

Estudio de un nuevo estanque artificial construido en un área protegida del conurbano bonaerense (Reserva Natural Urbana “El Corredor”): evolución de sus características limnológicas desde sus inicios.

Memoria de Licenciatura en Ecología; orientación gestión de los recursos naturales



Jonathan Bulbo

Directora: Dra. Luz Allende

Co-Directora: Dra. María Soledad Fontanarrosa

Marzo 2023

Tabla de contenido

ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS	2
1.0 RESÚMEN	3
2.0 AGRADECIMIENTOS	4
3.0 INTRODUCCIÓN	5
3.1 OBJETIVOS DE ESTUDIO	7
3.1.1 GENERAL	7
3.1.2 ESPECÍFICOS	8
3.2 HIPÓTESIS	8
4.0 MARCO CONCEPTUAL Y ANTECEDENTES	9
4.1 LA URBANIZACIÓN Y SU IMPACTO SOBRE EL ECOSISTEMA	9
4.2 LEGISLACIÓN DE ÁREAS PROTEGIDAS	11
4.3 LOS CUERPOS DE AGUA Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	12
4.4 LOS CUERPOS DE AGUA Y SU PROBLEMÁTICA EN AMBIENTES URBANOS	15
4.5 LOS CUERPOS DE AGUA Y SU VALOR EDUCATIVO	19
5.0 ÁREA DE ESTUDIO	20
5.1 UBICACIÓN GEOGRÁFICA Y CARACTERÍSTICAS GENERALES	20
5.1.1 EL CLIMA	22
5.1.2 LAS PRECIPITACIONES	22
5.1.3 EL SUELO	22
5.2 DE BASURAL A RESERVA URBANA	23
5.3 CARACTERIZACIÓN DEL CUERPO DE AGUA DE LA RESERVA	26
6.0 MATERIALES Y MÉTODOS	26
6.1 METODOLOGÍA DE CAMPO	26
6.2 METODOLOGÍA DE LABORATORIO	27
6.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	28
7.0 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
7.1 CARACTERÍSTICAS DEL AGUA UTILIZADA PARA EL LLENADO DEL ESTANQUE	31
7.2 ANÁLISIS DE LA DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE VARIABLES LIMNOLÓGICAS	31
7.2.1 VARIACIÓN DE LAS CONDICIONES LIMNOLÓGICAS EN CADA UNO DE LOS SITIOS	31
7.2.2 VARIACIÓN MENSUAL DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS EN EL ESTANQUE	33
7.2.3 ANÁLISIS INTEGRAL DE LAS CONDICIONES LIMNOLÓGICAS EN EL ESTANQUE	41
7.3 VARIACIÓN TEMPORAL DE INDICADORES DE EUTROFIZACIÓN	44
7.3.1 LA TRANSPARENCIA SEGÚN EL DISCO DE SECCHI EN EL ESTANQUE	44
7.3.2 VARIACIÓN MENSUAL EN LAS CONCENTRACIONES DE CLOROFILA A EN EL ESTANQUE	44
7.3.3 CAMBIOS TEMPORALES EN LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DEL ESTANQUE	46
7.4 RECOMENDACIONES COMPARTIDAS CON LOS AGENTES RESPONSABLES DE LA GESTIÓN DEL ESTANQUE	48
8.0 CONCLUSIONES	49
9.0 VINCULACIÓN A PROYECTOS	50
10.0 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
11.0 ANEXOS	61

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

Figura 1 – Área de estudio (**pág. 20**)

Figura 2 – Ecorregión Pampa - Ecorregiones y complejos ecosistémicos de Argentina (2012) (**pág. 21**)

Figura 3 - Imagen satelital del área de emplazamiento de la actual Reserva Natural Urbana ‘El Corredor’ (**pág. 24**)

Figura 4 - Fotografías de la evolución de la laguna de la Reserva Natural Urbana ‘El Corredor’ (**pág. 29**)

Figura 5 – Variación temporal de los parámetros físicos y químicos en el estanque. (**pág. 34**)

Figura 6 - Variación temporal de las concentraciones de nutrientes medidas en el estanque (**pág. 38**)

Figura 7 - Análisis de componentes principales (**pág. 42**)

Figura 8 - Variación temporal de la concentración de clorofila a fitoplanctónica en el estanque (**pág. 45**)

TABLAS

Tabla 1 - Categorías Tróficas propuestas para cuerpos de agua dulce por OCDE (1982) (**pág. 17**)

Tabla 2 – Observaciones realizadas durante los muestreos y descripción de actividades de manejo realizadas en el estanque por el cuerpo de guardaparques de la reserva (**pág. 30**)

Tabla 3 – Estadística descriptiva de las variables limnológicas analizadas (**pág. 32**)

Tabla 4 – Características de estado trófico según OCDE (**pág. 47**)

1.0 RESUMEN

El objetivo general es caracterizar limnológicamente un nuevo estanque artificial (Reserva Natural Urbana “El Corredor”, San Miguel, Buenos Aires (Argentina) desde su construcción, durante un periodo aproximadamente anual (junio 2019-marzo 2020), y al cabo de tres años desde su construcción (febrero 2022). Se realizaron muestreos mensuales en tres sitios litorales. Se midieron in situ pH, temperatura del agua, conductividad y concentración de oxígeno disuelto (OD). Se estimó la concentración de fósforo reactivo soluble (FRS), nitratos+nitritos (N-NO₂-+NO₃-), fósforo y nitrógeno total (FT, NT), sólidos en suspensión (SS) y clorofila a fitoplanctónica (Cl a). Inicialmente, se analizó el agua de llenado.

Las características del agua de llenado y del estanque fueron similares. La conductividad (1298 - 1807 $\mu\text{S cm}^{-1}$) y el pH (8,27 - 9,79) se mantuvieron relativamente constantes. Los nutrientes disueltos no mostraron un patrón temporal (FRS (0,03 - 0,34 mg l^{-1}); N-NO₂-+NO₃- (0,01 - 0,05 mg l^{-1})). El OD (16,31-2,18 mg l^{-1}) disminuyó en el tiempo mientras que NT (0,07-18,08 mg l^{-1}), SS (1,20-37,56 mg l^{-1}) y Cl a (0,37-50,77 $\mu\text{g l}^{-1}$) tendieron a aumentar. El estanque presentó desde sus inicios características hipertróficas considerando FT (>0,1 mg l^{-1}). Al considerar la Cl a, el estanque presentó generalmente condiciones ultraoligotróficas ($\leq 1,00 \mu\text{g L}^{-1}$) al inicio y evolucionó hacia un estado hipertrófico ($\geq 25,00 \mu\text{g L}^{-1}$).

El agua de llenado influyó en las condiciones iniciales del estanque. Cabe destacar la disminución en OD y el incremento en el estado trófico del ecosistema en tan sólo tres años. La rapidez en este proceso evidencia la importancia del monitoreo ambiental/limnológico de pequeños estanques para prevenir su deterioro en el tiempo.

2.0 AGRADECIMIENTOS

A mi familia por brindarme las herramientas necesarias para permitirme la toma de decisiones respecto al camino de mi vida.

A Mae, mi compañera de ruta, por cuidarme, aguantarme y comprenderme en cada paso, estando siempre cuando más la necesite.

A Morgan por su presencia en cada etapa de estudio, siempre cerca, firme brindándome todo su cariño a cada momento.

A los mismos de siempre, mis amigos de la vida que me acompañan en cada paso e ideas de mi vida.

A la naturaleza por su inmensidad y belleza, marcándome el camino de mis estudios.

A la universidad pública, por brindarme educación de calidad de forma gratuita.

A todos los docentes que compartieron sus conocimientos con dedicación, con la intención de formarnos como profesionales.

A Luz y Sole, por su calidad tanto profesional como humana, gracias por su guía, confianza y paciencia.

Al equipo de trabajo de lagunas, principalmente a Lore, Luli, Lui y a la Colo por compartir sus conocimientos y aportar alegría en el cierre de esta etapa.

A cada uno de mis amigos y compañeros de estudio que atravesaron mi camino e hicieron que este viaje sea aún más placentero.

3.0 INTRODUCCIÓN

El ser humano, en su evolución, se ha adaptado a todos los biomas terrestres, transformándolos, interfiriendo en la capacidad de resiliencia de los sistemas (Morello y Pengue, 2000). El crecimiento exponencial demográfico amenaza con superar la capacidad de carga del planeta y sus recursos a causa de las actividades humanas (Richard, 2009). Actualmente más de la mitad de la población vive en áreas urbanas y se proyecta que un tercio de la misma lo hará para el 2050 (ONU, 2019). El aumento del cambio en el uso del suelo mediante transformaciones de áreas naturales por la expansión de la mancha urbana y agrícola, representan la principal amenaza en la reducción de biodiversidad del mundo para el próximo siglo (Hassall, 2014). Este aumento de la degradación ambiental influye en la calidad de vida de las personas y amenaza de manera marcada los recursos naturales del planeta (Pengue y Fal, 2020). Por esta razón, se implementan reservas naturales urbanas con el objetivo de conservar espacios naturales o seminaturales, que prestan servicios ecosistémicos de importante valor ecológico y cultural a nivel local (Uso, 2014).

Los cuerpos de agua dulce forman parte del paisaje urbano y pueden proporcionar beneficios ecosistémicos a la sociedad (Hassall, 2014; Oertli y Parris, 2019; Smith et al., 2021). La cantidad y la calidad del agua se encuentran influenciadas por diferentes variables ambientales como el clima, la topografía y la geología, así como por la gestión y el uso del suelo entre otras alteraciones antrópicas (Grizzetti et al., 2016). En estanques y lagunas urbanas, el efecto de estas perturbaciones puede ser significativo por las características propias que estos cuerpos poseen al ser más pequeños, poco profundos y de aguas estancadas a diferencia de otros cuerpos de agua de mayores dimensiones (Downing, 2010; Zamora-Marín et al., 2021). Entre las problemáticas más relevantes a nivel mundial se encuentra la eutrofización de las aguas superficiales (Waajen et al., 2014). Este proceso es causado por el incremento de la carga de

nutrientes que impacta negativamente en la calidad de agua de estos ambientes (Allende et al., 2019; Oliver et al., 2019; Hamdhani et al., 2020), y en la integridad ecológica, e induce la disminución de la biodiversidad acuática y la desaparición de la vegetación sumergida (Guo et al., 2014; Olguín et al., 2017). En condiciones aún más críticas, promueven condiciones hipertróficas que dan como resultado floraciones de cianobacterias nocivas, que pueden conducir a la hipoxia en el sistema e incluso generar toxinas que puedan afectar la salud humana (Olguin et al., 2017; Waajen et al., 2014). Investigaciones realizadas en diferentes lagunas urbanas de la Provincia de Buenos Aires considerando parámetros físicos, químicos y biológicos determinaron que varios cuerpos de agua presentan condiciones eutróficas (Geraldí, 2009; Rodríguez-Flores, 2017; Allende et al., 2019; Barraza, 2019). Estas condiciones se ven favorecidas por su morfometría y por las altas concentraciones tanto de materia orgánica como de nutrientes, que reciben de manera alóctona. El incremento de estas concentraciones derivan principalmente de la actividad antrópica y generan un incremento en el estado trófico.

Los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más amenazados del mundo, a pesar de la gran biodiversidad que albergan y los múltiples servicios ecosistémicos que brindan (MEA, 2013). Estudios recientes establecen que, a nivel regional, las lagunas y estanques artificiales podrían albergar un 50% de las especies si se comparan con los ambientes acuáticos naturales (Zamora-Marín et al., 2021). Sin embargo, estos ecosistemas están desapareciendo gradualmente principalmente por acciones antrópicas, por lo cual se proyecta una reducción de la biodiversidad en estos ambientes (Pereira, 2010). Es por este motivo, que se destaca la importancia de promover la preservación y creación de estanques urbanos, que aporten a la conservación de la biodiversidad a escala regional, y de realizar estudios que favorezcan la eficiencia de su gestión en el tiempo (Lemmens et al., 2013; Oertli, 2018; Briggs et al., 2019). En este sentido, se puede apreciar la escasa información científica en lo que refiere a los estudios de estos pequeños cuerpos de agua dulce, en relación otros más grandes como ríos, arroyos o

lagos (Downing et al., 2006; Hassall, 2014; Oertli y Parris, 2019), más aún al considerar estudios que comiencen desde su construcción y llenado (estado inicial seco). Esta información es necesaria a fin de establecer medidas de acción tempranas para la mitigación del impacto negativo sobre sus aguas (Goyenola y Urtado, 2020), y contribuirá a determinar marcos legislativos para su protección y preservación (EPCN, 2008; Hassall, 2014). Asimismo, permitirá evaluar los servicios ecosistémicos que estos brindan para el bienestar de la humanidad (Grizzetti et al., 2016) que permitan reemplazar y/o complementar aquellos provistos por los cuerpos de agua naturales (Deacon et al., 2018; Oertli, 2018). Es por este motivo que en este trabajo se estudiará el estanque artificial de la Reserva Natural Urbana “El Corredor” (San Miguel, Provincia de Buenos Aires), partiendo desde un estado seco (construcción) y durante su llenado durante un período aproximadamente anual (junio 2019-marzo 2020), y luego de tres años desde su construcción (febrero 2022).

3.1. OBJETIVOS DE ESTUDIO

3.1.1 OBJETIVO GENERAL

El presente trabajo tiene como objetivo general realizar la primera caracterización limnológica de un nuevo estanque artificial ubicado en una reserva ecológica (Reserva Natural Urbana “El Corredor”, San Miguel) desde su construcción y conforme se va llenando en un período aproximadamente anual, y evaluar su evolución al cabo de tres años desde su construcción. Se

orienta a obtener información de base para su posterior gestión, y que también pueda ser considerada para otros cuerpos de aguas someros de similares características.

3.1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

1. Analizar características limnológicas del agua utilizada para la carga del estanque artificial de la Reserva Natural Urbana “El Corredor” en el período inicial del llenado.
2. Analizar variaciones de parámetros limnológicos en diferentes sitios del estanque desde su formación, durante un período aproximadamente anual, y al cabo de tres años desde su construcción.
3. Analizar la variación temporal de indicadores de eutrofización en el estanque durante el período de estudio.
4. Transferir la información obtenida a los responsables de la gestión de este cuerpo de agua.

3.2 HIPÓTESIS

- Los valores de los parámetros limnológicos estudiados muestran una variación espacial (entre diversos sitios del estanque) en los distintos meses de muestreo.
- Los valores de los parámetros limnológicos estudiados muestran una variación temporal desde el llenado del estanque, durante un período aproximadamente anual y luego de tres años desde su construcción.
- El estado trófico del estanque cambia desde sus inicios y conforme se va llenando durante un período aproximadamente anual y luego de tres años desde su construcción.

