínimos en 2015 y 2023 (1.6 y 0.5 µg L⁻¹, respectivamente) y un máximo de 18.6 µg L⁻¹ en 2018, aunque de verano del 2020 a invierno 2022 también presentó valores relativamente altos (8.5 y 15.8 µg L⁻¹ respectivamente).

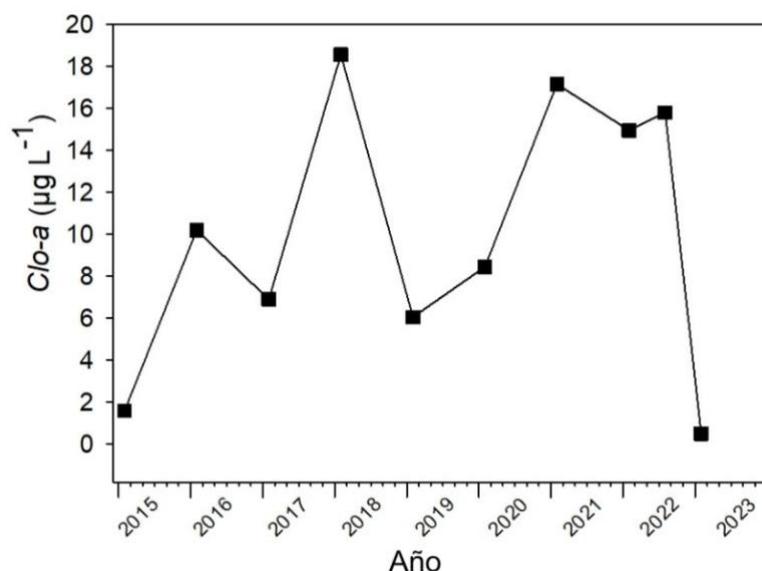


Figura 10. Variación anual de la clorofila a durante el período de estudio en la Laguna Negra.

La abundancia total de fitoplancton (Fig. 11) mostró variaciones a lo largo del estudio (desde 39 167 cél. L⁻¹ en 2019 a 11 601 036 cél. L⁻¹ en febrero 2022). La falta de información en los primeros muestreos hizo difícil identificar una tendencia de la abundancia total, aunque en términos generales parece aumentar hacia los últimos años.

Tabla 6. Variación anual de la abundancia por especie/género y abundancia total del fitoplancton durante el período de estudio en la Laguna Negra. En los datos de abundancia, los millares son representados por espacios, excepto cuando las cifras son solo de cuatro dígitos, de acuerdo al Sistema Internacional de Unidades (SI).

Año	Especie/Género	Abundancia (cél L ⁻¹)	Abundancia total (cél L ⁻¹)
2017	<i>Aulacoseira granulata</i>	1 491 460	1 532 030
	<i>Aulacoseira angustissima</i>	27 032	
	<i>Cuspidotrix sp.</i>	13 370	
	<i>Dolichospermum spiroides</i>	167	
2019	<i>Aulacoseira ambigua</i>	35 278	39 167
	<i>Aulacoseira granulata</i>	1667	
	<i>Aulacoseira angustissima</i>	1944	
	<i>Microcystis sp.</i>	278	
2020	<i>Aulacoseira sp.</i>	292 014	453 473
	<i>Aulacoseira angustissima</i>	1042	
	<i>Aulacoseira granulata</i>	160 417	
2021	<i>Aulacoseira granulata</i>	2 175 906	5 124 692
	<i>Aulacoseira sp.</i>	2 948 631	
	<i>Triceratium antdiluvianum</i>	62	
	<i>Coscinodiscus jonesianus</i>	93	
2022	<i>Aulacoseira sp.</i>	11 600 955	11 601 036
	<i>Campylodiscus sp.</i>	81	
2023	<i>Aulacoseira sp.</i>	26 100	70 021
	<i>Aulacoseira angustissima</i>	6418	
	<i>Aulacoseira granulata</i>	37 503	

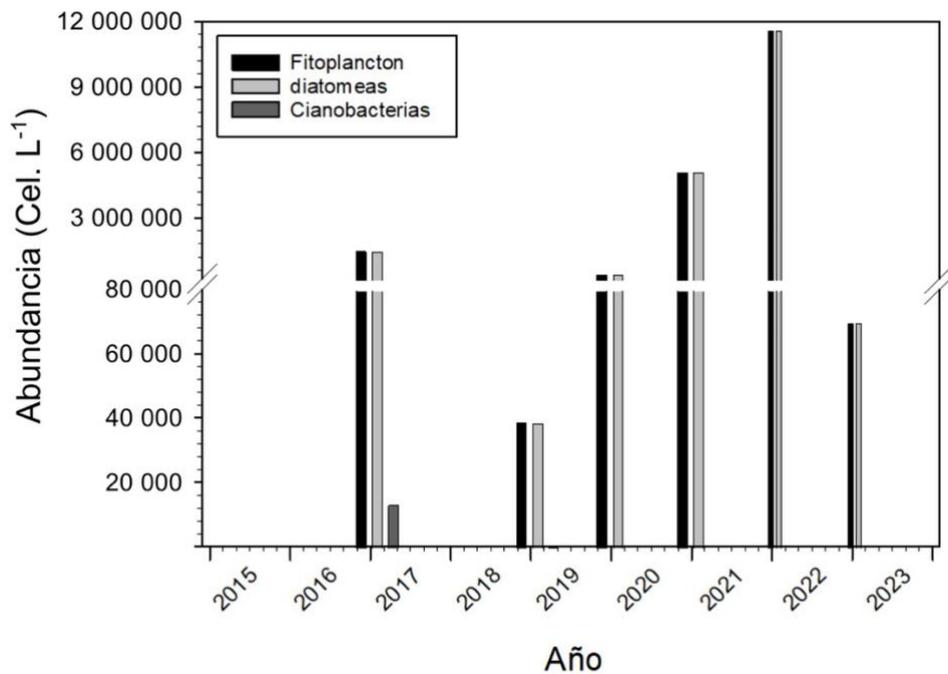


Figura 11. Variación anual de la abundancia total de fitoplancton, diatomeas y cianobacterias durante el período de estudio en la Laguna Negra. En los datos de abundancia, los millares son representados por espacios, excepto cuando las cifras son solo de cuatro dígitos, de acuerdo al Sistema Internacional de Unidades (SI).

Zooplancton

Los grupos identificados en este estudio incluyeron rotíferos, cladóceros, copépodos (órdenes Calanoida y Cyclopoida) y nauplios de copépodos. Solo se cuenta con información taxonómica del muestreo de 2016, donde se identificaron *Bosmina huaronensis*, *Ceriodaphnia cornuta* y *Ceriodaphnia* sp., *Moina* sp. entre los cladóceros, y *Trichocerca cf pusilla* entre los rotíferos (Fig. 12).

Los resultados de la abundancia total de zooplancton (Tabla 7) mostraron variaciones entre muestreos y entre los diversos grupos taxonómicos. La abundancia total de zooplancton en los diferentes años varió entre 8273 y 73 770 org m⁻³ (muestreos de 2020 y 2023, respectivamente). Los copépodos del orden Calanoida fueron el grupo dominante en la mayoría de los muestreos (2017, 2019, 2021, agosto 2022 y 2023), mientras que los cladóceros fueron el grupo dominante en 2016 y 2020. Dentro de la fracción de copépodos, los nauplios fueron dominantes únicamente en el muestreo de febrero 2022. En ninguno de los muestreos dominaron los rotíferos, siendo su valor más alto en agosto 2023, con ca.1997 org m⁻³.

En términos generales, las abundancias de copépodos de orden Calanoida y los cladóceros fueron las más altas, y mostraron tendencias similares a lo largo de los años, excepto en 2021 y 2022. Las abundancias de rotíferos, nauplios y copépodos calanoides mostraron también tendencias similares a lo largo del estudio.

Tabla 7. Variación anual de la abundancia total de zooplancton (org m^{-3}) durante el período de estudio en la Laguna Negra. El muestreo 2022 (1) corresponde a febrero y el muestreo 2022 (2) al mes de agosto. En los datos de abundancia, los millares son representados por espacios, excepto cuando las cifras son solo de cuatro dígitos, de acuerdo al Sistema Internacional de Unidades (SI).

Año	Rotíferos	Cladóceros	Copépodos Calanoida	Copépodos Cyclopoida	Nauplios	Zooplancton Total
2016	506.5	5032.8	4515.5	560.4	2791.2	13406.3
2017	1083.7	12 485.4	12 754.7	1622.3	1747.0	29 693.2
2018	-	-	-	-	-	-
2019	103.7	3785.6	4721.6	278.4	213.3	9102.6
2020	139.9	3089.0	2326.4	139.9	2578.2	8273.5
2021	1887.9	4205.9	17 046.6	836.4	10 698.0	34 674.7
2022 (1)	1068.5	5713.6	2437.3	1448.3	12 010.0	22 677.8
2022 (2)	1735.2	593.8	4260.3	1671.8	1158.7	9419.9
2023	1996.5	28 330.3	32 007.1	1942.3	9494.6	73 770.9

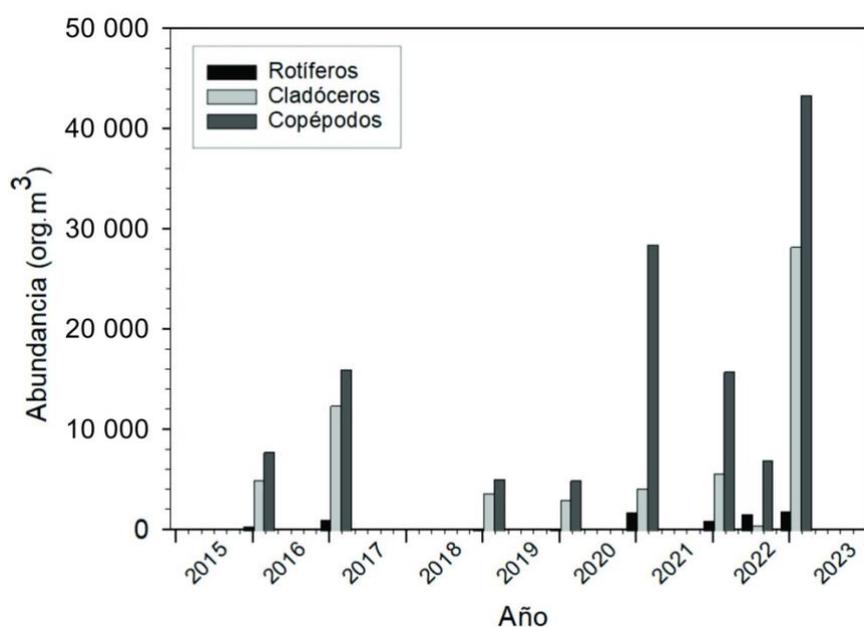


Figura 12. Variación temporal de la abundancia de organismos del zooplancton discriminados por grandes grupos taxonómicos (org m^{-3}) durante el período de estudio en la Laguna Negra. En los datos de abundancia, los millares son representados por espacios, excepto cuando las cifras son solo de cuatro dígitos, de acuerdo al Sistema Internacional de Unidades (SI).

Bentos

Durante el período de estudio, la fracción de organismos bentónicos fue tan baja que impidió hacer un procesamiento cuantitativo y estadístico de los datos. Los organismos recolectados estuvieron reducidos a gasterópodos de la especie *Heleobia parchappii* y conchillas de moluscos de especies no identificadas, aunque estas últimas no aparentaron ser recientes (muestreo 2021), no encontrando ningún ejemplar de crustáceos, insectos o larvas.

Relaciones entre variables ambientales y biológicas

El análisis de componentes principales (ACP) realizado con las variables analizadas mostró que los dos primeros ejes explicaron el 51.6 % de la varianza total (Fig. 13). El primer eje (30.8%) estuvo constituido principalmente por Z, T y NH_4 y en sentido opuesto por SST, NO_3 , SR, NO_2 y Zoo Total, y en menor medida por K, mientras que el segundo eje (20.8%) estuvo constituido principalmente por pH y en sentido opuesto MO_{sed} , PT_{sed} y NT_{sed} .

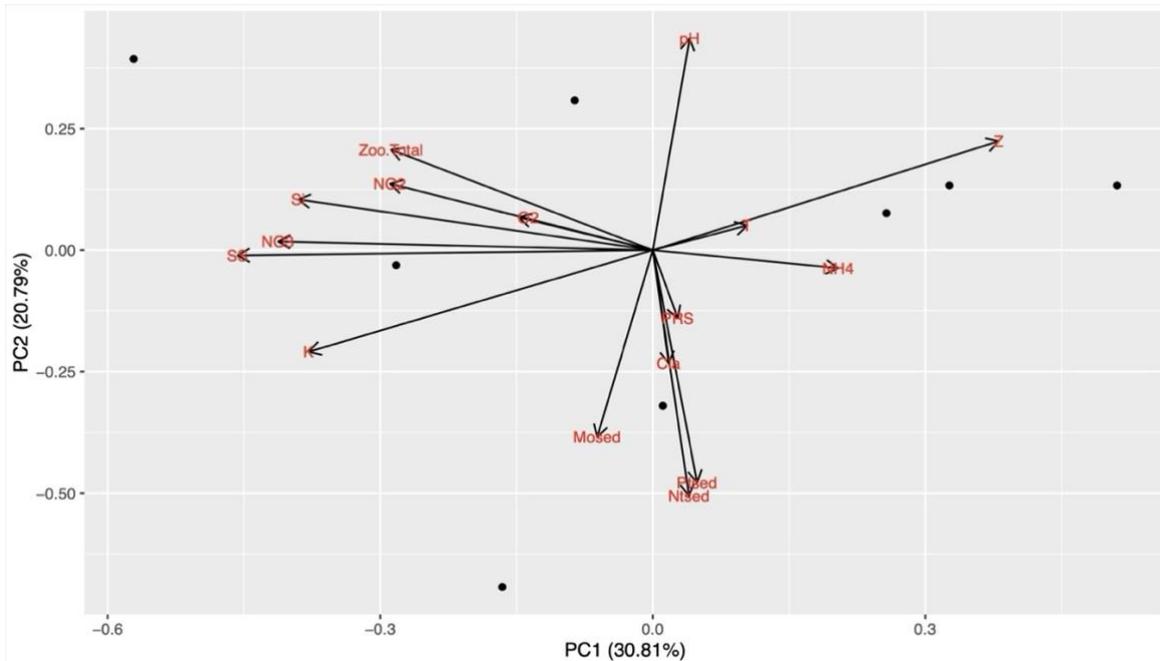


Figura 13. Resultados del Análisis de Componentes Principales (PCA) para las variables seleccionadas. Entre paréntesis se indica el porcentaje de variabilidad explicada por cada eje. Los símbolos de las variables analizadas no coinciden en todos los casos con los descritos en la metodología debido a que fueron simplificados para el análisis en el software Rstudio.

6. DISCUSIÓN

Caracterización limnológica

Este trabajo representa la primera caracterización limnológica de la Laguna Negra (Rocha, Uruguay), abordando la descripción de tendencias abióticas y biológicas a lo largo de un período de 9 años de muestreos estivales (2015 – 2023). Se trata de un ecosistema particular desde el punto de vista limnológico por su estado de turbidez permanente y por una reducción del nivel del agua por obras de drenaje de la propia laguna y del sistema de humedales, hacia donde drena la misma desde hace varias décadas, y cuyos impactos son desconocidos. Los resultados del trabajo mostraron algunas características de vulnerabilidad, así como condiciones meso a eutróficas. Si bien el estudio presentó algunas limitaciones que se comentarán más adelante, representa un aporte significativo al conocimiento del sistema y sirve de línea de base para estudios limnológicos futuros. También es un insumo para aspectos de gestión, por ejemplo, como antecedente para la elaboración del Plan de Manejo del sistema, en el marco del Sistema Nacional de Área Protegidas (SNAP).

A lo largo del período de estudio la Laguna Negra no superó los 2.8 m de profundidad, mostrando una variación mayor a 1 m, lo cual podría estar relacionado al manejo artificial del nivel de agua del sistema a través de la compuerta de El Potrerillo. Esto deja en evidencia la característica somera de la laguna, debido a la profundidad en relación a su extensa área (142 km²). Pintos et al. (1991) destacan este aspecto y resaltan una profundidad relativa de 0.03%, parámetro morfométrico que se utiliza para describir la estabilidad de la estratificación de la columna de agua. Este valor para la

Laguna Negra es dos órdenes de magnitud menor al valor mínimo indicado para sistemas someros (2%), lo que coincide con la mezcla continua de la columna de agua en todos los muestreos estivales realizados en este trabajo (condición polimíctica permanente). Otro aspecto destacable es la baja relación entre el área de su cuenca y la del espejo de agua (5.1), lo que implicaría una menor influencia de la cuenca en comparación con otras lagunas costeras (Hutchinson, 1957).