4.0 MARCO CONCEPTUAL Y ANTECEDENTES

4.1 LA URBANIZACION Y SU IMPACTO SOBRE EL ECOSISTEMA

Los **ecosistemas** son sistemas complejos interrelacionados y constituidos por un componente biótico, o comunidad biológica, y un componente abiótico, o conjunto de factores físicos y químicos que varían en espacio y tiempo (Martínez-Yrizar et al., 2010). Todos los organismos que habitan en este planeta tienen la capacidad de modificar el ambiente, sólo por el hecho de encontrarse vivos e interactuar con un medio; esta capacidad varía a gran escala según cada especie, dependiendo de múltiples factores como su tamaño, distribución, abundancia, tasa de reproducción y metabolismo, entre otros (Maass, 2003). Sin embargo, desde sus orígenes, el hombre ha tenido la capacidad de transformar su ambiente a escalas mucho más elevadas que cualquier otro organismo. A lo largo de la historia, el ser humano ha utilizado los ecosistemas naturales para obtener beneficios personales mediante las transformaciones de materiales y de energía generando numerosos bienes y servicios para su bienestar (Gómez-Baggethun & Groot, 2007). Muchos de estos beneficios son obtenidos de manera indirecta a través del mercado, mientras que otros son consumidos y disfrutados de forma directa y gratuita, como por ejemplo el uso del agua con distintos fines. En este sentido, se aprecia la dependencia humana del capital natural al tomar todo lo necesario de la naturaleza para poder vivir y desarrollarse (Grizzetti et al., 2016).

La conversión de áreas naturales para beneficio de la sociedad puede generar gran impacto ambiental en la pérdida paisajística y de hábitats naturales a causa principalmente de la impermeabilización de los suelos por la expansión de la mancha urbana, junto a el cambio de uso de suelo para el desarrollo industrial, la agricultura intensiva, entre otros (Morello et. al., 2012; Hassall, 2014; Francis et al. 2016). En particular, el proceso global de **urbanización** es

caracterizado por el constante aumento demográfico y la migración de personas desde las zonas rurales (Guevara Sada, 2013) para la conformación de centros urbanos en los cuales los seres humanos desarrollan sus principales actividades a costas del incremento del impacto en el ambiente (Maass, 2003). Durante el siglo XX, este crecimiento se ha acelerado, principalmente por el incremento del número de individuos y su creciente demanda de recursos. En consecuencia, esta situación trae consigo la pérdida de espacios naturales junto a la biodiversidad que la rodea (Telleria, 2013; Hassall, 2014) convirtiéndose en un motivo de preocupación en la biología de la conservación, principalmente debido a las transformaciones del nicho ecológico de los organismos y el aumento de la vulnerabilidad de las especies incrementando la fragilidad de los ecosistemas (Morello y Pengue, 2000). En el ámbito urbano, la fragmentación de los hábitats también representa unas de las principales amenazas para la biodiversidad, sumadas a los efluentes industriales y urbanos que deterioran la calidad de los ecosistemas (WWF, 2010). Georgiou et al. (2021) sostienen que este marcado incremento de la población urbana a nivel mundial ha producido serios problemas ambientales, sociales y sanitarios, por lo tanto, es de suma importancia crear entornos urbanos sostenibles y saludables, que promuevan el bienestar mental y físico de la población.

Como se ha expuesto anteriormente, la necesidad antrópica por satisfacer sus necesidades impacta negativamente sobre los espacios verdes en áreas urbanizadas. Debido a esto, y en contrapartida, se implementan áreas de conservación municipal o reservas naturales en diversas ciudades, definidas como *“espacios naturales o modificados con importantes valores ambientales y culturales de interés municipal, establecidas bajo el marco legal del sistema nacional y provincial de áreas protegidas y políticas ambientales municipales”* (GTZ, 2010; Uso, 2014). Con el objetivo de mitigar el proceso de degradación ambiental y conservar el ecosistema de una región urbanizada en particular, las reservas ecológicas urbanas se ubican en

el centro o en zonas aledañas a las ciudades y brindan oportunidades para la investigación, la educación ambiental y la recreación (Richard, 2009).

4.2 LEGISLACIÓN DE AREAS PROTEGIDAS

Según la Ley 12.704/01 de la Provincia de Buenos Aires “**Paisaje Protegido de Interés Provincial**” o “Espacio Verde de Interés Provincial” declara la necesidad de proteger determinadas áreas y regula las condiciones para hacerlo. La ley define paisaje protegido como “...*aquellos ambientes naturales o antropizados con valor escénico, científico, sociocultural, ecológico u otros conformados por especies nativas y/o exóticas de la flora y la fauna, o recursos ambientales a ser protegidos.*” También establece que dichos ambientes “...*deberán poseer una extensión y funcionalidad tal que resulten lo suficientemente abarcativos como para que en ellos se desarrollen los procesos naturales o artificiales que aseguren la interacción armónica entre el hombre y el ambiente.*” Por otro lado, considera “**Espacio Verde de Interés Provincial**” como “...*aquellas áreas urbanas o periurbanas que constituyen espacios abiertos, forestados o no, con fines ambientales, educativos, recreativos, urbanísticos y/o ecoturísticos.*”

Según el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS, actualmente Ministerio de Ambiente), las reservas urbanas buscan representar los ecosistemas típicos de cada región, preservando su biodiversidad que se ve amenazada por diferentes causas, encontrando un refugio próspero para vivir y desarrollarse (OPDS, 2020). Tienen como objetivos mantener y restaurar los servicios ecosistémicos de cada sector, que aseguren la reproducción y la preservación de los ambientes naturales mediante la ejecución de políticas ambientales según las necesidades sociales, culturales y económicas de la sociedad en la que se quiera instaurar, mejorando tanto la calidad del territorio, como la de sus habitantes.

La Ley 10.907 de régimen de reservas naturales de la Provincia de Buenos Aires en el artículo 1° declara a las “**reservas naturales**” a “... *aquellas áreas de la superficie y/o del subsuelo terrestre y/o cuerpos de agua existentes en la Provincia que, por razones de interés general, especialmente de orden científico, económico, estético o educativo deban sustraerse de la libre intervención humana a fin de asegurar la existencia a perpetuidad de uno o más elementos naturales o la naturaleza en su conjunto, por lo cual se declara de interés público su protección y conservación.*” Según Halffter Salas (2002) las reservas deben cumplir con 3 funciones complementarias. La función de conservación, la función del desarrollo y la de apoyo logístico (biodiversidad en reservas). La función de conservación busca la preservación de los recursos genéticos, las especies, los ecosistemas y los paisajes. La función de desarrollo busca promover el bienestar humano. La función de apoyo logístico se encuentra destinada a la implementación de actividades de investigación, de educación, de formación y de observación permanente según los intereses políticos destinados a la conservación y el desarrollo sustentable.

4.3 LOS CUERPOS DE AGUA Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Según la definición del artículo 1.1 de la Convención RAMSAR, los humedales son “*las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros*” (RAMSAR, 2023). Antiguamente el término “humedal” hacía referencia a lugares insalubres y poco productivos para la agricultura (Cid, 2005). Recién a mediados de la década del 70, y debido a estudios realizados por especialistas, estos espacios tomaron relevancia por sus características y por los servicios que brindan a la comunidad, generando una corriente para la preservación de estos espacios. En este aspecto surge el convenio RAMSAR con el objetivo de establecer políticas ambientales para la conservación y

protección de estos espacios naturales junto a la implementación de la educación ambiental (Cid, 2005).

Recientemente, Richardson y colaboradores (2022), realizaron un trabajo de revisión que incluyó cuerpos de agua del mundo de diferentes tamaños y características. En este trabajo los autores proponen una definición funcional de los estanques que los distinguen de los humedales, lagos y lagunas. En tal sentido, proponen una definición para estanques e indican que son cuerpos de agua pequeños y poco profundos, naturales o artificiales, permanente o temporales, con una superficie máxima de 5 ha., una profundidad máxima de 5 metros y una cobertura vegetal emergente < 30%. Bajo este contexto, el presente trabajo de tesis se centra en un estanque urbano siguiendo la definición propuesta por Richardson et al. (2022).

Al hablar de los **servicios ecosistémicos** hacemos referencia a todos los beneficios que la naturaleza brinda al hombre, que se comprenden bajo la potencialidad directa e indirecta de los ecosistemas de generar servicios a la sociedad para el bienestar humano (FAO, 2023; MEA, 2005; Grizzetti et al., 2016). Según la MEA (2005), los servicios que brindan los ecosistemas se pueden clasificar en 4 categorías: 1) Servicios de abastecimiento; 2) Servicios de regulación; 3) Servicios de apoyo y 4) Servicios culturales. Los servicios de abastecimiento son los diversos beneficios materiales que las personas obtienen de los ecosistemas como son el alimento, la variedad de materias primas, el agua dulce y los recursos medicinales. Los servicios de regulación hacen referencia a la capacidad de los ecosistemas para regular los procesos ecológicos esenciales naturales, manteniendo la calidad del aire, agua, suelo, y ciclos biogeoquímicos. Los servicios de apoyo son la base de todos los ecosistemas y sus servicios, proporcionando espacios vitales para el mantenimiento de toda la biodiversidad. Por último, se encuentran los servicios culturales, los cuales representan los beneficios no materiales,

psicológicos y emocionales que las personas obtienen de los ecosistemas como pueden ser la inspiración estética, identidad cultural, sentimiento de pertenencia, experiencias recreativas y espirituales (Cardozo, 2019). En lo que respecta a los cuerpos de agua, proporcionan servicios ecosistémicos que son aprovechados por la sociedad para su bienestar. Al referirnos a los servicios de abastecimiento, proveen el suministro de agua dulce a millones de personas tanto para uso doméstico, industrial o agrícola (MEA, 2005). En el caso de los servicios de regulación, los cuerpos de agua intervienen en la regulación hídrica, a través de la amortiguación de los fenómenos de inundaciones, la recarga y descarga de las aguas subterráneas por infiltración y capilaridad respectivamente. También poseen influencia directa en procesos climáticos como la temperatura y las precipitaciones tanto a nivel local, como regional, y son fuente y sumidero de gases de efecto invernadero (Fernandez y Di Pace, 2002; MEA, 2005; Grizzetti et al., 2016). En referencia a los servicios de apoyo, los cuerpos de agua urbanos contribuyen a promover la diversidad biológica y en ocasiones son aprovechados para favorecer el desarrollo de especies amenazadas de interés para la conservación a escala regional o nacional (Oertli y Parris, 2019; Hill et al., 2021). Proveen hábitats a numerosas especies, beneficiadas por los recursos que estos ecosistemas brindan, que promueven su supervivencia y reproducción (Kandus, 2010; Hassall, 2014). A su vez, contribuyen a la formación de suelos por retención de sedimentos y acumulación de materia orgánica, favoreciendo el ciclo de nutrientes. En referencia a los servicios culturales, proveen una variedad de beneficios tales como los estéticos vinculados a la belleza y al grado de satisfacción que estos proporcionan, como fuente de inspiración para las personas y/o artistas que buscan una conexión directa o espiritual con la naturaleza, y en algunos casos, utilizados como escenarios para procesos religiosos (Völker y Kistemann, 2011; Ampatzidis y Kershaw, 2020). Otras de las formas culturales aprovechadas son de carácter recreativo, como la pesca y los deportes acuáticos, y como espacios educativos al ser aprovechados como fuente de transmisión e incorporación de

conocimiento para el aprendizaje de temas ambientales para la educación formal e informal (MEA, 2005). Recientemente, se reconoce que los cuerpos de agua urbanos contribuyen a la mejora de la salud individual y comunitaria, mejorando la calidad de vida de las personas (McDougall et al., 2020; Georgiou et al., 2021; Smith et al., 2021). Sin embargo, estos ambientes representan un conjunto de hábitats que se encuentran fuertemente amenazados (Canning y Death, 2019; Narayan et al., 2018).

4.4 LOS CUERPOS DE AGUA Y SU PROBLEMÁTICA EN AMBIENTES URBANOS

La eutrofización natural, es resultado del aporte de nutrientes a un cuerpo de agua producto de las actividades de la biota asociada, y es un proceso que lleva cientos o miles de años (OU, 2023). Sin embargo, la eutrofización puede verse promovida por el aporte de nutrientes derivados de las actividades humanas. La eutrofización antrópica es una de las principales causas de deterioro de los ecosistemas acuáticos, los cuales son alterados impactando negativamente en los servicios ecosistémicos que estos proveen (Rodríguez-Gallego, 2011; Grizzetti et al., 2016). Una de las formas de clasificar el grado de trofismo en un cuerpo de agua es mediante su grado de productividad, el cual se asocia al aumento de biomasa que se genera en el sistema acuático por influencia del aporte de los nutrientes (Karydis, 2009). Una baja carga de nutrientes da como resultado cambios leves o nulos tanto en la transparencia como en la biomasa del ecosistema, debido a la baja productividad. En estas condiciones se caracteriza al cuerpo de agua como **oligotrófico**. Por otro lado, los mayores impactos en la biomasa de un sistema acuático resultan del elevado aporte de nutrientes lo que deriva en la pérdida de transparencia del agua y la acumulación de materia orgánica debido a la alta productividad. De esta manera se caracteriza a estos cuerpos de agua como **eutróficos**. En condiciones intermedias a las señaladas, con un nivel intermedio de productividad, los cuerpos de agua son considerados **mesotróficos** (Karydis, op. cit). Los cuerpos de agua eutróficos se caracterizan por un

crecimiento excesivo de biomasa fitoplanctónica (algas y cianobacterias) originados por el aumento marcado de nutrientes, principalmente el nitrógeno y el fósforo, que afectan la producción primaria (Arocena, 2016). Esta proliferación de fitoplancton, conocida como *blooms* o floraciones, puede ser en algunos casos nociva y potencialmente tóxica para la salud humana y animal, y suele estar acompañada de una disminución de la transparencia del agua (Waajen, 2014) al mismo tiempo que aumenta la actividad metabólica consumidora de oxígeno de los organismos descomponedores que reciben el excedente de la materia orgánica generada en la superficie. Todo esto puede impactar en el color, olor y sabor del agua. Asimismo, provoca la reducción de la biodiversidad del ecosistema y puede favorecer el aumento de poblaciones de microorganismos patógenos y vectores de enfermedades (Ledesma et al., 2013). Finalmente, se llega a alcanzar la hipoxia/anoxia del sistema, la cual se caracteriza como la última etapa de la eutrofización (Karydis, 2009). Uno de los criterios más utilizados para determinar las categorías tróficas de cuerpos de agua es el propuesto por el “Programa de Cooperación sobre Eutrofización” por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos coordinado por Vollenweider (OCDE, 1982) y se basa en la relación de las concentraciones de fósforo total (FT), clorofila a fitoplanctónica (Cl a), y transparencia del agua medida con el disco de Secchi (D_s) (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías tróficas propuestas para cuerpos de agua dulce (adaptada de OCDE, 1982). FT: fósforo total, Cl a: clorofila a fitoplanctónica, D_s: transparencia del disco de Secchi.

Categoría Trófica	FT (mg/l)	Cl a (µg/l)	Transparencia D _s (m)
Ultraoligotrófico	≤ 0,004	≤ 1,00	> 12,0 - 6,0
Oligotrófico	0,0041-0,010	1,01 - 2,50-	6,0 - 3,0
Mesotrófico	0,011-0,0350	2,51 - 8,00	3,0 - 1,5
Eutrófico	0,0351 - 0,099	8,01- 24,99	1,5 - 0,7
Hipertrófico	≥ 0,100	≥ 25,00	< 0,7

El estudio del estado trófico es reconocido como un indicador del impacto ambiental en los ambientes acuáticos (Nojavan et al., 2019). Sin embargo, además de considerar los aportes de nutrientes para determinar la calidad de los cuerpos, existen otras variables relevantes para valorar las condiciones ecológicas en las cuáles se encuentran estos ecosistemas. La transparencia del agua puede variar en función al color y turbidez, y puede disminuir también al aumentar los sedimentos en suspensión afectando la penetración de la luz en el agua lo que limita la disponibilidad de este recurso para los organismos fotosintetizadores (Goyenola y Urtado, 2020). El pH afecta los procesos químicos y biológicos del agua, y su variación puede deberse a la actividad de los organismos acuáticos, a factores atmosféricos como el aporte de aguas de lluvia, a las características geológicas de la cuenca y/o a descargas de aguas residuales (Goyenola y Urtado, 2020). La mayor parte de los organismos acuáticos viven en el rango de pH de 6,5 y 8,5, valores fuera de este rango ocasionan la reducción de biodiversidad del sistema acuático (Goyenola y Urtado, op. cit.). Por su parte, la conductividad es una medida de la capacidad de una solución de conducir una corriente eléctrica y aumenta la concentración

iónica, por lo cual se utiliza para estimar la mineralización del agua (Aumassanne y Fontanella, 2015). Las descargas de aguas residuales tienden a aumentar la conductividad debido al aumento de la concentración de iones en solución (Arocena, 2016). En particular, los sólidos en suspensión (SS), hacen referencia a pequeñas partículas sólidas que se encuentran suspendidas en el agua que pueden afectar a organismos fotosintéticos y otros organismos acuáticos (Ruggerio, 2005).

En relación con los nutrientes, en los cuerpos de agua, el fósforo (F) es necesario para los procesos metabólicos de los organismos además de su función estructural para las células. La baja disponibilidad de su forma inorgánica asimilable, el fosfato (fósforo reactivo soluble-FRS), en relación a su demanda hace que sea considerado como uno de los nutrientes limitantes de la producción primaria de los sistemas acuáticos junto al nitrógeno, y por lo tanto determina el estado trófico del sistema (Arocena, 2016). El nitrógeno (N) cumple un rol esencial en las funciones metabólicas de los seres vivos. Su presencia en los cuerpos de agua se debe a causas naturales, como disolución atmosférica o depósitos geológicos, y a causas derivadas de la actividad antrópica como la descarga de efluentes domésticos e industriales o deposición atmosférica fruto de la contaminación del aire que alteran el normal funcionamiento de su ciclo, generando aumento de acidez y eutrofización en el sistema (Cárdenas y Sánchez, 2013; Oertli y Parris, 2019). Todos los organismos fotosintéticos verdes contienen clorofila a un pigmento involucrado en el proceso de la fotosíntesis. La concentración de la clorofila a fitoplanctónica en un cuerpo de agua, es utilizada como una indicadora indirecta de su biomasa total en el sistema (Goyenola y Urtado, 2020). Además, es uno de los indicadores considerados con el objetivo de evaluar el estado trófico en los cuerpos de agua considerando, por ejemplo, el sistema de clasificación de OCDE (1982).

4.5 LOS CUERPOS DE AGUA Y SU VALOR EDUCATIVO

Una de las claves para la conservación de la vida silvestre es aumentar la exposición del público en general a la naturaleza, experimentar el valor de la biodiversidad y comprender el funcionamiento de los sistemas ecológicos con la intención de lograr un mayor apoyo para la protección del medio ambiente (Hassall, 2014). En este sentido, los estanques urbanos son de gran relevancia. Por un lado, por la capacidad de generar un hábitat propicio que permita resguardar gran parte de la biodiversidad local. Por otro lado, muchos de estos estanques se encuentran anclados dentro de grandes urbes, y generan un sentido de pertenencia para las comunidades locales que los reconocen como lugares de esparcimiento (Miró et al., 2018; Georgiou et al., 2021). Se encuentran en parques, plazas, reservas naturales o lugares representativos de diferentes zonas urbanas, que permiten el acceso para fomentar la recreación y dispersión del público en general (Hassall, 2014). Este tipo de interacción entre las personas y el ecosistema resulta clave como recurso de la educación ambiental, vinculando el plan de estudios niños, niñas y adolescentes quienes lograrán adquirir los conocimientos, los valores, los comportamientos y las habilidades para participar de manera responsable en la prevención y solución de las diferentes problemáticas ambientales y familiarizarse con el medio que los rodea y sus cuidados (Castillo, 2010).

Por todo lo expuesto, el presente estudio se centra en diagnosticar un nuevo estanque artificial ubicado en una reserva ecológica (Reserva Natural Urbana “El Corredor”, San Miguel) desde su construcción y conforme va llenando en un período aproximadamente anual, y evaluar su evolución al cabo de tres años desde su construcción.

5.0 ÁREA DE ESTUDIO

5.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA Y CARACTERÍSTICAS GENERALES

El cuerpo de agua estudiado se encuentra en la Reserva Natural Urbana “El Corredor” (latitud -34.572583, longitud -58.669583, Altitud: 15 msnm) en la localidad de Bella Vista, partido de San Miguel, al noroeste del Gran Buenos Aires, provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 1). La reserva fue creada en el año 2014 y declarada área protegida en el año 2016 (ordenanza N° 13/2016). En el año 2019 se comenzó con la construcción y llenado del estanque (Piaggio, com pers).



Figura 1. Provincia de Buenos Aires (izq); Municipio de San Miguel (der, arriba); Reserva Natural Urbana “El Corredor” (der, abajo) (MSM, 2023)

La reserva se ubica en el complejo de la Pampa Ondulada, dentro de la subregión de la Pampa Húmeda, perteneciente a la Ecorregión Pampa, el cual constituye el ecosistema más importante de praderas de la Argentina (Figura 2). El complejo Pampa Ondulada posee una extensión de 76.720 km². Constituye una franja de 120-180 km de ancho, que se distribuye de forma paralela

al río Paraná, desde el sur de la provincia de Santa Fe, atravesando el norte de la provincia de Buenos Aires y sudeste de la provincia de Córdoba, un poco más arriba de la desembocadura del río Calamuchita en el Carcaraña. Limita al oeste con el complejo Pampa Llana y la ecorregión espinal; al norte con la ecorregión Delta e Islas del Paraná-Islas del Uruguay, al este con el complejo Pampa Deprimida y al sur con el complejo Pampa Arenosa (Morello et. al., 2012).

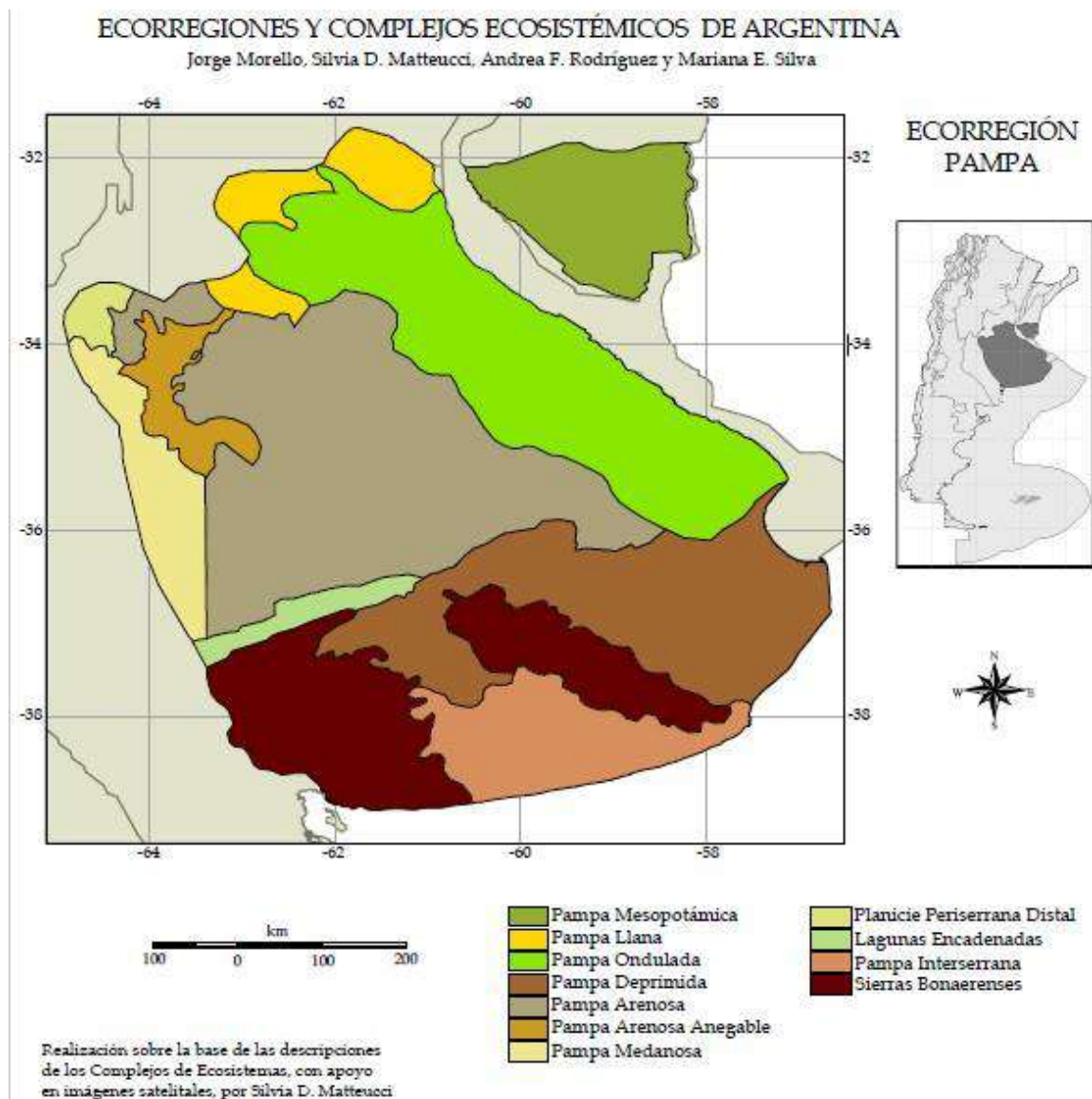


Figura 2. Ecorregión Pampa - Ecorregiones y complejos ecosistémicos de Argentina (2012). Autores: Jorge Morello, Silvia D. M, Andrea F. Rodríguez & Mariana E. Silva.

5.1.1 EL CLIMA

El clima del área metropolitana de Buenos Aires, donde se encuentra emplazada la reserva, se caracteriza por ser una región de clima húmedo subtropical. La zona de estudio presenta dos estaciones bien definidas, una cálida y otra fría, siendo estaciones típicas de los climas templados, con un verano térmico definido entre octubre y marzo y un invierno térmico definido entre abril y septiembre. La temperatura media anual es de 17-18° aproximadamente según datos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2023). La temperatura máxima media mensual varía entre los 30,0°C en enero y 15,8°C en el mes de julio; la temperatura mínima media mensual varía entre los 17,8°C en enero y los 5,1°C en julio, alcanzando temperaturas mínimas absolutas de -7,0°C en el mes de julio, y temperaturas máximas absolutas de 38,3°C dentro del mes de enero.

5.1.2 LAS PRECIPITACIONES

Las precipitaciones son frecuentes en la región, y determinan un clima húmedo-subhúmedo con un promedio anual de 117 mm aproximadamente y una distribución anual desigual (Puig, 2017). Se encuentra una mayor intensidad de precipitaciones entre octubre y abril, caracterizándose como la estación húmeda, en la cual se produce la mayor cantidad de precipitaciones en el mes de marzo (152 mm aproximadamente), y una menor cantidad en el mes de junio (45 mm aproximadamente) (SMN, 2023). Como consecuencia, la humedad del aire se mantiene siempre por encima del 68%, alcanzando un promedio anual del 77%.

5.1.3 EL SUELO

El complejo Pampa Ondulada posee los mejores suelos agrícolas de la ecorregión denominados Molisoles, característicos por tener un epipedón mólico, es decir un horizonte superficial rico en materia orgánica, y una estructura granular migajosa que facilita el movimiento del agua y

aire (Morello et. al., 2012). Junto a la disponibilidad del acuífero semiconfinado Puelche de gran calidad y productividad conformado por una secuencia sedimentaria de arenas y cuarzos sueltas, medianas y finas de origen fluvial (arenas Puelches), recargado de forma autóctona e indirecta a través del acuífero freático y semilibre Pampeano, en conjunto con la presencia de un clima favorable y de grandes ríos permiten un gran potencial de producción agropecuaria.

5.2 DE BASURAL A LA RESERVA URBANA

En el marco de un recorrido histórico, la Reserva Natural Urbana “El Corredor” fue reconocida previamente a su instalación como un basural a cielo abierto, más precisamente un cementerio de autos (Fernández et al., 2011) (Figura 3). El predio fue utilizado con este fin a partir del año 2005 cuando se encontraban más de 2000 vehículos judicializados en estado de abandono dentro de las 2,5 ha que constituían el predio, ocupando un 30% de la totalidad de la actual reserva de 8 hectáreas (Puig, 2017). En el año 2008 surge la propuesta de crear la Reserva Natural Urbana “el Corredor”, declarada de interés por el Municipio de San Miguel e impulsada por el Área de Ecología (Instituto del Conurbano de la Universidad Nacional General Sarmiento - UNGS), contando con el apoyo de la de la Fundación de la UNGS (FUNAS).



Figura 3. Imágenes satelitales del área de emplazamiento de la actual Reserva Natural Urbana “El Corredor” y del estanque artificial, en un período previo, durante y posterior a su construcción.

En 2011 se diseña el anteproyecto que contiene un Proyecto de Ordenanza en el marco de la Ley Provincial de Áreas Protegidas N° 12.704/01, y los lineamientos para el desarrollo de la Reserva (Fernández et al., 2011). A partir del año 2012 comenzó la rehabilitación del predio mediante tareas de limpieza que incluyeron la recolección de residuos sólidos, quitando más de 300 toneladas de chatarra de vehículos, lo que permitió en el año 2013 colocar el alambrado perimetral. En el año 2016 se sancionó la Ordenanza N° 13/2016 que establece legalmente el carácter de reserva de este espacio lo que favoreció el cierre y la adhesión a la reserva del terreno de 2,5 ha lindante ocupado por el Depósito Judicial de Bella Vista. Posteriormente, por intermedio del Ministerio de Seguridad de la Nación y del Programa Nacional de Descontaminación, Compactación y Disposición final de Automotores (PRONACOM) se

procedió a la compactación y extracción de los vehículos judiciales abandonados. De este modo, se liberó la zona para evaluar el grado de contaminación generado por el anterior uso del suelo y para obtener la información necesaria para la toma de decisiones orientadas a la gestión de este espacio por parte de las autoridades municipales, y para el desarrollo de la Reserva Natural Urbana “El Corredor” (Puig, 2017).