La temperatura mostró un rango de variación de ca. 22 a 30 °C, lo que se corresponde con lo esperado de acuerdo a los momentos de muestreo, que fueron estivales mayoritariamente. Además, los valores más altos de temperatura se correspondieron con los valores más bajos de profundidad y viceversa, lo que es esperable, ya que se requiere menos energía para calentar un volumen de agua menor. Igualmente, el valor máximo de temperatura es un valor relativamente elevado en comparación con otras lagunas costeras someras de la costa (DINACEA et al., 2021). Esto podría deberse, en parte, a la coloración y turbidez del agua, que promueven una mayor absorción de la luz y por tanto mayor calentamiento del agua. Si bien no se realizó un perfil de temperatura en esta laguna en todos los muestreos, sí se observó la existencia de una capa superficial de agua más caliente, aunque no suficiente como para desarrollar una termoclina. Los cambios de temperatura del aire influyen fuertemente en la temperatura del agua de los sistemas someros y de movimiento lento, como la Laguna Negra (Anthony et al., 2009).

El pH del sistema se mantuvo en valores esperados, cercanos al rango levemente alcalino (7.5 ± 0.3). Estos valores sugieren condiciones óptimas para los organismos acuáticos, que usualmente toleran valores de pH de entre 6 y 8 (Dodds & Whiles, 2020), y también para los equilibrios químicos influidos por la acidez del medio. De acuerdo a los antecedentes de la tabla 8, aparentemente el pH podría haberse reducido cerca de 0.4 unidades a lo largo de tres décadas. Los mismos antecedentes reportan un rango de alcalinidad de entre 43.0 y 75.5 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, lo que sugiere un grado de mineralización intermedio de la columna de agua, y podría contribuir a explicar la reducción del pH observada (Gavin et al., 2018).

Usualmente, el aumento de CO_2 atmosférico en los sistemas acuáticos produce la formación de ácido carbónico, y por lo tanto disminuye el pH del agua (Dodds & Whiles, 2020). Los principales efectos del pH están relacionados con el equilibrio en el sistema Carbónico-Carbonato, la disociación de iones de amonio, así como en la solubilidad de iones metálicos. Valores de pH bajos pueden conducir a un aumento del ion tóxico de Al^{3+} , producto de un desplazamiento del equilibrio en reacciones químicas, como ser la erosión de rocas con alto contenido de sílice. Por el contrario, altos valores de pH pueden afectar directamente a la biota mediante cambios en la relación amonio (NH_4) y amoníaco (NH_3), siendo este último tóxico. Con valores inferiores a 8 predomina casi exclusivamente el ion amonio; sin embargo, a valores superiores a 10.5 se convierte casi exclusivamente en amoníaco (Lampert & Sommers, 2007).

Como se mencionó en los resultados, la conductividad mostró valores relativamente bajos (entre 108 y 190 $\mu\text{S cm}^{-1}$), sin una tendencia clara de variación. Es esperable encontrar valores bajos debido a que, a pesar de su ubicación costera, la laguna no presenta una conexión directa con el mar e intercambio de aguas como en las restantes lagunas costeras del país. Tal como sugerían Pintos et al. (1991), las fuentes más probables de sales, que conllevan a los valores de conductividad, son el "spray salino", así como la disolución de evaporitas marinas. Asimismo, la relación entre la superficie de la cuenca y del espejo de agua es relativamente bajo, y no existen cursos de agua caudalosos que desemboquen en la laguna, lo que podría reducir la influencia del aporte de sales por la erosión natural del suelo.

La columna de agua siempre estuvo bien oxigenada, mostrando valores superiores a 7 mg L^{-1} , siempre cercanos a la saturación (7.9 ± 0.5), lo que se ubica en el rango de agua con buen nivel de oxigenación (comúnmente entre 7 y 14 mg L^{-1}). Los valores de OD pueden variar en función de la temperatura del agua debido a que la solubilidad del gas es inversamente proporcional a la temperatura. Aunque no en todos los muestreos, los resultados en la Laguna Negra mostraron tendencias opuestas en ambos parámetros, siendo muy evidente en el muestreo de invierno de

2022, en donde el OD aumentó significativamente a menores valores de temperatura. El OD es una variable relevante ya que su presencia es fundamental para mantener todas las formas de vida aeróbica e indica la capacidad de autodepuración del sistema ante contaminación orgánica. Asimismo, brinda información sobre las reacciones biológicas y bioquímicas del agua (Wetzel, 1981).

Laguna Negra representa un caso extremo de turbidez permanente por la presencia de sedimentos muy finos en la columna de agua, que genera una extremadamente baja transparencia. La profundidad del Disco de Secchi evidenció claramente esta característica de la laguna, con un promedio de 0.19 ± 0.04 m a lo largo de todos los muestreos. En los lagos y lagunas someras la resuspensión de sedimentos es un importante proceso que se relaciona con la turbidez, el aporte de MO, nutrientes particulados y disueltos, y organismos (Bonilla et al., 2006). Sin embargo, la transparencia del agua suele ser muy variable y se relaciona inversamente a la turbidez, siendo normal que existan períodos de alta transparencia seguidos de otros de muy baja transparencia, incluso a lo largo del ciclo diario (Clemente & Chalar, 2005). Sorprendentemente, en esta laguna la baja transparencia es una constante a lo largo de todos los muestreos, mostrando un rango de variación muy bajo, en contraste con la variabilidad de la turbidez y los sólidos en suspensión, que mostraron rangos de variación relativamente amplios. Esto podría estar indicando que la transparencia del agua responde a otros factores y no está solamente relacionada a la turbulencia y resuspensión desde los sedimentos, como ocurre normalmente en otros sistemas someros. Se descarta la influencia de factores humanos, como errores en el muestreo, debido a que se tuvieron las consideraciones pertinentes y por la permanencia de los valores durante todo el período de muestreo y en décadas pasadas.

Los SST, la turbidez y la Clo-a mostraron una variación temporal similar, lo cual sugiere una relación entre estas variables, lo que es esperable dado que la turbidez es una medida de la concentración de los SST. Por su parte, el aporte de Clo-a a la turbidez del agua puede ser explicada por el propio crecimiento de fitoplancton, y en lagunas someras donde la transparencia del agua permite la llegada de la luz al sedimento, la resuspensión puede aportar organismos fotosintéticos, como diatomeas bentónicas, a la columna del agua, contribuyendo a la turbidez del sistema. Sin embargo, en la Laguna Negra, donde la transparencia no supera los 20 a 30 cm, la producción primaria en el sedimento no sería en principio significativa, aunque la resuspensión podría aportar células que sedimentaron al sedimento durante períodos de baja turbulencia. Esto último explicaría los valores relativamente elevados de Clo-a sed. Cabe destacar que la MOS no mostró una relación tan clara con las variables antes mencionadas, aunque siempre presentó valores no despreciables, con un promedio de ca. 27 mg L^{-1} . Esto podría deberse al aporte directo por parte de los bañados litorales de la Laguna Negra, como Santa Teresa o Las Maravillas y de otras zonas de la cuenca, los cuales presentan típicamente un alto porcentaje de MO (Pintos et al., 1991). Dado que las dos estaciones de muestreo son cercanas a la costa de la laguna, tal vez haya que considerar el eventual efecto de corrientes generadas por vientos, que podrían promover la acumulación de MO en el área de muestreo, proceso que se observa por ejemplo en las floraciones de cianobacterias en otros ambientes someros.

Los nutrientes en la columna de agua (PT y NT) mostraron un amplio rango de variación y aparentemente una tendencia opuesta entre ambas variables. Para PT se destaca un rápido aumento desde 2017 a 2019, cuando alcanza su valor máximo durante el período de estudio. Es importante destacar que los valores de PT siempre se encontraron por encima del mínimo establecido por la normativa nacional (Decreto 253/79), para todas las clases de cuerpos de agua. Las fracciones disueltas mostraron tendencias variadas. Tanto NH_4 como NO_3 presentaron su máximo de aumento en 2018 con 258 y $472 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, y una disminución hasta 2020 hasta valores de ca. 15 y $202 \mu\text{g L}^{-1}$. En todos los muestreos dominó el NO_3 respecto al NH_4 . Las tendencias observadas podrían deberse a la baja frecuencia y número de observaciones realizados en el período de estudio, aunque parece existir una relación con la profundidad del agua. Los muestreos con mayor nivel del agua presentaron menores valores de nutrientes, SST y SR así como

de K. En una laguna donde no existe un drenaje a través de efluentes caudalosos, y por tanto es posible que se comporte como un sumidero de estos compuestos, es posible que los nutrientes y SST sufran un importante efecto de dilución con el aumento de la profundidad.

Las relaciones entre las fracciones disueltas (NID/PRS) y entre fracciones totales (NT/PT) de N y P, expresadas en peso, mostraron un comportamiento similar, excepto en el muestreo de 2022 que tuvieron comportamientos opuestos. La relación fue superior a 7:1 para todos los muestreos, excepto en 2019, febrero y agosto 2022 y 2023 para los totales, y 2019 y febrero y agosto 2020 para los disueltos. La relación atómica de las fracciones disueltas por lo general explica más eficientemente los procesos de limitación, debido a que no incluye las fracciones contenidas en la biomasa de los organismos sino solamente las fracciones asimilables biológicamente (Redfield, 1934; Arrigo, 2005; Sterner & Elser, 2005). Esto sugiere una tendencia a limitación por fósforo, lo cual se puede asociar a la pequeña área de la cuenca, sumado a la relativamente baja superficie de usos agropecuarios de su entorno (Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). En términos físicos, el fósforo del suelo es menos móvil que el nitrógeno, dado la mayor solubilidad de los compuestos nitrogenados, y por lo tanto los nitratos son transportados por el agua más fácilmente que los fosfatos (Morales & Chávez, 2010).

El SR fue uno de los parámetros con mayor variación en el período de estudio, en un rango de 2800 a ca. 6200 $\mu\text{g L}^{-1}$. Dicha variación mostró un comportamiento similar a los SST durante casi todo el período. Esto podría sugerir una relación entre ambos parámetros, aunque no parece haber una relación con la abundancia total de fitoplancton, a pesar de la dominancia de diatomeas en todos los muestreos, lo que podría deberse a que la medida de SR no incluye el sílice de los frústulos de dichos organismos. El ACP mostró una relación inversa entre SR y la profundidad, pero no con la precipitación, lo que cabría esperar de acuerdo a la bibliografía. La relación inversa entre SR y profundidad podría deberse a un efecto de dilución, como fue indicado para los nutrientes. Bonilla et al. (2006) sugirieron que los valores de sílice, nitrógeno y fósforo suelen ser inferiores en las zonas próximas a la costa, en lagunas costeras, presentando valores promedio próximos a 2000 $\mu\text{g L}^{-1}$ para las lagunas José Ignacio ($1900 \pm 800 \mu\text{g L}^{-1}$), Rocha ($2100 \pm 1500 \mu\text{g L}^{-1}$) y Castillos ($2100 \pm 800 \mu\text{g L}^{-1}$) y algo menor para la laguna Garzón ($1500 \pm 600 \mu\text{g L}^{-1}$). Los valores de SR obtenidos en este trabajo para la Laguna Negra ($4419 \pm 2391 \mu\text{g L}^{-1}$) superan en más del doble a los obtenidos para las lagunas costeras por estos autores, lo que coincide con las características más límnicas de este sistema.

Los valores de precipitación también mostraron variación a lo largo del estudio, y no se encontró una tendencia con las variables limnológicas. A pesar de ser esperable, no se observó una relación clara de la Z con la precipitación. Esto podría deberse a las pocas observaciones, a que la estación meteorológica no corresponde a la cuenca la laguna, al desfase entre la precipitación y las fechas de los muestreos o al período de precipitación acumulada elegido para el análisis. Es de descartar que la laguna presenta un sistema de drenaje artificial, que regula el nivel de la laguna y que por tanto podría estar reduciendo en parte el efecto de la precipitación.

Todos los índices de estado trófico utilizados mostraron coherencia respecto a que la Laguna Negra se encuentra en un proceso de eutrofización. Los valores de los índices de estado trófico de Carlson y Aizaki basados en PT mostraron resultados coincidentes de condiciones eutróficas en el sistema, mientras que estos mismos índices, pero basados en Clo-a, indicaron condiciones mesotróficas u oligotróficas. Esto es coincidente con lo reportado en la literatura en relación a que en sistemas de alta turbidez las condiciones lumínicas podrían limitar el crecimiento algal (Scheffer, 1998; Quinlan et al., 2021), reduciendo la medida del índice basado en clorofila en comparación al basado en PT. Por su parte, el índice TRIX, si bien incluye otras variables en sus cálculos, fue también coincidente en indicar condiciones eutróficas.

Cabe destacar que, debido a las características de resuspensión de sedimentos en la laguna, utilizar Disco de Secchi como variable para medir el estado trófico no sería adecuado, ya que no se trata de una turbidez por fitoplancton. Es esperable que en el caso del PT los valores indiquen

condiciones eutróficas, ya que siempre presentó valores relativamente altos, y los valores registrados siempre superaron a los establecidos en la clasificación de cuerpos de agua del Decreto N° 253/979. Los resultados de estos índices sugieren una tendencia de la laguna hacia condiciones eutróficas, debidas principalmente a los elevados valores de fósforo.

Los índices calculados presentan ventajas y desventajas que permiten evaluar su aplicabilidad a la Laguna Negra. El Índice TRIX es un indicador ampliamente usado, que integra múltiples parámetros dando una dimensión holística del estado trófico. Sin embargo, fue diseñado para áreas costeras marinas, por lo que, algún parámetro, como el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, puede no ser tan representativo en una laguna somera, donde la dinámica está más influenciada por procesos locales. El índice TSI de Carlson, presenta, en una escala numérica de 0 a 100, una medida intuitiva y ampliamente usada en sistemas lacustres. Ofrece diferentes opciones de cálculo basados en transparencia, clorofila y fósforo, lo que permite diversificar el uso del mismo de acuerdo a las condiciones del sistema. Para este caso en particular, la versión basada en transparencia puede verse afectada por la presencia de sedimentos y otras sustancias no algales en suspensión. Aizaki et al. (1981) ajusta el TSI de Carlson reduciendo la interferencia de componentes inorgánicos o no algales y lo adapta a condiciones específicas (lagos japoneses).

Para una laguna somera como la Laguna Negra, sin influencia directa del océano, los índices basados en parámetros lacustres tradicionales (como Carlson y Aizaki) parecen ser más adecuados que el TRIX. Dado que los resultados de transparencia están afectados por la elevada turbidez y la resuspensión de sedimentos, las versiones de transparencia de Carlson y Aizaki no serían convenientes. Por lo tanto, las versiones de Clo-*a* y PT parecen ser las más adecuadas al sistema, principalmente la que se basa en la concentración de PT, cuyos valores mostraron ser elevados en prácticamente todos los muestreos en esta laguna (Giovanardi & Vollenweider, 2004; Carlson, 1977; Aizaki et al., 1981).

Para determinar con mayor precisión el estado trófico se requerirían muestreos más frecuentes, al menos durante un año. Giovanardi & Vollenweider (2004) sugieren muestreos mensuales durante un año para determinar el estado trófico de un lago. Estos resultados indican que el estado trófico es elevado para PT (eutrófico) y moderado para Clo-*a* (mesotrófico), por lo que podría concluirse que la turbidez del agua posiblemente esté mitigando un mayor desarrollo del fitoplancton. Sin embargo, la diferencia en los resultados obtenidos para los distintos índices podría estar dada por la baja cantidad de datos durante el periodo de muestreo del estudio.

El PT, NT, Clo-*a* y DS son indicadores directos del estado trófico. Smith et al. (1999) sugiere que los ecosistemas acuáticos pueden describirse de acuerdo al suministro de los nutrientes que limitan el crecimiento y propone valores guía para definir el estado trófico según el valor directo de estos parámetros. Según este autor, valores de NT entre 650 – 1200 $\mu\text{g L}^{-1}$, de PT entre 30 – 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, de Clo-*a* entre 9 – 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ y DS de entre 1 – 2 m corresponden a ecosistemas eutróficos. Mientras que valores por encima de los límites superiores descritos (inferior para DS), corresponden ecosistemas hipereutróficos. La Laguna Negra, con valores promedio de NT de 844.5 ± 223.2 , PT de 141.0 ± 145.3 , Clo-*a* de 10.0 ± 6.4 y de DS de 0.1 ± 0.04 , presenta características típicas de cuerpos de agua eutróficos para NT y Clo-*a*, e hipereutróficos para PT y DS. Esto muestra coincidencia con los índices calculados y sugiere la tendencia de la laguna hacia la eutrofización. Sin embargo, es importante destacar que, de igual manera que en los índices de estado trófico, en este caso, el valor directo de DS no parece ser un buen indicador, debido a que se trata de una turbidez no causada por el fitoplancton.

Las características granulométricas del sedimento de la Laguna Negra fueron similares en ambos puntos de muestreo, con predominancia de limo medio y fino, seguidos de limo grueso y muy fino, esperable por la cercanía de los dos puntos de muestreo. Como mencionan Pintos et al. (1991), si bien los suelos de la laguna son típicamente limo-arcillosos, la zona sudoeste presenta sedimentos arenosos de bajo contenido de materia orgánica. Los resultados de asimetría sugieren que la

distribución presenta una predominancia de limos medios y finos, con colas de limos grueso, muy finos y arcillas, y escasa representación de limos muy gruesos y arenas muy finas. Por su parte, la curtosis sugiere predominancia de tamaños medios de grano. Si bien estos resultados no son representativos para toda la laguna, parece haber una dominancia de sedimento de tamaño medio de grano, con una inclinación hacia tamaños más finos. Este tipo de sedimentos podría estar favoreciendo la resuspensión, y explicando, en parte, la turbidez del sistema.