En octubre 2017 se realizó el diagnóstico del estado del área, que contempló la medición de diferentes parámetros físicos y químicos tanto de suelo como de agua subterránea, realizando un total de 10 sondeos a diferentes profundidades, uno superficial (10 cm de profundidad) y otro profundo (50-60 cm) (Puig, 2017). Los parámetros analizados fueron para el suelo: pH, cadmio, cobre total, cromo total y hexavalente, mercurio, níquel, plomo, zinc total e hidrocarburos totales de petróleo; mientras que los parámetros medidos en las muestras de agua fueron: color, olor, turbidez, sólidos disueltos totales, pH, alcalinidad, dureza total, sulfato, cloruro, fluoruro, nitrato, nitrito, nitrógeno amoniacal, hierro, plomo, magnesio, arsénico, bacterias aerobias mesófilas, bacterias coliformes totales, coliformes fecales, *Pseudomona aeruginosa*, níquel, mercurio, selenio, cromo, zinc, cianuros totales, cadmio, boro y aluminio. En todas las muestras de suelo se destaca que la mayoría se encuentran por debajo de los valores guías de Calidad de Suelo para Uso Residencial permitidos según la Ley 24.051 Decreto Reglamentario 831/93 a excepción del cobre en dos sondeos (Anexo I). Para el caso de la potabilidad del agua, se destaca que la dureza total y los sulfatos se encuentran por encima de los niveles permitidos, y el arsénico se encuentra en el límite permitido según el Código Alimentario Argentino (CAA) (Anexo II).

5.3 CARACTERIZACIÓN DEL CUERPO DE AGUA DE LA RESERVA

El cuerpo de agua estudiado fue construido en año 2019 dentro de la Reserva Natural Urbana “El Corredor”, donde habitualmente se permite el acceso al público para recreación y esparcimiento, al mismo tiempo que es utilizada por el municipio para diferentes actividades educativas ambientales (Fernández et al., 2011). El inicio de llenado se produjo en marzo del 2019 utilizando agua del acuífero semiconfinado Puelche, que se bombea y se conduce al estanque a través de un caño. El estanque presenta una forma oval, con una superficie de 0,18 ha. 145 m de perímetro y 1,8 m de profundidad máxima (Blanco, com. pers.) y presenta pendientes suaves en la zona litoral que facilita la interacción de la fauna y flora circundante.

6.0 MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 METODOLOGÍA DE CAMPO

Los muestreos se realizaron en el estanque de la Reserva Natural Urbana “El Corredor”, San Miguel, Provincia de Buenos Aires, partiendo desde un estado seco desde su construcción y a medida que se fue llenando. Se realizaron 10 muestreos mensuales durante un período aproximadamente anual (junio 2019 - marzo 2020) que se vio interrumpido por las disposiciones de circulación como consecuencia de la pandemia SARS-COVID 2019. Una vez restablecida la circulación se realizó un único muestreo en el período estival (febrero 2022). En todas las fechas de muestreo se tomaron muestras en tres sitios de la zona litoral del estanque (S1, S2, S3), dos en los extremos y uno en la zona media considerando el eje longitudinal del cuerpo de agua. Se midió *in situ* la temperatura del aire y del agua, el pH, la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de oxígeno disuelto (OD) con sonda multiparamétrica portátiles (HI 991301 Hanna® y HI 9143 Hanna®).

Se midió la profundidad del sitio de muestreo con una varilla graduada y la profundidad del disco de Secchi como estimador de transparencia. Se tomaron muestras de agua en frascos de PVC previamente lavados con solución de HCl 2% y agua Milli-Q para la determinación en el laboratorio de la concentración de nutrientes disueltos, fósforo reactivo soluble (FRS) y nitritos+nitratos ($\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), y totales (fósforo total (FT) y nitrógeno total (NT)), sólidos en suspensión (SS) y concentración de clorofila a fitoplanctónica (Cl a). Asimismo, se estimaron inicialmente los valores de estas variables en muestras del agua de llenado provenientes del acuífero Puelche, que se tomaron a la salida del caño.

6.2 METODOLOGÍA DE LABORATORIO

En cada muestra de agua se determinó la concentración de FT, FRS, NT y $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$, utilizándose un espectrofotómetro HACH® (DR 2800), junto a sus correspondientes kits de reactivos siguiendo protocolos estándar (APHA, 2005). La concentración de FT y NT se determinó mediante digestión conjunta y autoclave (Valderrama, 1981). Para determinar la concentración de SS se utilizaron filtros Sartorius GF/C, secados en estufa a 103 °C y llevados a peso constante. Se filtró un volumen conocido de las muestras de agua posteriormente, los filtros se trasladaron a la estufa y fueron llevados a peso constante cuando fueron nuevamente pesados (APHA, 2005).

Los análisis de clorofila a algal se realizaron por espectrofotometría. Se filtró un volumen conocido de las muestras de agua a través de un filtro de fibra de vidrio Sartorius GF/F de 0,47 μm de poro. Posteriormente los filtros fueron conservados a -20°C hasta su procesamiento y extracción del pigmento. Se agregó etanol a 60-70°C como solvente, dejando reposar en la oscuridad 24 horas, para favorecer la extracción del pigmento. Por último, se procedió a la lectura de la absorbancia a 750 y 665 nm en un espectrofotómetro (T80 UV/visible). Se agregó

HCl 0,1 N y se volvió a leer la absorbancia en las mismas longitudes de onda, con el objetivo de corregir la lectura restando la absorbancia debido a los feopigmentos, determinando la concentración de clorofila a (Marker et al., 1980).

6.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con el fin de establecer evaluar las relaciones entre las variables ambientales estudiadas, se realizaron correlaciones no paramétricas de Spearman entre pares de variables, considerándose significativas aquellas cuyo valor $p \leq 0,05$. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) teniendo en cuenta las siguientes variables limnológicas: pH, OD, CE, SS, FRS y $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$. Como el conjunto de las variables analizadas se midieron en escalas diferentes, el ACP se realizó teniendo en cuenta la matriz de correlación, con las variables centradas y estandarizadas.

7.0 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio de las características limnológicas del estanque comenzó en junio 2019 hasta marzo del 2020 y se vio interrumpido por la pandemia COVID-19. Con el objetivo de analizar su evolución luego del período de aislamiento, se realizó un último muestreo en febrero 2022, que corresponde a aproximadamente 3 años desde su construcción.

La figura 4 muestra la evolución del estanque donde se destaca la ausencia de vegetación al inicio. Se puede observar que la laguna presentó distintos grados de desarrollo de plantas durante el período de estudio, que fueron en un principio colonizando el litoral, y que evidenciaron distintas características en cuanto su estado general (vigor, sequedad, etc.).



Figura 4. Fotos que representan la evolución mensual del están que de la Reserva Natural Urbana “El Corredor” durante un período aproximadamente anual, y al cabo de tres años desde su construcción.

La tabla 2 muestra las observaciones realizadas durante la ejecución del trabajo de campo, además de las actividades de manejo en el cuerpo de agua informadas por el cuerpo de guardaparques de la Reserva Natural Urbana “El Corredor” (Blanco, com. pers.).

Tabla 2. Observaciones realizadas durante los muestreos, y descripción de actividades de manejo realizadas en el estanque realizadas por el cuerpo de guardaparques de la Reserva Ecológica Urbana “El Corredor”.

Mes/año	Observaciones
Jun-2019	Presencia de matas de algas filamentosas en la superficie de la laguna (plocon) y escasas <i>Eichornia crassipes</i> (camalotes) en la zona litoral. Ausencia de vegetación sumergida y palustre.
Jul-2019	Presencia de <i>Hydrocotyle</i> sp., perifiton y camalotes en descomposición en zona litoral.
Ago-2019	Aumento de plocon y de perifiton que se acumula en el litoral de la laguna. Presencia de <i>Myriophyllum</i> sp., el agua presenta coloración verdosa. Aporte diario de agua.
Sep-2019	Cosecha de plocon el fin de semana previo. Mucha lluvia el día anterior al muestreo. abundancia de plocon verde claro intenso sobre la superficie de la laguna. Se introdujeron especies de macrófitas flotantes y sumergidas. Presencia de macrófitas arraigadas (<i>Myriophyllum</i> sp.) en S3.
Oct-2019	Estanque con mucha vegetación en la zona litoral. Fauna (sapos) en descomposición en los márgenes. Agua transparente con olor, y sedimentos oscuros, negros al removerlos. Plocon, presencia de renacuajos y camalotes. Lluvia al momento de muestrear S2 y S3.
Nov-2019	Anillo de plocon en los márgenes. Escasa presencia de macrófitas palustres y abundancia de renacuajos. Fauna: macá de pico grueso, gallineta overa y jacana. Madrecitas cultivadas.
Dic-2019	Anillo de plocon en descomposición en los márgenes. El espejo de aguas libres se encuentra a 1-1,5 m de la orilla. 30% del litoral con <i>Iris pseudacorus</i> (lirio amarillo). Presencia de macrófitas palustres: <i>Scirpus</i> sp. (juncos), y <i>Sagittaria montevidensis</i> (sagitarias), sin renacuajos a diferencia del muestreo anterior. Fauna: macá de pico grueso, mariposas y libélulas.
Ene-2020	Mucha lluvia la noche previa. Presencia macrófitas palustres, sumergidas y flotantes (<i>Sagittaria montevidensis</i> , <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Eichornia crassipes</i>), y plocon en los márgenes. Todo el litoral con presencia de cardos y leguminosas terrestres. Palustres creciendo de forma paralela a la costa hasta 3 m aguas adentro aproximadamente. Fauna observada: patos, macá común y macá de pico grueso.
Feb-2020	Agua turbia con presencia de cobertura de macrófitas principalmente palustres, <i>Scirpus</i> sp., <i>Typha latifolia</i> (totora). Macrófitas sumergidas y plocon en descomposición en el litoral. Presencia de sedimentos oscuros suspendidos. Mal olor al caminar en el estanque, principalmente en S3. Poca cantidad de macrófitas flotantes a diferencia de muestreos anteriores a excepción de pocos y pequeños camalotes verdes. Fauna: caracoles y libélulas.
Mar-2020	Presencia de macrófitas sumergidas vigorosas y algunas en estado de descomposición. Presencia de vegetación palustre, <i>S. montevidensis</i> , <i>I. pseudacorus</i> y <i>T. latifolia</i> . Presencia de caracoles. El estanque no se llena desde febrero.
Abr-2020	Interrupción por pandemia COVID-19
Feb-2022	Agua turbia. Sedimentos flojos y mal olor en los sitios de muestreos. Totoras secas en todo el litoral, mortandad de macrófitas sumergidas, mortandad de peces, presencia de alevines y sanguijuelas.

7.1 CARACTERÍSTICAS DEL AGUA UTILIZADA PARA EL LLENADO DEL ESTANQUE

El estanque de la Reserva Natural Urbana “El Corredor” fue construida en el año 2019, y como se mencionó anteriormente, en marzo de ese mismo año se comenzó su llenado a través de una bomba con agua del acuífero semiconfinado Puelche la cual fue muestreada a la salida del caño de aporte al estanque. Los resultados obtenidos indican que estas aguas de llenado presentaron un $\text{pH} = 9,03 \pm 0,75$, $\text{CE} = 1497 \pm 63,64 \mu\text{S cm}^{-1}$, y concentraciones de $\text{FRS} = 0,19 \pm 0,13 \text{ mg l}^{-1}$, de $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^- = 0,045 \pm 0,007 \text{ mg l}^{-1}$, $\text{FT} = 0,5 \pm 0,28 \text{ mg l}^{-1}$ y $\text{NT} = 0,10 \pm 0,06 \text{ mg l}^{-1}$. Los resultados evidencian que el agua de carga constituye un aporte de nutrientes al cuerpo de agua. Las características del agua de llenado pueden afectar las condiciones de los estanques artificiales (Clifford y Heffernan, 2018; Oertli y Parris 2019).

7.2 ANÁLISIS DE LA DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE VARIABLES LIMNOLÓGICAS

7.2.1 VARIACIÓN DE LAS CONDICIONES LIMNOLÓGICAS EN CADA UNO DE LOS SITIOS

En la siguiente sección se evalúan las variaciones de los valores de los parámetros limnológicos en cada uno de los sitios (S1, S2, y S3). La tabla 3 muestra las variaciones de los parámetros analizados durante el período de estudio.

Tabla 3. Estadística descriptiva de las variables limnológicas analizadas por sitio de muestreo durante el período junio 2019 - marzo 2020, y febrero 2022. Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, T°: temperatura del agua, CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto, N-NO₂⁻+NO₃⁻: nitrógeno de nitratos + nitritos, NT: nitrógeno total, FRS: fósforo reactivo soluble, FT: fósforo total, SS: sólidos en suspensión, Cl a: clorofila a fitoplanctónica. Min: mínimo, Max: máximo, D.E.: desvío estándar, C.V.: coeficiente de variación, I.C.: Intervalo de confianza.

Sitio	Variable	Profundidad (cm)	pH	T° del H2O (°C)	CE (µS/cm)	OD (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ (mg/l)	N Total (mg/l)	FRS (mg/l)	F Total (mg/l)	SS (mg/l)	Cl a (µg/l)
Sitio 1	Media	37,20	9,27	19,16	1510,27	9,44	0,03	7,57	0,14	0,33	9,96	6,00
	Min - Max	28 - 55	8,10 - 9,89	8,2 - 28,70	1292 - 1690	2,44 - 16,09	0,01 - 0,05	0,06 - 27,50	0,03 - 0,48	0,13 - 0,72	0,01 - 32,67	0,01 - 32,37
	D.E.	10,02	0,62	6,51	134,88	3,72	0,02	10,62	0,12	0,18	10,39	11,62
	C.V.	0,27	0,07	0,34	0,09	0,39	0,57	1,40	0,83	0,54	1,04	1,94
	I.C.	29,08 - 47,41	8,97 - 9,83	12,61 - 24,26	1397,47 - 1621,53	7,46 - 12,70	0,13 - 0,37	0 - 13,23	0,05 - 0,28	0,15 - 0,48	0,47 - 14,06	0 - 8,50
Sitio 2	Media	38,20	9,08	19,45	1547,18	9,99	0,03	4,75	0,11	0,25	10,54	9,26
	Min - Max	22 - 59	8,30 - 9,79	8,8 - 28,70	1295 - 1830	1,74 - 16,27	0,01 - 0,08	0,06 - 26,70	0,03 - 0,29	0,09 - 0,50	1,00 - 44	0,01 - 81,29
	D.E.	11,48	0,52	6,45	157,72	3,90	0,02	8,44	0,08	0,12	13,23	24,00
	C.V.	0,30	0,06	0,33	0,10	0,39	0,63	1,78	0,75	0,50	1,24	2,59
	I.C.	29,24 - 47,87	8,69 - 9,44	14,05 - 24,77	1428,40 - 1635,60	8,59 - 13,31	0,02 - 0,05	0 - 5,11	0,04 - 0,17	0,14 - 0,28	1,98 - 13,35	0,21 - 4,13
Sitio 3	Media	43,30	9,15	19,62	1552,18	9,56	0,02	3,87	0,11	0,23	12,83	6,33
	Min - Max	26 - 65	8,20 - 9,70	8,60 - 29,30	1307 - 1900	2,35 - 16,57	0,01 - 0,05	0,04 - 21,30	0,02 - 0,33	0,11 - 0,35	1,80 - 36	0,01 - 33,71
	D.E.	14,47	0,43	6,67	164,47	3,82	0,01	6,66	0,10	0,09	12,14	10,10
	C.V.	0,33	0,05	0,34	0,11	0,40	0,49	1,72	0,95	0,40	0,95	1,59
	I.C.	32,69 - 55,77	8,77 - 9,46	14,14 - 25,13	1434,22 - 1625,34	7,58 - 12,62	0,02 - 0,04	0 - 9,61	0,03 - 0,21	0,14 - 0,28	3,47 - 19,11	0,34 - 7,64

Como se mencionó anteriormente, los tres sitios de muestreo seleccionados corresponden a la zona litoral. Se tomaron muestras a profundidades similares (S1= 37,20 ± 10,02 cm; S2= 38,20 ± 11,48 cm; S3= 43,30 ± 14,47 cm) promediando los 40 cm de profundidad, con la característica que S3 generalmente fue ligeramente más profundo.