Los nutrientes del sedimento (NTsed y PT sed) mostraron comportamientos similares entre sí, con valores mínimos en 2015 y máximos en 2016 (promedios: 431 y 161 $\mu\text{g g}^{-1}$ ps, respectivamente), aunque NTsed mostró mayor variación entre muestreos. La variación de ambas variables coincidió en gran medida con el %MOsed (promedio: 3.8%), la cual presentó un máximo en 2016 y luego se estabilizó en valores medios. Tal como se exhibe en Rodríguez-Gallego (2010), el %MOsed de las lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos tiende a ser similar o menor, con promedios de 2, 3, 2 y 1.5%, respectivamente. A diferencia de lo que ocurre en la columna del agua (%MOS promedio de ca. 20%), el sedimento en la Laguna Negra no presenta valores altos de MO, con registros similares a los de otras lagunas costeras del país. Esto sugiere que la MO sería aportada principalmente por fuentes externas a la laguna, como los bañados adyacentes, y no solo por efecto de la resuspensión. Sin embargo, los aportes autóctonos de MO, como las comunidades de fitoplancton y zooplancton, la vegetación litoral y otras, también pueden incrementar el contenido de MO tanto en la columna de agua como en el sedimento.

El análisis de componentes principales mostró que las variables analizadas explicaron solo parcialmente la varianza total de los datos (51.6%), y no permitió identificar claramente la existencia de ejes de variación, probablemente debido al bajo número de datos necesarios para este tipo de análisis. Sin embargo, el análisis permitió apoyar algunas de las relaciones observadas entre variables. Por ejemplo, se observaron menores valores de nutrientes, conductividad y SST en los muestreos donde la profundidad fue mayor, lo que podría deberse a un efecto de dilución, aunque esto no puede ser verificado con los datos de precipitación debido a la inexistencia de datos meteorológicos de la cuenca de la laguna. A su vez, se destaca que MOsed, y NTsed y PTsed mostraron una correlación positiva con Clo-a de la columna del agua, lo que podría sugerir la influencia del sedimento en la comunidad fitoplanctónica (Vidal et al., 2007), teniendo en cuenta la naturaleza somera del sistema y los efectos de la resuspensión. Si bien es poco probable que las células fitoplanctónicas que sedimentan puedan sobrevivir por largos períodos debido a la ausencia de luz, es posible que la resuspensión permanente permita un intercambio permanente de fitoplancton entre el sedimento y la columna de agua. Sin embargo, esto debería ser analizado en futuros estudios para obtener ideas concluyentes. La comunidad de fitoplancton de la Laguna Negra estuvo dominada por diatomeas en todos los muestreos, mientras que solo en 2017 y 2019 se registraron cianobacterias. Es de destacar la dominancia de diatomeas del género *Aulacoseira*, estando siempre presente la especie *Aulacoseira granulata*. Esta especie es comúnmente dominante en sistemas de agua dulce, y se ha visto que domina principalmente en ambientes eutróficos, y por lo tanto se considera una especie indicadora para sistemas con estas características (Wang et al., 2009). Esto coincide con los resultados obtenidos en los índices de estado trófico, así como con los valores de PT, lo cual apoya la sugerencia de una tendencia hacia condiciones eutróficas. Durante varios muestreos se observó la red de filtración del agua con una coloración marrón intensa, típica de este tipo de diatomeas, indicando abundancias elevadas.

La comunidad fitoplanctónica estuvo representada en menor medida por otras variantes del género *Aulacoseira*, como *Aulacoseira angustissima*, y otra especie no identificada. Asimismo, la presencia de cianobacterias ocurrió en bajas abundancias, sin presencia de floraciones. La permanente resuspensión de sedimentos y la atenuación de la luz por las altas concentraciones de sólidos suspendidos podría controlar el crecimiento y la diversidad de especies de fitoplancton (Crisci et al., 2017). Sin embargo, la alta abundancia de fitoplancton también puede ser explicada por la resuspensión permanente de sedimentos y aportes externos, que generen un aporte de nutrientes, y, por lo tanto, favorezcan a esta comunidad (Dodds & Whiles, 2020). Si bien no se vió reflejado en

las muestras de fitoplancton y Clo-*a*, en verano de 2019 se observaron manchas verdes en sectores cercanos a la orilla de la laguna, que resultaron ser *Mycrocystis sp.* Asimismo, se registró también a la cianobacteria *Dolichospermum spiroides*, indicando el potencial que tiene el sistema para eventualmente desarrollar floraciones de cianobacterias si el estado trófico o eventualmente la temperatura del agua continuara aumentando (Jeppensen et al., 2012).

La comunidad de zooplancton presentó una alta variación en la abundancia de los distintos grupos, siendo los copépodos del orden Calanoida dominante en la mayoría de los muestreos, seguidos de los cladóceros y los nauplios de copépodos. La baja abundancia de rotíferos respecto a los grupos mencionados podría sugerir un control top-down de la comunidad de rotíferos, principalmente por copépodos. A su vez, esto se evidencia en la alta abundancia de fitoplancton, sumado a la baja palatabilidad, por tratarse de una comunidad dominada por diatomeas, lo que también podría sugerir una cadena principalmente heterotrófica, con una escasa abundancia de depredadores superiores como ser peces o macroinvertebrados bentónicos y baja herbivoría (Wetzel, 1981). Si bien el análisis taxonómico se realizó para un único muestreo, es importante destacar que se registró una riqueza de especies interesante y una composición de los grandes grupos no tan frecuente en relación a otras lagunas costeras de agua dulce, con el dominio de grupos como copépodos calanoides y cladóceros, que suelen tener abundancias relativas menores (Kruk et al., 2006). En estudios de pequeñas lagunas de agua dulce en la costa uruguaya, algunos autores han sugerido que el tamaño del zooplancton está relacionado con los SST, dominando organismos de mayor tamaño a mayores concentraciones de SST (Kruk et al., 2009). Esto podría explicar, en parte, la dominancia de grupos de tamaño mayor en la Laguna Negra, donde la predación es amortiguada por la alta turbidez y permanente resuspensión de sedimentos.

Es importante destacar que la Laguna Negra presentó una extremadamente baja abundancia de macroinvertebrados bentónicos, reducido a una sola especie de un gasterópodo de agua dulce (*Heleobia parchappii*) durante el período de muestreo, a diferencia de lo que ocurre en otras pequeñas lagunas de la costa de Uruguay, que frecuentemente presentan una importante abundancia de bentos (Clemente et al., 2018). Por otra parte, en las grandes lagunas salobres de Uruguay, Merhoff et al. (2013) plantea que la macrofauna bentónica se estructura en función de un conjunto de variables ambientales como sólidos suspendidos, materia orgánica del sedimento, profundidad, Clo-*a* sed y en menor medida biomasa de macrófitas (Rodríguez-Gallego et al., 2010). También juega un rol importante el gradiente vertical y horizontal de salinidad cuando las lagunas presentan una conexión periódica al océano. Para poder establecer ideas concluyentes de lo observado en este trabajo sería conveniente realizar un relevamiento del bentos en más puntos del sistema, así como en la zona litoral, ya que la conclusión sobre la comunidad bentónica se restringe a los puntos muestreados.

Los antecedentes limnológicos específicos de la Laguna Negra son escasos y se reducen a los informes de Pintos et al. (1991) y Forni & Scasso (2001) (Tabla 8). Estos autores encontraron en general valores similares de las variables analizadas en el presente trabajo, salvo algunas excepciones. La profundidad fue en promedio de 2.0 m durante este trabajo, mientras que Forni & Scasso (2001) registraron valores más altos (hasta 3.5 m). Sin embargo, los muestreos en ese estudio fueron realizados al norte de la laguna, cercano a las compuertas, lo cual relativiza la comparación. Los resultados de Disco de Secchi fueron similares a Pintos et al. (1991), mientras que en el caso de los nutrientes el PRS, PT y NID fueron menores que en este estudio (ver tabla 9 en el referido trabajo). En este sentido, sería interesante analizar los cambios del nivel trófico con estudios de paleolimnología. De igual forma, los resultados de turbidez de Forni & Scasso (2001) presentaron valores más bajos (valor mínimo de 70.3 NTU), inferiores a los encontrados en este trabajo (promedio de 246.9 NTU). Otros valores como la T, pH, OD y K mostraron valores relativamente similares a los del presente trabajo. Sin embargo, los valores de NO₃ y NH₄ obtenidos por Forni & Scasso (2001) presentaron valores promedio de 6165 y 512.5 µg L⁻¹, respectivamente. Estos últimos valores son un orden de magnitud mayor que los registrados en este trabajo y por Pintos et al. (1991) para NO₃ (348.5 y 151.6 µg L⁻¹, respectivamente) y NH₄ (71.4 y 69.3 µg L⁻¹,

respectivamente). Dado que no es esperable la ocurrencia de algún proceso en el sistema que resultara en valores tan altos de nitrato o amonio, la magnitud de la diferencia podría deberse a razones metodológicas. Sin embargo, dicho informe no presenta una descripción metodológica detallada.