Durante el período de estudio se observó que la temperatura del agua no mostró diferencias entre los sitios de muestreo, observando valores medios similares entre ellos (Tabla 3). Como es de esperarse, se observaron variaciones en la temperatura del agua en relación con las variaciones estacionales, registrando valores mínimos que rondan los 8°C y máximos de 29°C aproximadamente. Por otro lado, a lo largo de todo el período se observó que algunas variables, como ser el pH y la CE, se mantuvieron relativamente constantes en cada uno de los sitios evidenciado por sus bajos coeficientes de variación (CV) (Tabla 3). El OD presentó valores de

CV medios (0,39-0,40). Por el contrario, variables como el NT, SS y Cl *a* variaron marcadamente llegando a registrar valores de CV iguales o superiores a 1 en los tres sitios. Finalmente, se pudo observar que los valores medios por sitio para los nutrientes disueltos fueron similares (Tabla 3), sin embargo, sus CV (0,49-0,95) darían indicios que estos nutrientes variaron a lo largo del tiempo. En particular, las concentraciones medias de FT registradas mostraron ligeras diferencias entre sitios (S1: $0,33 \pm 0,18 \text{ mg l}^{-1}$; S2: $0,25 \pm 0,12 \text{ mg l}^{-1}$, S3: $0,23 \pm 0,09 \text{ mg l}^{-1}$). Sin embargo, al observar los intervalos de confianza para la variable en cada caso no hay indicios de que dicha variación fuese significativa.

7.2.2 VARIACIÓN MENSUAL DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS EN EL ESTANQUE

En esta sección se presenta el análisis de la dinámica temporal del estanque considerando los tres sitios estudiados, durante el período de estudio.

En el estanque, la temperatura del agua mostró una correlación significativa y positiva con la temperatura del aire ($r= 0,95$; $p< 0,05$). Este patrón es esperable dado que normalmente una masa de agua pierde calor cuando el aire en contacto con su superficie se encuentra más frío y lo gana con la radiación solar que recibe (Margalef, 1983), lo que puede intensificarse en el período estival.

Las figuras 5 y 6, muestran los valores promedio y las desviaciones estándar (S1, S2 y S3) para cada una de las variables, obtenidos en cada mes. La figura 5 muestra las variaciones de parámetros físicos y químicos (pH, OD, CE y SS).

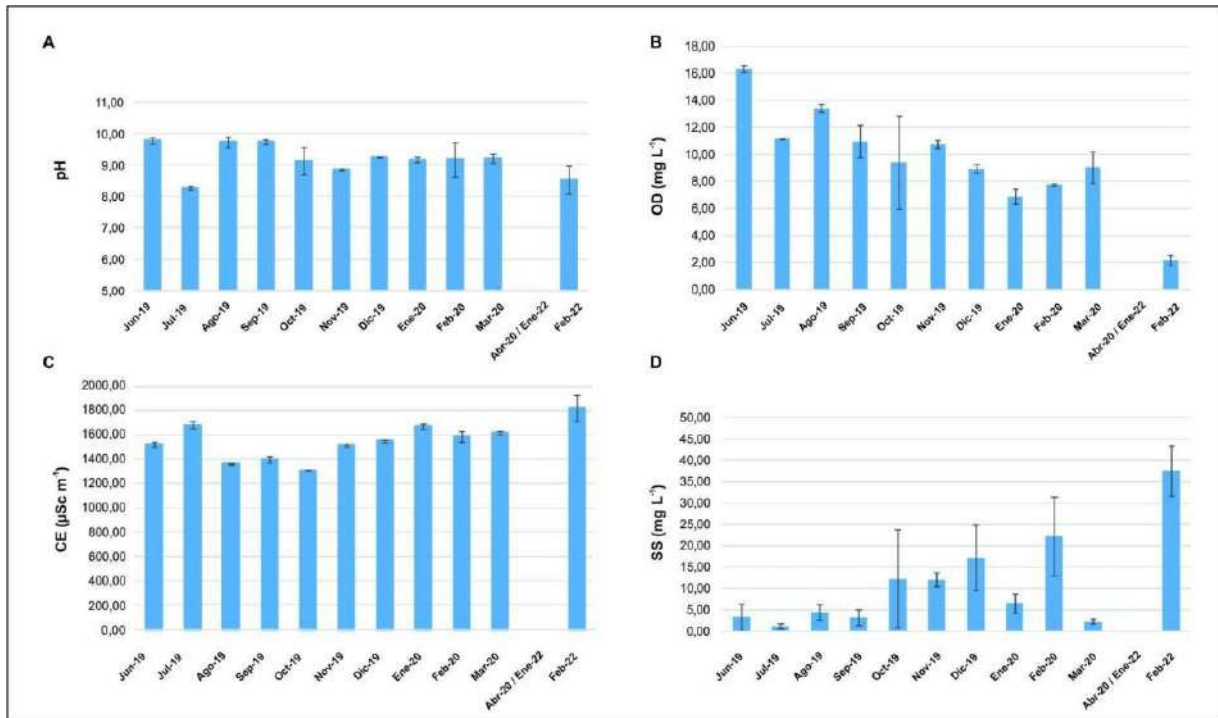


Figura 5. Variación temporal de parámetros físicos y químicos medidos en el estanque durante el período estudiado. Se indican los valores promedio para los tres sitios de muestreo (barras) y sus desvíos estándares. OD: oxígeno disuelto; CE: conductividad eléctrica; SS: sólidos en suspensión.

Los valores de **pH** registrados en cada muestreo mensual en los tres sitios fueron similares evidenciados por las bajas desviaciones estándar (Figura 5A). El promedio más elevado fue de $9,79 \pm 0,10$ y se registró a comienzos del muestreo en junio 2019. El máximo valor se encontró en el S1, cercano al ingreso del agua de bomba y fue de 9,89. El pH promedio más bajo fue de $8,27 \pm 0,06$, y se registró en julio de 2019. En febrero de 2022 se registró un valor promedio pH de $8,53 \pm 0,45$ (Figura 5A). En el caso del **OD** se registraron los valores más elevados en los tres sitios a comienzos del muestreo en junio 2019 ($16,31 \pm 0,24 \text{ mg l}^{-1}$), seguido de un descenso de los valores con el paso del tiempo (Figura 5B). El valor mínimo registrado en el periodo de muestreo 2019-2020 se encontró en el período estival en enero 2020 ($6,87 \pm 0,55 \text{ mg l}^{-1}$). Aproximadamente dos años más tarde, febrero de 2022, se observó un marcado descenso en la concentración OD ($2,18 \pm 0,38 \text{ mg l}^{-1}$). Se encontró una correlación negativa y

significativa entre el OD y la temperatura del agua ($r = -0,56$, $p < 0,05$) y una correlación positiva y significativa con el pH ($r = 0,38$, $p < 0,05$) (Anexo III). Las variaciones en las concentraciones de OD en un cuerpo de agua pueden deberse por un lado a factores físicos, como la difusión del gas desde y hacia la atmósfera, y la solubilidad del oxígeno en el agua en función de la temperatura (Goyenola y Urtado, 2020). A medida que baja la temperatura del agua, mayor será la solubilidad del oxígeno, mientras que, a mayores temperaturas del agua, menor será su disolución. Por otro lado, se pueden mencionar los factores biológicos relacionados con el balance en los procesos de fotosíntesis y respiración (Margalef, 1983). En este sentido, mientras que la fotosíntesis libera este gas, la respiración (aeróbica) lo consume. En los cuerpos de agua se pueden encontrar distintos organismos capaces de realizar la fotosíntesis entre los cuales se pueden mencionar a las algas y cianobacterias que forman parte del fitoplancton, y a las plantas acuáticas que pueden ser sumergidas, flotantes o emergentes y palustres (Arocena, 2016). En particular en el estanque estudiado, se pudo observar que las concentraciones de OD eran mayores en los meses fríos, en comparación a los meses cálidos, observando un decrecimiento de la concentración de OD con el aumento de la temperatura. En febrero de 2022 se observó una disminución del OD que podría relacionarse al proceso de acumulación de materia orgánica (principalmente material vegetal) (Tabla 2, Figura 5) que favorece la descomposición y el consumo de oxígeno a través de la respiración, expresado en los valores bajos obtenidos.

Como se mencionó anteriormente, el agua de llenado del estanque puede influir en las condiciones físicas y químicas. Se pudo observar que los valores de **CE** iniciales en la etapa de llenado (junio 2019: $1509 \pm 7,94 \mu\text{S cm}$) fueron similares a los registrados en el agua de llenado proveniente del acuífero ($1497 \pm 63,64 \mu\text{S cm}$). Esta variable no mostró marcadas diferencias entre sitios para un mismo muestreo (Figura 5C). En los que respecta a la variación temporal de este parámetro, durante el período 2019-2020 el promedio más elevado se registró en julio

2019 ($1669,3 \pm 29,30 \mu\text{Scm}^{-1}$) en el segundo mes de llenado del estanque mientras que el más bajo se registró en octubre 2019 ($1298 \pm 7,94 \mu\text{Scm}^{-1}$) (Figura 5C). Sin embargo, el registro más elevado se dio en febrero de 2022 ($1806,6 \pm 106,93 \mu\text{Scm}^{-1}$). Se registró una correlación negativa y significativa entre la CE y el pH ($r = -0,60$, $p < 0,05$) así como también con el OD ($r = -0,52$, $p < 0,05$) (Anexo III).

Las variaciones de CE en los cuerpos de agua someros pueden generarse por procesos naturales como la evaporación del agua en épocas cálidas que provoca el aumento en la concentración de iones en solución (Sosnovsky y Quirós, 2006). El descenso de la CE puede ser producto de factores de dilución como el provocado por las lluvias que conducen al incremento del nivel hídrico en el cuerpo de agua (Fazio y O'Farrell, 2005; Avigliano, 2014). En concordancia con esto, en el presente estudio se pudo determinar que la mayor CE se dio en una época cálida (febrero 2022) que se sumó a un período de falta de lluvias (SMN, 2023) y de suministro de agua al estanque (Blanco, com. pers.). La menor concentración coincidió con eventos de lluvias próximos al momento del muestreo favoreciendo así el fenómeno de dilución (octubre 2019 - Tabla 2).

Al considerar la concentración SS, se observaron diferencias entre sitios (octubre 2019, diciembre 2019, febrero 2020) (Figura 5D). Se observó una tendencia al incremento de SS durante el periodo muestreado. Los mayores valores se encontraron durante la estación estival en febrero 2020 ($22,27 \pm 9,25 \text{ mg l}^{-1}$), y en febrero 2022 cuando se observó un nuevo incremento en los valores de este parámetro ($37,56 \pm 5,82 \text{ mg l}^{-1}$). Se encontró una correlación positiva y significativa entre los SS y la temperatura del agua ($r = 0,57$, $p < 0,05$) y negativa con el OD ($r = -0,64$, $p < 0,05$) (Anexo III). Los SS pueden variar como consecuencia de distintos factores: la acción del viento y la presencia de fauna acuática que pueden provocar la resuspensión de

sedimentos (Scheffer et al., 1993) y el incremento de microorganismos en suspensión (plancton), entre otros (Goyenola y Urtado, 2020). El resguardo por parte de la vegetación de las turbulencias impulsadas por el viento reduce la mezcla del sistema (Richardson et al., 2022). Por ende, la ausencia de macrófitas sumergidas puede favorecer la resuspensión de sedimentos (Scheffer et al., 1993; Oertli y Parris, 2019). Si bien la información consultada en el SMN (2023) no da evidencia de que se hubieran registrado vientos en fechas cercanas a los muestreos que presentaron elevados valores de SS (febrero 2020, febrero 2022), fue posible observar que el estanque se encontró libre de macrófitas sumergidas, que pudieran estabilizar el fondo del cuerpo de agua (Tabla 2). Es probable que, en el estanque estudiado, la ausencia de este tipo de plantas acuáticas permitiera la resuspensión de estos sedimentos ante pequeñas perturbaciones, tales como la actividad de la fauna o ligeras brisas.

Paralelamente, algunos de los mayores registros en las concentraciones de SS en el periodo de muestreo se dieron con el aumento de la temperatura del agua en los meses cálidos (febrero 2020, febrero 2022). Esto podría explicarse también por el incremento de la productividad del sistema que se podría ver reflejado en el incremento de la biomasa planctónica (Waajen, 2014), que al ser organismos pelágicos se encuentran en suspensión en la columna de agua. Como se discutirá más adelante, durante estas fechas de muestreo se registraron concentraciones Cl a fitoplanctónica relativamente elevadas (Figura 8) lo que sería evidencia de una mayor biomasa de esta comunidad. Además, las observaciones a campo mostraron (de manera cualitativa) que las aguas en febrero 2020 y febrero 2022 se encontraban turbias (Tabla 2) lo que respaldaría, al menos cualitativamente, los resultados observados.

Las variaciones temporales de las concentraciones de nutrientes analizados (disueltos y totales) se presentan en la figura 6.