Tabla 8. Comparación de resultados de las variables estudiadas en este trabajo en la Laguna Negra respecto a los antecedentes de Forni & Scasso (2001) para el norte, y de Pintos et al. (1991) para el sur de la laguna (en el último caso se muestran solo datos promedio).

Parámetro	Este estudio (2024)	Forni & Scasso (2001)	Pintos et al. (1991)**
Z (m)	2.0 ± 0.4	1.5 - 3.5*	2.9
DS (m)	0.2 ± 0.04	sd	0.3
T (°C)	24.4 ± 4.8	20.7 ± 3.3	19.0
K (µS cm ⁻¹)	180 ± 0.2	209.9 ± 13.9	166.0
pH	7.5 ± 0.3	7.7 ± 0.6	7.9
OD (mg L ⁻¹)	7.9 ± 0.5	9.0 ± 0.8	8.76
% OD	92.3 ± 7.5	sd	sd
Turbidez (NTU)	246.9 ± 96.9	243.1 ± 96.9	sd
Clo-a (µg L ⁻¹)	10 ± 6.4	sd	sd
SST (mg L ⁻¹)	128.4 ± 63.3	sd	207.0
MOS (mg L ⁻¹)	26.8 ± 16.7	sd	sd
PRS (µg L ⁻¹)	67.1 ± 108.6	sd	11.2
PT (µg L ⁻¹)	141 ± 145.3	sd	201.2
NT (µg L ⁻¹)	844.6 ± 223.2	sd	Sd
NH ₄ (µg L ⁻¹)	71.4 ± 85.7	512.5 ± 892.9	69.3
NO ₂ (µg L ⁻¹)	7.4 ± 4.9	sd	0.42
NO ₃ (µg L ⁻¹)	348.5 ± 71.1	6165.0 ± 1,731.8	151.6
NID (µg L ⁻¹)	443.9 ± 108.2	sd	221.3
Si (µg L ⁻¹)	5418.9 ± 2,390.9	sd	3332.0
Precip 15d (mm)	40.8 ± 39.8	sd	sd

* Rango de variación / sd: sin datos.

** Datos correspondientes a muestreos de los años 1985-1986.

Por último, los únicos antecedentes de carácter cualitativo sobre la comunidad planctónica de la Laguna Negra, son también los de Pintos et al. (1991), quienes indican que se identificaron grupos de fitoplancton como *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae* y *Euglenophyceae*, y se reportaron crustáceos planctónicos como copépodos (*Notodiaptomus* sp. y *Acanthocyclops robustus*) y cladóceros (*Bosmina huaronensis*, *Moina minuta*, *Ceriodaphnia dubia*, *Diaphanosoma fluviatile*, etc.). Las diferencias en la composición de los grupos de fitoplancton respecto a este trabajo podrían deberse al método de colecta, que en este estudio se realizó con red de 100 µm, y no con la típicamente empleada red de 25 µm, o muestra bruta fijada con lugol.

Conclusiones y perspectivas

Los resultados obtenidos de este trabajo dejan en evidencia que la Laguna Negra comprende un ecosistema particular en Uruguay y posiblemente a nivel mundial. Se trata de una laguna somera, aparentemente con una alta influencia de los bañados y humedales en la cuenca, que aportan

diferentes tipos de sedimentos de distinta granulometría y composición. Esto y otros factores como la escasa o nula vegetación de macrófitas, tanto emergentes como sumergidas en la zona pelágica, la influencia de los bañados, que aportan sedimentos muy finos, y la acción directa del viento y el oleaje (Søndergaard et al., 1992), podrían explicar la permanente turbidez que caracteriza al sistema. Sin embargo, debido a su extensa área y sus diferencias morfológicas con las otras lagunas costeras de Uruguay, lleva a pensar que no se trata únicamente de estos factores, sino que existirían otros componentes en sus aguas y/o sedimentos que le otorga turbidez permanente, y que no puede ser derivada de los datos de este trabajo. Si bien estas características explican en buena parte la turbidez del sistema, sería importante en estudios futuros caracterizar otros grupos mineralógicos presentes en el sedimento y en la columna de agua, para evaluar si existen otros componentes que contribuyan a explicar la permanencia de la turbidez en el sistema. Otra característica particular de esta laguna es la escasa o nula abundancia de macroinvertebrados bentónicos en los sitios muestreados, lo cual se podría atribuir a múltiples factores, pero que no parecen estar asociados a contaminantes.

Estos hallazgos y el vacío existente de información por escasez de investigaciones en la Laguna Negra, justifican la búsqueda y evaluación de los procesos que están detrás de dichas características particulares, además de tratarse de un ambiente relativamente distinto, en términos morfológicos y por su origen, a las demás lagunas costeras en Uruguay. Mientras la mayoría de lagunas costeras de la región se habrían originado a causa de la última transgresión glacio-eustática del Holoceno, hace uno 7,000 años A.P., hay autores que plantean que la Laguna Negra presenta un origen anterior, perdiendo su conexión al océano hace unos 120,000 años A.P. (Montaña & Bossi, 1995).

Los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que la Laguna Negra se encontraría en un proceso de eutrofización, debido principalmente a los valores observados de fósforo en la columna de agua, así como de MOS y la presencia de grupos de fitoplancton indicadores de eutrofización. Estas representan alertas sobre la posible evolución futura del sistema en un contexto de cambio climático y aumento de la temperatura y las precipitaciones, que han sido indicadas como factores que aumentan el riesgo de eutrofización, sumados a procesos de drenaje de humedales (Meerhof et al., 2022). Conocer el estado del ambiente y los factores de riesgo es relevante a la hora de diseñar las estrategias de gestión, ya que posiblemente los usos agrícolas de la cuenca constituyan el principal aporte del nutriente al ecosistema, como ocurre en muchos de los cuerpos de agua del país. La falta de un enfoque precautorio ha permitido alcanzar niveles de eutrofización de otras lagunas costeras, como la Laguna del Sauce (Steffen & Inda, 2010) o Laguna del Diario (Merhoff et al., 2013, Kruk et al., 2006), en las que tal vez se debió ser más restrictivos en la regulación de los usos de la cuenca y en la infraestructura vial o de regulación hidrológica, mientras se desarrollaban investigaciones que permitieran establecer con precisión las causas de la eutrofización.

Las medidas de gestión ambiental a tomar en la Laguna Negra se deberían soportar en dos pilares: investigación y regulación. En cuanto a la investigación, sería importante que los trabajos futuros se enfoquen más específicamente en los siguientes temas:

- a) descripción más detallada de la estructura de las comunidades biológicas, para entender la dominancia de ciertos grupos y la ausencia de otros (e.g. bentos y seguramente peces),
- b) un estudio espacialmente exhaustivo de la macrofauna bentónica y la vegetación en la zona litoral,
- c) análisis de la composición de las fracciones disuelta y particulada en el agua, para buscar posibles explicaciones a la permanente turbidez de esta laguna.
- d) descripción detallada de la distribución de sedimentos en la laguna y la variación de su composición y granulometría.
- e) estudio de los usos de la cuenca y la relación con la hipotética tendencia a la eutrofización observada en este trabajo.

- f) estudio del efecto de las modificaciones hidrológicas realizadas en la cuenca de la laguna en el proceso de eutrofización y de los efectos del manejo artificial del nivel de agua del sistema a nivel limnológico.
- g) estudios paleolimnológicos del estado trófico que permitieran entender este proceso en un lapso temporal más amplio y en un contexto de cambios geológicos y geomorfológicos.

Estos trabajos deberían abarcar un mayor número de estaciones de muestreo en el espejo de agua de la laguna, así como un muestreo al menos estacional, para poder estudiar la variación de la laguna a múltiples escalas espaciales y temporales, utilizando como base y/o antecedente este trabajo.

Por otra parte, las líneas de investigación para comprender mejor el funcionamiento de la laguna deberían contribuir a la mejora de las tecnologías productivas en la cuenca, la incorporación de buenas prácticas, entre otras, y de esta manera poder desarrollar un plan de gestión ambiental y territorial basados en la estructura y funcionamiento del sistema. Asimismo, debiera avanzarse sobre el desarrollo y aplicación de sistemas productivos sustentables que retengan las coberturas naturales y por tanto los servicios ecosistémicos de prevención y reducción de la eutrofización.