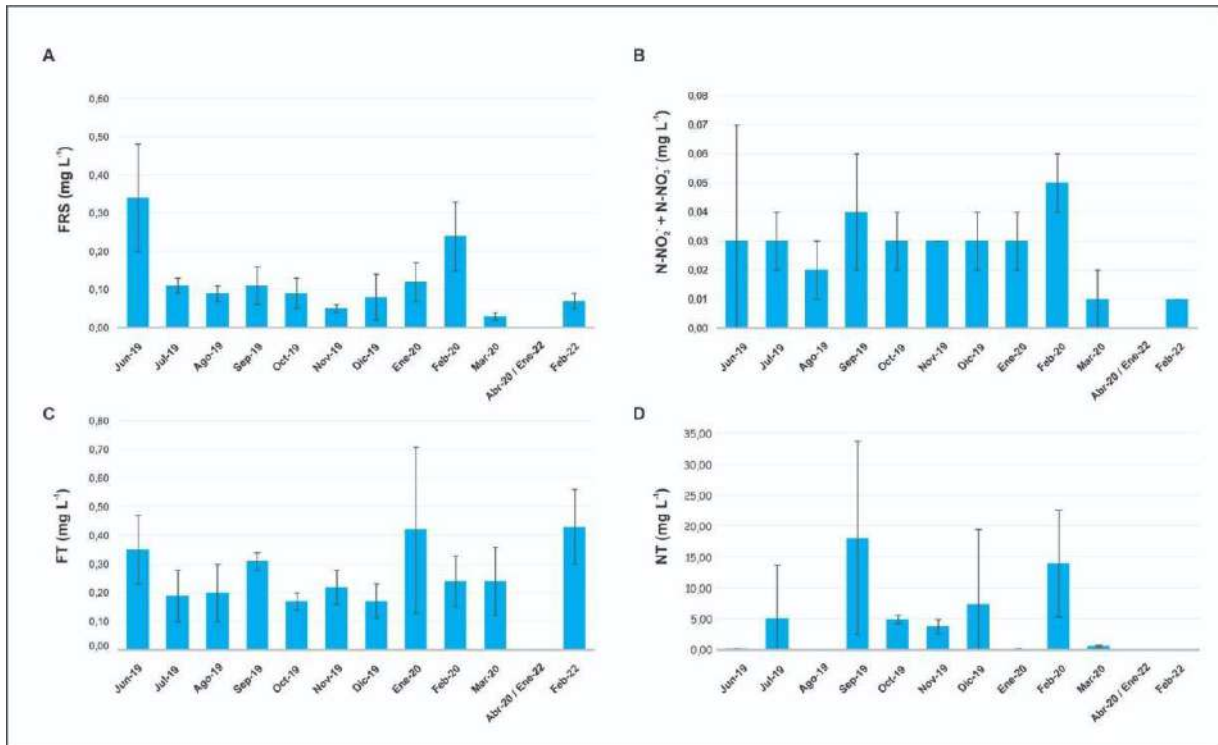


Figura 6. Variación temporal de las concentraciones de nutrientes medidos en el estanque durante el período estudiado. Las barras representan los valores promedio para los tres sitios de muestreos y sus desvíos estándares. FRS: fósforo reactivo soluble; N-NO₂⁻+NO₃⁻: nitritos + nitratos; FT: fósforo total; NT: nitrógeno total.

Las concentraciones de nutrientes disueltos y totales mostraron diferencias entre los sitios durante el periodo de estudio y, en términos generales, no se pudo encontrar un claro patrón de variación temporal. Respecto a la concentración de **FRS**, se registró la menor concentración en marzo 2020 ($0,03 \pm 0,01 \text{ mg l}^{-1}$), mientras que la mayor concentración se encontró en junio 2019 ($0,34 \pm 0,14 \text{ mg l}^{-1}$) (Figura 6A). En febrero del 2022 se registró un valor medio de $0,07 \pm 0,02 \text{ mg l}^{-1}$. En relación con los N-NO₂⁻+NO₃⁻, la mayor concentración se registró en febrero 2020 ($0,05 \pm 0,01 \text{ mg l}^{-1}$). Al igual que para el FRS, la menor concentración se encontró en marzo 2020 ($0,01 \pm 0,01 \text{ mg l}^{-1}$) (Figura 6B). Las concentraciones de FRS y N-NO₂⁻+NO₃⁻ se correlacionaron positiva y significativa ($r= 0,45$, $p < 0,05$) (Anexo III). Al comienzo del estudio, las concentraciones de nutrientes en el estanque pueden atribuirse en parte al aporte de

las aguas de llenado que, como se presentó anteriormente, presentan valores de similar magnitud. La concentración de nutrientes disueltos también puede ser atribuida a fenómenos naturales como disolución atmosférica de nutrientes, depósitos geológicos, aguas de escorrentía y descomposición de materia orgánica (Cardenas y Sánchez, 2013). Cabe destacar el descenso en la concentración de los nutrientes disueltos en el estanque de febrero 2020 a marzo 2020. Estas diferencias podrían explicarse por las diferencias en las características de la vegetación encontrada en las mencionadas fechas de muestreo (Tabla 2). Mientras que en febrero 2020 se encontraron aguas turbias y abundante vegetación en descomposición, durante marzo 2020 se observó un crecimiento de la vegetación sumergida y palustre que se encontró en mejores condiciones. Diversos autores reportaron el efecto positivo de la presencia de macrófitas sumergidas y palustres en la captación de nutrientes en agua y en su competencia con el fitoplancton (Scheffer et al., 1993; Oertli y Parris, 2019; Benelli y Bartoli, 2020). De este modo, la presencia de vegetación sumergida y palustre en buen estado durante marzo 2020 podría haber favorecido la disminución de nutrientes disueltos en la columna de agua. El uso de vegetación en la rehabilitación de ambientes acuáticos ya ha sido probado (Rodrigo et al., 2013; Yu et al., 2016), sin embargo, son necesarios más estudios para poner a prueba esta hipótesis en el estanque estudiado.

Durante el período de muestreo 2019-2020, la concentración de **FT** mostró el menor valor en octubre 2019 y diciembre 2019 ($0,17 \pm 0,03 \text{ mg l}^{-1}$). El mayor valor se registró en enero 2020 ($0,42 \pm 0,29 \text{ mg l}^{-1}$) (Figura 6C). Los elevados valores de desviación estándar muestran una marcada variación espacial en el valor de esta variable. Posteriormente, en febrero 2022 se registró un valor medio de $0,43 \pm 0,13 \text{ mg l}^{-1}$. Los valores de **NT** variaron tanto entre fechas de muestreo, como entre sitios (Figura 6D). La menor concentración de nitrógeno total se registró en agosto del 2019 ($0,07 \pm 0,02 \text{ mg l}^{-1}$) y la mayor en septiembre 2019 ($18,08 \pm 15,63 \text{ mg l}^{-1}$)

con valores muy dispares entre los sitios de muestreos. Cabe aclarar que no se pudo analizar la concentración de NT en febrero 2022. Se observó una correlación débil entre la concentración de NT y T° del agua ($r= 0,38$, $p < 0,05$) (Anexo III).

Los cuerpos de aguas pequeños, como los estanques, generalmente contienen concentraciones naturalmente más altas de nutrientes que los sistemas de mayor dimensión, y un aporte externo puede conducir al deterioro del ecosistema (Oertli y Parris, 2019). Las concentraciones de nutrientes en estanques urbanos se ven alteradas tanto por cargas internas como externas. Las alteraciones internas surgen cuando los nutrientes son liberados de las fases mineralógicas o de la materia orgánica de los sedimentos (Rodríguez-Flores, 2017). Los factores externos pueden derivar del aporte de aguas de llenado con carga de nutrientes (Oertli y Parris, 2019), y al aumento de su concentración derivada de las actividades de la fauna acuática y de las aves visitantes que pueden contribuir con nitrógeno y fósforo con sus deyecciones (Margalef, 1983). En el estanque estudiado el agua usada para su llenado puede explicar en parte la concentración de nutrientes en los primeros muestreos de este estudio, cuando la presencia de vegetación y aves acuáticas era escasa. Los aerosoles de nitrógeno derivados de la combustión o del NOx asociado al transporte y otros aportes antrópicos (como efluentes industriales y urbanos o fertilización de cultivos) que elevan la concentración del nitrógeno a la atmósfera, pueden aumentar los aportes de nutrientes a los cuerpos de agua mediante la solubilización en el agua de lluvia (Arocena, 2016). Si bien este estanque se encuentra en una reserva ecológica, se encuentra emplazada en la ciudad y podría recibir este aporte de nutrientes. Sin embargo, son necesarios más estudios para poner a prueba esta hipótesis. Cabe aclarar que en este estudio sólo se analizó la fracción oxidada del nitrógeno disuelto ($N-NO_2^-+NO_3^-$), por cuanto no se conoce la composición del NT, que deriva entre otras fuentes tales como del nitrógeno amoniacal. Este nutriente debería ser incorporado en futuros estudios y podría explicar

variaciones en la concentración de NT derivadas de la fauna local a través de sus deyecciones tal como lo propone Margalef (1983).

7.2.3 ANÁLISIS INTEGRAL DE LAS CONDICIONES LIMNOLÓGICAS EN EL ESTANQUE

El análisis conjunto de los parámetros físicos y químicos estudiados se realizó a través de un análisis de componentes principales (ACP) (Figura 7). En el ACP se puede observar que el eje 1 (primer componente) explica el 43,93% de la varianza en los sitios y principalmente se encuentra relacionado de manera positiva con los SS ($r=0,73$) y la CE ($r= 0,73$), y negativamente con el OD ($r=-0,87$) y pH ($r=-0,72$). Por otro lado, el eje 2 (segundo componente) explica el 18,8% de la varianza y está vinculado principalmente a las concentraciones de nutrientes disueltos (FRS: $r=0,70$; $N-NO_2^-+NO_3^-$: $r=0,67$).

En líneas generales se puede apreciar un ordenamiento de los sitios agrupados por fecha de muestreo a lo largo del primer componente. En este sentido, los meses que se corresponden con los inicios del llenado del estanque y los meses más fríos se ubicaron a la izquierda en el diagrama de ordenación. A medida que la laguna se fue llenando y coincidiendo con los meses más cálidos, las muestras se ordenaron hacia la derecha caracterizadas por mayores valores de SS y CE, además de presentar menores valores de OD.

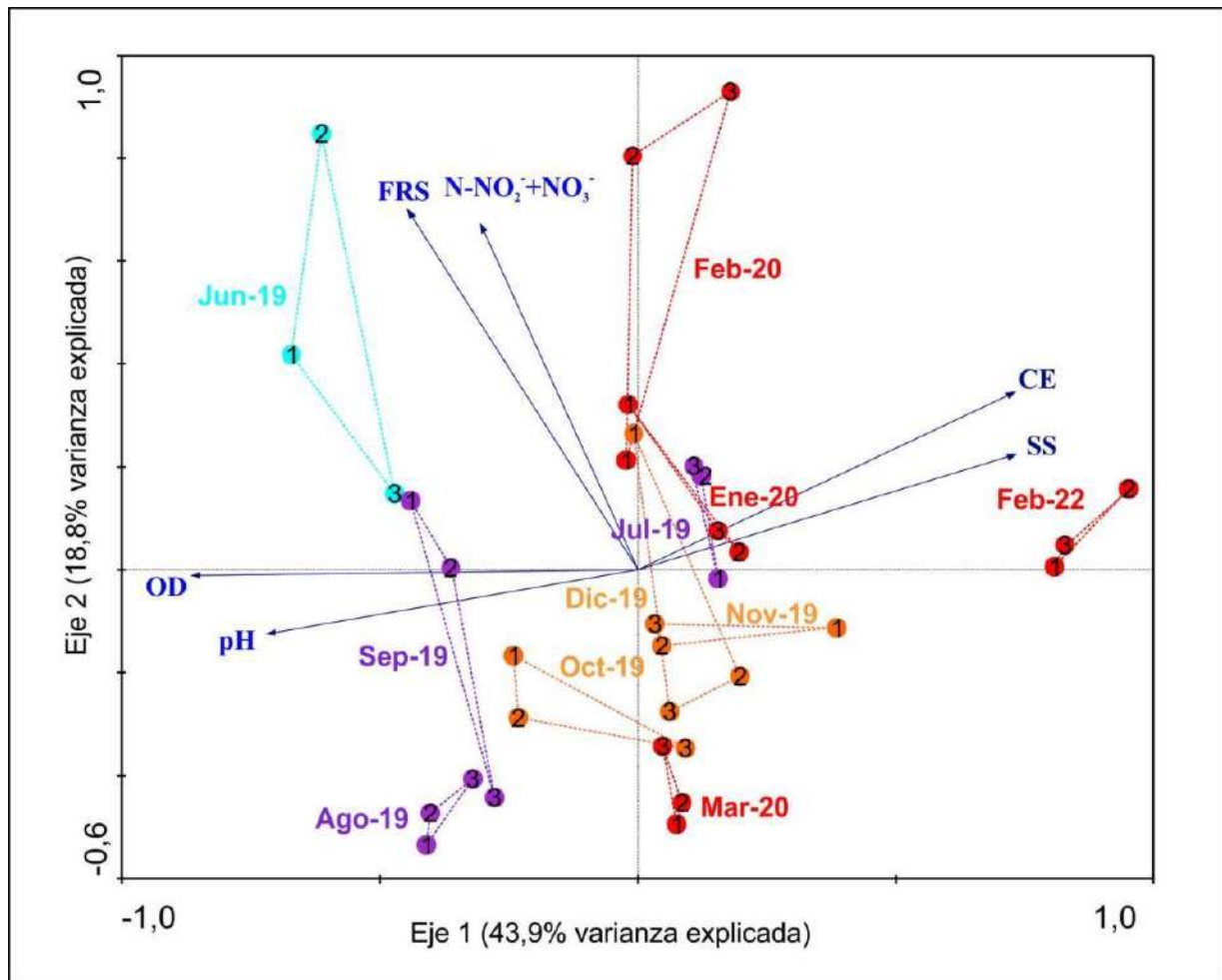


Figura 7. Diagrama de ordenación del análisis de componentes principales. OD: oxígeno disuelto; CE: conductividad eléctrica; FRS: fósforo reactivo soluble; N-NO₂⁻+NO₃⁻: nitritos + nitratos. Los números indican los sitios de muestreo: 1: Sitio 1; 2: Sitio 2 y 3: Sitio 3. Jun: junio, Jul: julio, Ago: agosto, Sep: septiembre, Oct: octubre, Nov: noviembre, Dic: diciembre, Ene: enero, Feb: febrero, Mar: marzo.

En el diagrama de ordenamiento, se puede observar también que existen fechas en las cuales se aprecia cierta homogeneidad en las condiciones del estanque y los sitios se ordenaron de manera muy próximos entre sí, como por ejemplo en julio 2019, agosto 2019, y marzo 2020. Esto podría explicarse debido a que, en los inicios del llenado del estanque, la bomba de agua funcionó diariamente con el objetivo de conseguir el asentamiento del suelo arcilloso para conseguir la impermeabilización del fondo y mantener el nivel hidrométrico (Blanco, com. pers). Esta

acción puede haber favorecido la mezcla periódica de la columna de agua. Con respecto al mes de marzo 2020, la homogeneidad se podría explicar por la presencia de vegetación acuática en los diferentes sitios, que estabiliza la columna de agua (Scheffer et al., 1993).

Los mayores valores de SS y CE registradas en febrero de 2022 podrían explicarse por un efecto de concentración de las aguas derivadas de la falta de aporte externo de agua de llenado por problemas técnicos de bombeo (Piaggio, com. pers.). Como se mencionó anteriormente las bajas temperaturas en el periodo invernal a comienzos del llenado del cuerpo de agua determinó la mayor concentración de OD, con el paso temporal a estaciones más cálidas el estanque se fue colonizando por macrófitas, aumentando su biomasa, y por ende el consumo de oxígeno del sistema, disminuyendo su concentración.