Para ser exitosas, las estrategias de regulación de usos en la cuenca de la Laguna Negra deberían estar alineadas con los principios de manejo ecosistémico. En primer lugar, es importante el anclaje en la legislación nacional, ya que, si bien no es suficiente, contar con un plan de manejo y zonificación inserto en la legislación vigente (SNAP, ley N° 17.234), que incluya los usos territoriales de la cuenca de la laguna, permitiría establecer ámbitos de administración y gestión presupuestal, imprescindibles para desarrollar la gestión ambiental de la laguna. En segundo lugar y no menos importante, el anclaje en la legislación departamental. La ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (LOTDS, ley N° 18.308) prevé la descentralización de la gestión territorial hacia el segundo nivel de gobierno (i.e. departamental). Varias lagunas costeras y sobre todo los espacios territoriales entre lagunas cuentan con Planes Locales y otros instrumentos de gestión territorial (e.g. Plan Local entre Lagunas). Por último, el mayor desafío de los instrumentos de regulación ambiental es lograr su sostenibilidad socioeconómica. La restricción en el uso de algunos agroquímicos, la obligatoriedad en la rotación de cultivos, los Planes de Uso del Suelo y el establecimiento de franjas de protección, entre otras medidas, podrían ser compensados con incentivos que contribuyan a su sostenibilidad y a la conservación de esta laguna.

7. BIBLIOGRAFÍA

Aizaki, M., O. Otsuki, M. Fukushima, M. Hosomi & Muraoka. 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verh. Internat. Verein Limnol.* Vol. 21, 675-681 pp.

Anthony, A., J. Atwood, P. August, C. Byron, S. Cobb, C. Foster, C. Fry, A. Gold, K. Hagos, L. Heffner, D. Q. Kellogg, K. Lellis-Dibble, J. J. Opaluch, C. Oviatt, A. Pfeiffer-Herbert, N. Rohr, L. Smith, T. Smythe, J. Swift, and N. Vinhateiro. 2009. Coastal lagoons and climate change: ecological and social ramifications in U.S. Atlantic and Gulf coast ecosystems. *Ecology and Society* 14(1): 8. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art8/>

APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA/AWWA/WPCF. Washington. 1268 pp.

Arocena R. 2016. Sedimentos. En: Arocena R. (Ed.). 2016. Principios y Métodos de Limnología: Ejemplos en Uruguay. DIRAC, Facultad de Ciencias, Udelar, Montevideo. 59-72 pp.

Arrigo, K.R. 2005. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*. Vol. 437, 349–355 pp.

- Bécares E., A. Conty, C. Rodríguez-Villafañe & S. Blanco. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de León. Ecosistemas Vol. 13(2), 2-12 pp.
- Bonilla S., D. Conde, L. Aubriot, L. Rodríguez-Gallego, C. Piccini, E. Meerhoff, L. Rodríguez-Graña, D. Calliari, P. Gómez, I. Machado & A. Britos. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. En: Menafrá R., Rodríguez-Gallego L. Scarabino F. & D. Conde (Eds.). 2006. Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. VIDA SILVESTRE URUGUAY, Montevideo. i-xiv 668 pp.
- Bonilla S., L. de León & A. Fabre. 2016. Fitoplancton. En: Arocena R. (Ed.). 2016. Principios y Métodos de Limnología: Ejemplos en Uruguay. DIRAC, Facultad de Ciencias, Udelar, Montevideo. 129-167 pp.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. Vol. 22, 361-369 pp.
- Carver, R.E. (Ed.). 1971. Procedures in Sedimentary Petrology. Wiley, New York.
- Chalar, G. & Clemente, J. 2005. Tasa de resuspensión de fósforo y sedimentos en un cuerpo de agua muy somero (Laguna de Rocha, Uruguay). 89-106 pp. En I. Vila y J. Pizarro (Eds.). 2005. Tercer Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. CYTED. Patagonia Impresores, Santiago, Chile. 215 pp.
- Clemente, J., A. Kroger, G. Goyenola, F. Teixeira-de-Mello, S. Maroni, C. Fosalba, C. Iglesias & N. Matteo. 2018. *Campsurus violaceus* (Ephemeroptera, Polymitarcyidae) in a subtropical reservoir: control factors and relationship with the macroinvertebrate community. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, Vol. 13(3), 241-253 pp.
- Conde D & L. Rodríguez-Gallego. 2002. Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay. 2002. Perfil Ambiental Del Uruguay. Nordan-Comunidad Montevideo. Sección Limnología, Facultad de Ciencias/UDELAR.
- Conde, D., L. Rodríguez-Gallego & L. Rodríguez-Graña. 2003. Análisis conceptual de las interacciones abióticas y biológicas entre el océano y las lagunas de la costa atlántica de Uruguay. Informe final PNUD/GEF/RLA/99/G31 (FREPLATA): Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Preservación de Hábitats.
- CONEAT. 2023. Descripción de Grupos de Suelos CO.N.E.A.T. Comisión Nacional de Estudio Agronómico de la Tierra. En: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tramites-y-servicios-coneat - El Índice de Productividad> (visitado el 18/04/2023).
- Crisci, C., R. Terra, J. P. Pacheco, B. Ghattas, M. Bidegain, G. Goyenola, J. J. Lagomarisno, G. Méndez & N. Mazzeo. 2017. Multi-model approach to predict phytoplankton biomass and composition dynamics in a eutrophic shallow lake governed by extreme meteorological events. Ecological Modelling. Vol. 360, 80-93 pp.
- De Vicente I., V. Amores & L. Cruz-Pizarro. 2006. Instability of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interaction?. Asociación Española de Limnología, Madrid. Spain. The ecology of the Iberian inland waters: Homage to Ramon Margalef. ISSN: 0213-8409. Vol. 25(1-2), 253-270 pp.
- Del Puerto, L., H. Inda, & F. García-Rodríguez. 2008. Middle and late holocene paleoenvironmental reconstruction in the basin of Laguna Negra: evidences from bio siliceous remains. 2008. BAR International Series S1870, Cap.11, 119-129 pp.
- DINACEA, OSE, DINARA, IDR, CURE. 2021. Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios. Informe Técnico. MMA-DINACEA. Montevideo. 200 pp.
- Dodds, W. K. & M. R. Whiles. 2019. Freshwater ecology: Concepts and environmental applications of limnology. Academic Press (Eds.), 3ª edición. 998 pp.
- Duck, R.W., J.F. da Silva. 2012. Coastal lagoons and their evolution: A hydromorphological perspective. Estuarine Coastal and Shelf Science, Vol. 110, 2-14 pp.
- Fabián D. 2016. Zooplancton. En: Arocena R. (Ed.) 2016. Principios y Métodos de Limnología: Ejemplos en Uruguay. DIRAC, Facultad de Ciencias, Udelar, Montevideo. 219-237 pp.

- Folk, R. L. & W. C. Ward. 1957. Brazos River bar (Texas); a study in the significance of grain size parameters, *J. Sediment.* Vol. 27(1), 3-26 pp.
- Forni F. & Scasso F. 2001. Calidad del Agua en el Departamento de Rocha. Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este, PROBIDES.
- Gabriel Alfonso, R.P. & J.J. Ramírez Restrepo. 2008. Fundamentos de Limnología Neotropical. 2^{da} ed. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.
- Gavin, A. L., Nelson, S. J., Klemmer, A. J., Fernandez, I. J., Strock, K. E., & McDowell, W. H. 2018. Acidification and climate linkages to increased dissolved organic carbon in high-elevation lakes. *Water Resources Research*, Vol. 54, 5376-5393 pp.
- Giovanardi, F. & Vollenweider, R. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Limnology*, Vol. 63 (2), 199-218 pp.
- Gray J. S. & M. Elliott. 2009. Ecology of marine sediments: science to management. Oxford University Press, Oxford.
- Guidobono B. 2015. Aproximación a la valoración de los servicios ecosistémicos de los humedales de la Laguna Negra (Laguna Negra, Rocha. Uruguay). Tesis de grado en Biología, Universidad de la República (Uruguay), Facultad de Ciencias.
- Hatchinson G. E. 1975. Treatise on Limnology: Geography, Physics and Chemistry V1. Jhon Wiley & Sons Inc.
- Jensen H. S. & A. Frede O. 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*. Vol. 37 (3), 577 – 588 pp.
- Jeppesen, E., Mehner, T., Winfield, IJ *et al.* 2012. Impactos del calentamiento climático en la dinámica a largo plazo de especies clave de peces en 24 lagos europeos. *Hydrobiologia* Vol. 694, 1–39 pp.
- Jespersen, A.M. & Christoffersen, K. 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv für Hydrobiologie*. Vol. 109, 445-454 pp.
- Knopper, B. (1994) Aquatic primary production in coastal lagoons. En: Kjerfve B (Ed.) Coastal Lagoon Processes. Elsevier, London, 243-286 pp.
- Koroleff, F. 1970. Revised version of direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. *Int. Con. Explor. Sea C.M. 1969/C9*. ICES, Information of techniques and methods for sea water analysis. Interlab. Rep. Vol. 3, 19-22 pp.
- Kruk C., L. Rodríguez-Gallego, M Meerhoff, F Quintans, G Lacerot, N Mazzeo, F Scasso, J C Paggi, E Peeters & M Scheffer. 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). *Freshwater Biology*. Vol; 54, 2628–2641
- Kruk, C., C. Piccini, A. Segura, L. Nogueira, C. Carballo, G. Martínez de la Escalera, D. Calliari, G. Ferrari, M. Simoens, J. Cea, I. Alcántara, P. Vico & D. Miguez. 2015. Herramientas para el monitoreo y sistema de alerta de floraciones de cianobacterias nocivas: Río Uruguay y Río de la Plata. *INNOTEC*, Vol.10: 23-39 pp.
- Kruk, C., L. Rodríguez-Gallego, F. Quintans, G. Lacerot, F. Scasso, N. Mazzeo, M. Meerhoff & J. C. Paggi. Biodiversidad y calidad de agua de 18 pequeñas lagunas de la costa sureste de Uruguay. En: Menafrá R., Rodríguez-Gallego L. Scarabino F. & D. Conde (Eds.). 2006. Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. *VIDA SILVESTRE URUGUAY*, Montevideo. i-xiv 668 pp.
- Lampert, W. & U. Sommer. 2007. *Limnoecology*. Oxford University Press, Second Edition.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* Vol. 12, 343-346 pp.
- Mackereth FJH, J. Heron & J.F. Talling. 1989. Water analysis. *Sci. Publ. 36 Freshwater Biological Association*. Ferry House. 121 pp.