Con este análisis podemos observar la influencia de las variables como CE, SS, OD y pH (primer componente del ACP) durante el primer año de llenado del estanque, que fueron variando en el tiempo acorde a los cambios estacionales. Complementariamente, las variaciones entre los sitios de muestreo se verían influenciadas por las concentraciones de nutrientes disueltos como se puede observar en el segundo componente del análisis. Como se mencionó anteriormente, los cuerpos de agua pequeños como este estanque son muy susceptibles a sufrir cambios en estas condiciones (Downing, 2010; Zamora-Marín et al., 2021). Las variables físicas y químicas analizadas en este trabajo también resultaron indicadores claves en el diagnóstico a lo largo del tiempo de otros cuerpos de agua urbanos en el Área Metropolitana Bonaerense (Avigliano, 2014; Rodríguez Flores, 2017; Allende et al., 2019; Barraza, 2019).

7.3 VARIACIÓN TEMPORAL DE INDICADORES DE EUTROFIZACIÓN

Como se mencionó anteriormente, se realizó el análisis de los indicadores de eutrofización (FT, disco de Secchi y Cl a) considerando OCDE (1982). Los resultados obtenidos de FT ya fueron presentados y discutidos en una sección anterior (7.2.2).

7.3.1 LA TRANSPARENCIA SEGÚN EL DISCO DE SECCHI EN EL ESTANQUE

Cabe aclarar que en el estanque estudiado no se pudo considerar la profundidad del disco de Secchi como indicador de eutrofización. Esto se debió a que esta medición coincidió, en la mayoría de las fechas, con la profundidad del sitio de muestreo. Las únicas tres fechas que se pudo medir esta variable fueron diciembre 2019 y febrero 2020, donde se registraron valores medios de Secchi de $0,50 \pm 0,03$ m, y $0,53 \pm 0,03$ m respectivamente y en febrero de 2022 en el que se registró el valor más bajo de $0,35 \pm 0,01$ m.

7.3.2 VARIACIÓN MENSUAL EN LAS CONCENTRACIONES DE CLOROFILA EN EL ESTANQUE

Se observaron diferencias entre los sitios y variaciones durante el periodo de estudio en la concentración de Cl a (Figura 8). Los valores registrados de Cl a en el periodo 2019-2020 mostraron una diferencia espacial evidenciada por los elevados valores de desviación estándar. Durante el primer periodo de muestreo (2019-2020), la menor concentración media se registró en septiembre 2019 ($0,37 \pm 0,62 \mu\text{g l}^{-1}$), mientras que la mayor en febrero 2020 ($7,08 \pm 9,56 \mu\text{g l}^{-1}$). Sin embargo, el registro más elevado se dio luego de dos años, en febrero 2022 ($50,77 \pm 26,49 \mu\text{g l}^{-1}$). Se encontró una correlación moderada positiva entre la Cl a y la temperatura del agua ($r= 0,38$, $p< 0,05$). La concentración de clorofila también se correlacionó positivamente con la CE ($r=0,41$, $p<0,05$) y los SS ($r=0,42$, $p<0,05$), y de modo negativo con el OD ($r=-0,42$, $p<0,05$) (Anexo III).

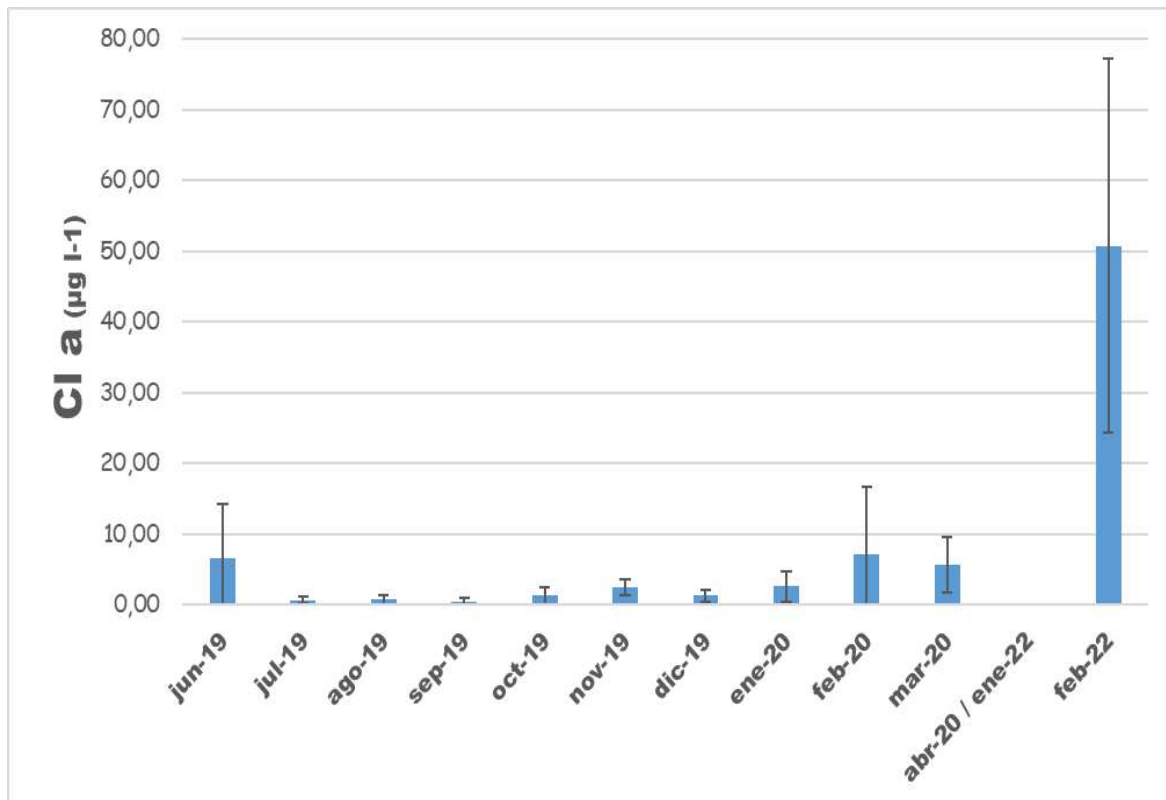


Figura 8. Variación temporal de la concentración de clorofila a fitoplanctónica (CI a), durante el período de estudio. Las barras indican los valores medios entre los sitios de muestreo y su desviación estándar.

Se pudo observar una tendencia temporal al aumento en el valor de esta variable hacia finales del presente estudio. Las diferencias encontradas entre los sitios en una misma fecha de muestreo pueden explicarse, en parte, por la distribución espacial del fitoplancton, que se describe como parches o manchas y que se manifiestan de forma azarosa según la suma de variables ambientales y el movimiento del agua (Margalef, 1983). En cuanto a sus diferencias temporales, la temperatura es un factor que afecta el desarrollo del fitoplancton por favorecer su desarrollo principalmente en épocas estivales (Avigliano et al., 2014). Este parámetro favorece el proceso de eutrofización por el incremento de la productividad del estanque (Ledesma et al., 2013), explicando el aumento de las concentraciones de CI a en el periodo más cálido y principalmente en febrero del 2022. Este aumento también se pudo ver

influenciado por la falta del aporte del agua de llenado por inconvenientes en el sistema de bombeo (Piaggio com. pers.), favoreciendo la concentración de Cl a, como ya se discutió para la concentración de SS y el aumento en la CE.

7.3.3 CAMBIOS TEMPORALES EN LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DEL ESTANQUE

En la tabla 4 se presenta la clasificación de estado trófico del estanque para cada fecha de muestreo, teniendo en cuenta las concentraciones de FT y Cl a siguiendo los criterios propuestos por OCDE (1982).

Al considerar el FT como indicador de eutrofización, el estanque se clasificó como hipertrófico desde sus inicios, mientras que al considerar la Cl a se puso en evidencia un cambio en la clasificación del estado trófico a lo largo del tiempo. Según la Cl a, y durante el período 2019-2020 el estanque presentó características inicialmente mesotróficas (junio 2019), debidas principalmente por un elevado valor registrado en S3. En los meses siguientes, se encontró el estado ultra-oligotrófico en la temporada fría (julio 2019 - septiembre 2019) y el nivel de trofismo fue aumentando de manera estacional. En la primavera evolucionó a un estado oligotrófico (de octubre a diciembre 2019) mientras que en el verano alcanzó el estado mesotrófico (enero 2020 - marzo 2020). Finalmente, dos años más tarde, en febrero del 2022, se registraron condiciones hipertróficas considerando este indicador. Los valores de FT y Cl a clasificaron el estado trófico del estanque estudiado de manera diferente y sólo la Cl a evidenció una evolución en el grado de trofismo en el tiempo.

Tabla 4. Caracterización de estado trófico considerando los criterios propuestos por OCDE (1982) para los indicadores FT y Cl a.

Mes/Año	FT (mg/l)	categoría trófica	Cl a (µg/l)	categoría trófica
jun-19	0,35	Hipertrófico	6,53	Mesotrófico
jul-19	0,19	Hipertrófico	0,63	Ultra Oligotrófico
ago-19	0,20	Hipertrófico	0,73	Ultra Oligotrófico
sep-19	0,31	Hipertrófico	0,37	Ultra Oligotrófico
oct-19	0,17	Hipertrófico	1,27	Oligotrófico
nov-19	0,22	Hipertrófico	2,36	Oligotrófico
dic-19	0,17	Hipertrófico	1,27	Oligotrófico
ene-20	0,42	Hipertrófico	2,54	Mesotrófico
feb-20	0,24	Hipertrófico	7,08	Mesotrófico
mar-20	0,24	Hipertrófico	5,62	Mesotrófico
abr 20 - ene 22				
feb-22	0,43	Hipertrófico	50,77	Hipertrófico

En concordancia con los resultados expuestos, si bien sólo se pudo medir la profundidad del disco de Secchi de manera correcta en tres ocasiones (cuando no se vio limitado por la profundidad del sitio de muestreo), el decrecimiento en sus valores desde el período 2019-2022 podrían dar indicios de un comienzo de proceso de eutrofización.

Los ambientes acuáticos del centro de Argentina pueden variar en su nivel de trofismo dependiendo de las estaciones del año (Ledesma et al., 2013). Investigaciones realizadas en diferentes lagunas y estanques urbanos de la Provincia de Buenos Aires determinaron que varios cuerpos de agua presentan condiciones eutróficas (Geraldí, 2009; Rodríguez-Flores 2017; Allende et al., 2019; Barraza, 2019). La influencia de las características geológicas del

lugar (Oertli y Parris., 2019), el aporte interno de nutrientes por parte de los sedimentos (Waajen y Faassen, 2014), la contaminación atmosférica (Arocena, 2016) y los desechos de los organismos bióticos (Margalef, 1983) afectan el estado trófico de los estanques en áreas urbanas. Como se mencionó anteriormente, la calidad del agua del estanque estudiado se encuentra influenciada por las características del acuífero semiconfinado Puelche. Luego de realizar un diagnóstico de su calidad, los resultados obtenidos arrojaron poseer características hipertróficas según la clasificación propuesta por OCDE ($0,7 \text{ mg l}^{-1}$ de FT).

7.4 RECOMENDACIONES COMPARTIDAS CON LOS AGENTES RESPONSABLES DE LA GESTIÓN DEL ESTANQUE

A partir de los resultados obtenidos en el presente estudio, se compartió una serie de pautas con los agentes responsables de la gestión del estanque:

- 1) Mejorar las condiciones de agua de llenado a través de la implementación de un sistema de fitorremediación, utilizando plantas nativas de elevado poder depurador. Analizar su calidad a la entrada y a la salida del sistema.
- 2) Incorporar vegetación ribereña y sumergida, introduciendo especies nativas con el fin que se asiente un ensamble característico de los ecosistemas lagunares de la región, que facilite el control de su desarrollo.
- 3) Realizar la remoción de vegetación seca, en descomposición, y de plocon que se presente en superficie de manera periódica, evitando remover los sedimentos.
- 4) Controlar la presencia de macrófitas flotantes con el fin de evitar la cobertura de la superficie del agua.
- 5) Realizar el monitoreo periódico de variables físicas, químicas y de indicadores de eutrofización.

8.0 CONCLUSIONES

En el marco del objetivo general del presente trabajo se logró realizar la caracterización limnológica de este nuevo estanque, y obtener información de base para su posterior gestión.

Los resultados del presente estudio evidenciaron que:

- ◆ Las variables limnológicas que variaron espacialmente a lo largo del periodo de estudio (junio 2019 - marzo 2020; febrero 2022), fueron SS, NT y Cl a, encontrando en algunos casos diferencias muy marcadas entre sitios. Se recomienda para futuros estudios en estanques la toma de muestras de como mínimo 3 sitios diferentes para que las muestras sean representativas del sistema, como se evidenció en este estudio.
- ◆ Algunas de las variables limnológicas estudiadas, tales como OD, SS, NT, Cl a, mostraron una variación temporal desde el inicio de llenado y durante el período estudiado. En consecuencia, se recomienda para los estanques urbanos, un control y monitoreo de las variables limnológicas que influyen en estos cuerpos de agua, con el objetivo de obtener información acerca de la variabilidad temporal
- ◆ El estanque presentó características hipertróficas al final del estudio considerando los dos indicadores de eutrofización analizados, FT y Cl a. Sin embargo, el cambio en el estado trófico sólo fue evidente al considerar la Cl a (ultra oligotrófico a hipertrófico). Los resultados ponen en evidencia la rapidez con la cual se generaron los cambios considerando este indicador.

Todos estos resultados confirmaron las tres hipótesis de trabajo propuestas al inicio de la investigación.

9.0 VINCULACIÓN A PROYECTOS

Este trabajo se pudo realizar gracias al financiamiento de los siguientes proyectos:

Proyecto de investigación plurianuales (PIP) - CONICET

Título: Remediación de ambientes acuáticos urbanos degradados: Hacia el diseño de un sistema de clasificación de estado ecológico y de planes de manejo. **Período:** 2018 - 2021.

Código: 11220170100256CO.

Resolución: RESOL-2018-8-APN-DIR#CONICET.

Investigador titular: Dra. Luz Allende

Proyecto de investigación científica y tecnológica (PICT) - Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnicas

Título: Evaluación del estado ecológico de lagunas urbanas y periurbanas: diseño de un sistema de clasificación y propuestas para el mejoramiento de la salud ecosistémica.

Período: 2019 - 2023. **Código:** ANPCyT, PICT 2018-02021

Investigadora Responsable: Dra. María Soledad Fontanarrosa

9.0 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ampatzidis, P.; Kershaw, T. (2020). A review of the impact of blue space on the urban microclimate. *Science of The Total Environment* 730: 139068.

Allende, L.; Fontanarrosa, M; Murno, A. (2019). Phytoplankton functional group classification as a tool for biomonitoring shallow studies: a case study. . *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 420, 5.