- Mann, K. H. 1982. Ecology of coastal waters. A systems approach. Blackwell Scientific publications. Oxford. 322 pp.
- Mazzeo, N., A. Rodríguez, H. Fort & M. Scheffer. 2010. Eutrofización de lagos o reservorios poco profundos. En; Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Steffen M. & Inda H. (Eds.). 19-29 pp.
- McSweeney, S.L., D.M Kennedy, ID Rutherford & JC Stout. 2017. Intermittently Closed/Open Lakes and Lagoons: Their global distribution and boundary conditions. *Geomorphology*: Vol. 292. 142-152 pp.
- Medina-Gómez, I. & J. Herrera-Silveira. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Vol. 58, 455-465 pp.
- Meerhoff E., L. Rodríguez-Gallego, L. Giménez, P. Muniz, D. Conde. 2013. Spatial patterns of macrofaunal community structure in coastal lagoons of Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 492, 97-110pp. doi: 10.3354/meps10472.
- Meerhoff, M. & M. de los Ángeles Gonzáles-Sagrario. 2021. Habitat complexity in shallow lakes and ponds: importance, threats, and potential for restoration. *Hydrobiologia*, Vol. 849: 3737-3760.
- Meerhoff, M., & Mazzeo, N. 2004. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica: . *Ecosistemas*, Vol. 13 (2). Recuperado a partir de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/209>.
- Montaña, J. R. & J. Bossi. 1995. Geomorfología de los humedales de la Cuenca de la Laguna Merín en el departamento de Rocha. Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable (PROBIDES) – Cátedra de Geología, Facultad de Agronomía, Montevideo, Uruguay, 98 p.
- Morales, B., & Chávez, G. 2010. Estimación de la carga de nutrientes procedentes de la cuenca de drenaje superficial del río Tepenaguasapa. *Nexo revista científica*. Vol. 23, 18-26 pp.
- Müller, R & O Weidemann. 1955. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. *Von Wasser* 22: 247 p.
- Mullin, J. B. & J. P. Riley. 1955. The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special references to sea water. *Anel. Chim. Acta*. Vol. 12, 162-170 pp.
- OAN. 2024. Capa Land Cover Classification System (LCCS), FAO, 2015. Observatorio Ambiental Nacional, Ministerio de Ambiente (<https://www.ambiente.gub.uy/visualizador>).
- Phleger, FB. 1969. Some general features of coastal lagoons. *Mem. Simp. Inter. Lagunas costeras*, Mexico, 5-26 pp.
- Pintos, W., D. Conde, R. Sommaruga & R. de León. 1991. Características limnológicas de las lagunas de Rocha y Negra. L 91/01/II Sección Limnología - FHC (UdelaR), Montevideo-Uruguay, 29 pp.
- Preciozzi-Porta, F., J. Sportuno-Pioppo, W Heinzen-Marziotto & P. Rossi-Kempa. 1985. Carta Geológica del Uruguay a Escala 1:500.000.
- Quinlan R, Filazzola A, Mahdiyan O, Shuvo A, Blaggrave K, Ewins C, Moslenko L, Gray D, O'Reilly C & Sharma S. 2021. Relationships of total phosphorus and chlorophyll in lakes worldwide. *Limnol. Oceanogr*. Vol. 66, 392–404 pp.
- Redfield, Alfred Clarence. 1934. "On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton." James Johnstone memorial volume (1934). 176-192 pp.
- Rodríguez-Gallego L, M. Achkar, O. Defeo, L. Vidal, E. Meerhoff and D. Conde. 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine Coastal and Shelf Science* Vol. 188. 116-126 pp.
- Rodríguez-Gallego, L. 2010. Eutrofización de las lagunas costera de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. Tesis de doctorado, PEDECIBA, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.
- RStudio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio. PBC, Boston, MA. URL: <http://www.rstudio.com/>.

- Santana, O. & G. Fabiano. 1999. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras del litoral atlántico del Uruguay (Lagunas José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos). Plan de Investigación Pesquera INAPE-PNUD URU/92/003. 33-38 pp.
- Santos, I. R., P. Baisch, G. T. N. P. Lima & E. V. Silva-Filho. 2004. Nutrients in surface sediments of Mirim lagoon, Brazil- Uruguay border. *Acta Limnol. Bras.* Vol. 16 (1), 85-94 pp.
- Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology. Series 22. Chapman & Hall, London.
- Segura, A. M., Piccini, C., Nogueira, L., Alcántara, I., Calliari, D., & Kruk, C. 2017. Increased sampled volume improves *Microcystis aeruginosa* complex (MAC) colonies detection and prediction using Random Forests. *Ecological Indicators* Vol. 79, 347–354 pp.
- Smith V. H., G. D. Tilman, J. C. Nekola. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, Vol. 100, 179-196 pp.
- Søndergaard, M., P. Kristensen & E. Jeppesen. 1992. Liberación de fósforo de sedimentos resuspendidos en el lago Arresø, Dinamarca, poco profundo y expuesto al viento. *Hidrobiología*, Vol. 228, 91–99 pp.
- Sterner, R.W. & J.J. Elser. 2002. Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere. Princeton University Press, Princeton, 464 pp.
- Strickland J. & T.R. Parsons. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fish. Res. Bd. Can. Bull. 167-310 pp.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 1998. A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* Vol. 18, 93-138 pp.
- Thronsdén J (1978) Preservation and storage. En: Sournia A (ed) Phytoplankton Manual. UNESCO Monographic Oceanography Method Vol. 6, 69-74 pp.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* Vol. 9:1-38 pp.
- Valderrama J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* Vol. 10, 109-122 pp.
- Valdez-Holguín, J.E. 1994. Daily variations of temperature, salinity, dissolved oxygen and chlorophyll a, in a hypersaline lagoon of the Gulf of California. *Ciencias Marinas*, Vol. 20 (2), 123-137 pp.
- Venrick, E.L. 1978. How many cells to count? In: A. Sournia (ed) Phytoplankton manual. UNESCO. Monographs on Oceanographic Methodology Vol. 6, 167-18 pp.
- Vidal L., L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, W. Martínez López & S. Bonilla. 2007. Biomass of autotrophic picoplankton in subtropical coastal lagoons: Is it relevant?. *Asociación Iberoamericana de Limnología*, Madrid. *Limnetica*, Vol. 26 (2), 441-452 pp.
- Villafañe, V.E & F.M Reid. 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación de fitoplancton. In: K. Alveal, M. Ferrario, E. Oliveira & E. Sar (Eds.) *Manual de Métodos Ficológicos*. Universidad de Concepción, Chile. 169-185 pp.
- Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari & A. Rinaldi. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*. Vol. 9, 329-357 pp.
- Wang, C., X. Li, Z. Lai, X. Tan, S. Pang & W. Yang. 2009. Seasonal variations of *Aulacoseira granulata* population abundance in the Pearl River Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol. 85, 585-592 pp.
- Wetzel, R. G. 1981. *Limnology: Lake and river ecosystem*. Academic Press (Eds.), 1ª edición. xvi, 1006 pp.
- Zunino J. 2018. Lagunas someras como ecosistemas centinelas de la viabilidad climática: Respuesta de las comunidades fitoplanctónicas. Tesis de Doctor en Biología, Universidad Nacional del Sur.