APHA - American Public Health Association, (2005). *Standard methods for the examination of waters and wastewater*. Washington, DC.

Arocena, R., (2016). *Principios y métodos de limnología: ejemplos de Uruguay*. DIRAC.

Aumassanne, C. y Fontanella, D. (2015). Variaciones en la conductividad eléctrica del agua para riego en la Cuenca del Río Colorado, Argentina. *Unidad de Extensión y Desarrollo Territorial de INTA*, August, 8.

Avigliano L; Vinocur A; Chaparro G; Tell G; Allende L. (2014). Influence of re-flooding on phytoplankton assemblages in a temperate wetland following prolonged drought. *Journal of limnology* 73(2): 45-60.

Barraza, A. (2019). *Microalgas y su uso como bioindicadoras en la laguna Lobos y su microcuenca fluvial (Buenos Aires)*. Tesis Pos-grado: especialización en Calidad Ecológica y Restauración de Sistemas Fluviales. Universidad de Luján Argentina.

Benelli, S., y Bartoli, M. (2020). Macrofauna and roots reduce methane production and attenuate nutrient recycling in organic-rich fluvial sediments. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (p. 11581).

Burgueño G, y Nardini C. (2009). *Introducción al paisaje natural: diseño de espacios con plantas nativas rioplatenses*. Buenos Aires, Argentina. Orientación gráfica editora.

Briggs, A; Pryke, J; Samways, M; Conlong, D. (2019). Macrophytes promote aquatic insect conservation in artificial ponds. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 29, 1190–1201.

- Castillo, R. (2010). La importancia de la educación ambiental ante la problemática actual. *Revista electrónica educare*, 14(1), 97-111.
- Canning, A. y Death, R. (2019). *Ecosystem Health Indicators - Freshwater Environments*, Editor(s): Fath B. *Encyclopedia of Ecology* (2° Ed.), Vol. 1, Elsevier, 46-60pp.
- Cárdenas, G. y Sánchez, I. (2013). Nitrogen in wastewater: origins, effects, and removal mechanisms to preserve the environment and public health. *Universidad y Salud*, 15(1), 72–88.
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S012471072013000100007%0A
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S012471072013000100007&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Cardozo, L. (2019). Diagnóstico de la situación ambiental del bosque ribereño al arroyo Las Tunas en el Municipio de Malvinas Argentinas, Buenos Aires.
- Cid, O. (2005). Los Humedales, espacios educativos. Reflexiones Sobre Educación Ambiental II. Artículos Publicados En La Carpeta Informativa Del CENEAM 2000-2006, 349–258.
http://www.magrama.gob.es/es/ceneam/recursos/documentos/serieea/reflexiones_ea2.aspx
- Cliffort, C. y Hefferman, J. (2018). Artificial Aquatic Ecosystems. *Water* 10:1096.
<https://doi.org/103390/w10081096>.
- Deacon, C; Samways, M; Pryke, J. (2018). Artificial reservoirs complement natural ponds to improve pondscape resilience.
- Downing, J; Prairie, Y; Cole, J; Duarte, C; Tranvik, L; Striegl, R; Middelburg, J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and oceanography*, 51(5), 2388-2397.
- Downing, J. (2010). Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica*, 29, 9-23.
- European Pond Conservation Network (EPCN). (2008). The pond manifesto. Retrieved from http://www.europeanponds.org/wp-content/uploads/2014/12/EPCN-manifesto_english.pdf.

- Fazio, A. y O'Farrell, I. (2005). Phytoplankton and water quality in a shallow lake: a response to secondary salinization (Argentina). *Wetlands* 25: 531 – 541.
- Fernández, L. y Di Pace, M. (2002). Los servicios ecológicos que cumplen los humedales: el caso de Tigre, Buenos Aires.
- Fernández, L; Piaggio, S; Bardelás, A; Haene, E. (2011). Reserva Natural Urbana El Corredor (San Miguel, Provincia de Buenos Aires) una iniciativa para conocer, conservar y disfrutar el paisaje natural del Gran Buenos Aires.
- Francis R; Millington J; Chadwick, M. (Eds) (2016). Preface *Urban landscape ecology: science, policy, and practice*. Routledge, New York, 317 pp.
- Fontanarrosa, M.S; Allende L; Rennella, A.M; Boverí, M.B; Sinistro, R. (2019). A novel device with macrophytes and bio balls as a rehabilitation tool for small eutrophic urban ponds: a mesocosm approximation. *Limnologica* 74: 31-72.
- Rodríguez-Gallego, L. (2011). Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo.
- Geraldi, A. (2009). Estudio geoambiental de la Cuenca Lagunar Las Encadenadas del Oeste. 330.
- Georgiou, M; Morison, G; Smith, N; Tiegues, Z; ChasΘn, S. (2021). Mechanisms of Impact of Blue Spaces on Human Health: A Systematic Literature Review and Meta-Analysis. *International Journal of Environmental Research Public Health* 18, 2486.
- Goyenola, G. y Urtado, L. (2020). Guía para el monitoreo participativo de lagos eutróficos urbanos. *Ciencia-Gestión-Participación*. Comuna Canaria. Universidad de la República. Montevideo. 84 pp.
- Grizzetti, B; Lanzanova, D; Liqueste, C.; Reynaud, A; Cardoso, A. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy* 61:194-203.

Gómez-Baggethun, E. y De Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas ECOSISTEMAS. 16(3), 4–14.

GTZ (cooperación técnica alemana). (2010). Áreas de conservación municipal: una oportunidad para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo local. Reflexiones y experiencias desde América Latina. Brasilia, DF.

Gómez-Baggethun, E. & De Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas.

Guevara Sada, S. (2013). Cátedra Unesco Las reservas de la biosfera y el ambiente urbano. Cuadernos de Biodiversidad, 42(42), 23–30. <https://doi.org/10.14198/cdbio.2013.42.02>

ECOSISTEMAS. 16(3), 4–14.

Guo, Y; Liu, Y; Zeng, G; Hu, X; Li, X; Huang, D; Liu, Y; Yin, Y. (2014). A restoration promoting integrated floating bed and its experimental performance in eutrophication remediation. J. Environ. Sci. 26 (5):1090–1098. [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60500-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60500-8)ción.

Halfpter Salas, G. (2002). Conservación de la Biodiversidad en el siglo XXI. *Boletín de La SEA*, 31(31), 1–7.

Hamdhani, H; Eppehimer, D; Bogan, M. (2020). Release of treated effluent into streams: A global review of ecological impacts with a consideration of its potential use for environmental flows. *Freshwater Biology*, 1–14.

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

Hill, H; White, J; Biggs, J; Briers, R; Gledhill, D; Ledger, M; Thornhill, I; Wood, P; Hassall, C. (2021) Local contributions to beta diversity in urban pond networks: Implications for biodiversity conservation and management. *Diversity and distribution* Vol 27 (5) 887-900. DOI: 10.1111/ddi.13239.

Kandus, P. (2010). Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná.

<http://freepdf.com/#gsc.tab=0&gsc.q=servicios ecosistémicos &gsc.sort=>.

Karydis, M. (2009). Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global NEST Journal*, Vol. 11, No 4, pp 373-390.

- Ledesma, C; Bonansea, M; Rodriguez, C; Delgado, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3), 419–425. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>.
- Lemmens, P; Mergeay, J; de Bie, T; Van Wichelen, J; de Meester, L; Declerck, S. (2013). How to maximally support local and regional biodiversity in applied conservation? Insights from pond management. *PLoS One* 8, 1–13.
- Martínez-Yrizar, A; Felger, R; Búrquez, A. (2010). Los Ecosistemas Terrestres: un Diverso Capital Natural. *Diversidad Biológica de Sonora*, 129–156.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Omega, Barcelona, 1010 pp.
- Marker, A; Nusch, A; Rai, H; Riemann, B. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Arch Hydrobiol Beih*, 14, 91-106.
- Maass, M. (2003). Principios generales sobre manejo de ecosistemas. Sánchez, O., E. vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis. *Conservación de ecosistemas templados de montaña de México*. SEMARNAT/US Fish y Wildlife Service, UNAM, CONABIO, México.
- McDougall, C; Quilliam, R; Hanley, N; Oliver, D.M. (2020). Freshwater blue space and population health: An emerging research agenda (review). *Science of the Total Environment* 737: 140196.
- MEA, Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: wetlands and water synthesis*.

Millenium Ecosystem Assessment. (2013). Ecosystems and Humans Well-Being -Synthesis (Washington, DC).

Miró, A; Hall, J; Rae, M; y O'Brien, D. (2018). Links between ecological and human wealth in drainage ponds in a fast-expanding city, and proposals for design and management. *Landscape and Urban Planning*, 180, 93-102. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.013>.

Morello, J. y Pengue, W. (2000). Economía Ecológica y Biodiversidad: Un enfoque desde el Sur grupo de ecología del paisaje y medio ambiente-GEPAMA. *Realidad económica*, 173(January), 149–157. https://www.researchgate.net/profile/Walter-Pengue/publication/237677019_Economia_Ecologica_y_Biodiversidad_Un_enfoque_desde_el_Sur/links/00b7d52dece25cc13f000000/Economia-Ecologica-y-Biodiversidad-Un-enfoque-desde-el-Sur.pdf.

Morello, J; Matteucci, S; Rodríguez, A; Silva, M. (2012). Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos Buenos Aires : Orientación Gráfica Editora.

Narayan M; Solanki P; Srivastava R. (2018). Treatment of Sewage (Domestic Wastewater or Municipal Wastewater) and Electricity Production by Integrating Constructed Wetland with Microbial Fuel Cell. In: Zhu IX (Ed) *Sewage Intech Open*, pp. 17-33. <http://dxdoi.org/105772/intechopen75658>.

Nojavan, A; Kreakie, B; Hollister, J; Qian, S. (2019). Rethinking the lake trophic state index. 491 *PeerJ* 7:e7936. Available from: <https://doi.org/10.7717/peerj.7936>.

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

Oertli, B. (2018) Freshwater biodiversity conservation: the role of artificial ponds in the 21st century. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(2), 264-269.

- Oertli, B. y Parris, K. (2019). Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere* 10(7):e02810. [10.1002/ecs2.2810](https://doi.org/10.1002/ecs2.2810).
- Olguín, E; Sánchez-Galván, G; Melo, F. J; Hernández, V; González-Portela, R. (2017). Long-term assessment at field scale of Floating Treatment Wetlands for improvement of water quality and provision of ecosystem services in a eutrophic urban pond. *Science of the Total Environment*, 584–585, 561–571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.072>
- Oliver, S; Corburn, J; Ribeiro, H. (2019). Challenges Regarding Water Quality of Eutrophic Reservoirs in Urban Landscapes: A Mapping Literature Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1):40. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010040>.
- Pengue, W; Fal, J; y (Compiladores). (2021). *Tajos en la Tierra Miradas sobre la explotación*. https://www.gordillo.com/pdf_tomo1/capituloVIII.pdf.
- Pereira, H; Leadley, P; Proença, V; Alkemade, R; Scharlemann, J. P; Fernandez-Manjarrés, J. F; Walpole, M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496-1501.
- Puig, M. (2017). Estudio Fase I y Fase II Del área de depósito judicial de vehículos en la RESERVA URBANA EL CORREDOR, PARTIDO DE SAN MIGUEL FASE I : relevamiento.
- Ramsar Convention Secretariat (2010). Wetland inventory: A Ramsar framework for wetland inventory and ecological character description. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands 15, 79.
- Richard, E. (2009). Reservas urbanas: Modelos para educación ambiental, entretenimiento y turismo local. *Rev. NLDE, Fund. Emegece*, 1(11), 20–21.
- Richardson, D; Holgerson, M; Farragher, M; Hoffman, K; King, K; Alfonso, M. (2022). A functional definition to distinguish ponds from lakes and wetlands. *Scientific Reports*, 12, 10472. Available from: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14569-0>.

- Rodrigo, M; Rojo, C; Alonso-Guillén, J; Vera, P. (2013). Restoration of two small Mediterranean lagoons: the dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecological Engineering* 54: 1-15.
- Rodriguez-Florez, C. (2017). Estructura y dinámica del fitoplancton de tres estanques urbanos de la ciudad de Buenos Aires: análisis de floraciones en época estival (2014-2015) (UBA).
- Rojas, C; Sepúlveda-Zúñiga, E; Barbosa, O; Rojas, O; Martínez, C. (2015). Patrones de urbanización en la biodiversidad de humedales urbanos en Concepción metropolitano. *Revista de Geografía Norte Grande*. <https://doi.org/10.4067/s0718-34022015000200010>.
- Ruggerio, C. (2005). Análisis del impacto de la actividad industrial sobre el recurso hídrico Cuenca del arroyo Las Catonas, Región Metropolitana de Buenos Aires.
- Scheffer, M; Hosper, S; Meijer, M; Moss, B; Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8:275-279.
- Smith, N; Georgiou, M; King, A; Tieges, Z; Webb, S; Chastin, S. (2021). Urban blue spaces and human health: A systematic review and meta-analysis of quantitative studies. *Cities* 119: 103413.
- Sosnovsky, A y Quirós R. (2006). El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral*, v.16 n.2.
- Tellería, J.(2013). Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies Loss of biodiversity: causes and consequences of the species loss. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 2a Ép, 10, 1–14.
- Teurlincx, S; Kuiper, J; Hoevenaar, E; Lurling, M; Brederveld, R; Veraart, A; Janssen, A; Mooij, W; Senerpont, D. (2019). Towards restoring urban waters: understanding the main pressures. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 36: 49-58.

- United Nations (UN). Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420). New York: United Nations.
- Uso, C. (2014). Reservas Naturales Urbanas En El Sur De Santa Cruz. 90–117.
- Valderrama, J. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10, 109-122.
- Vollenweider, R. y Kerekes, J. (1982). OECD-Organization for Economic Co-Operation and Development. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control, OECD Cooperative programme on monitoring inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris.
- Völker, S. y Kistemann, T. (2011) The impact of blue space on human health and well-being – Salutogenetic health effects of inland surface waters: A review. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214: 449– 460.
- Waajen, G; Faasen, E; Lürling, M. (2014). Eutrophic urban ponds suffer from cyanobacterial blooms: Dutch examples. *Environmental Science and Pollution Research*. 21:9983-9994.
- Wendler, M. (2020). Turismo en reservas urbanas: estudio de caso de la reserva natural urbana El Corredor.
- World Wide Fund For Nature (2010). Informe Planeta Vivo - 2010. Biodiversidad, biocapacidad y desarrollo. Gland, Suiza. www.Panda.org.
- Yu, J; Liu, Z; He, H; Zhen, W; Guan, B; Chen, F; Li, K; Zhong, P; Teixeira de Mello, F; Jeppesen, E. (2016). Submerged macrophytes facilitate dominance of omnivorous fish in a subtropical shallow lake: implications for lake restoration. *Hydrobiologia* 775:97-107.
- Zamora-Marín J; Christiane I; Demierre, E; Bonnet, N; Wezel, A; Robin, J; Vallod, D; Calvo, D;Oliva-Paterna, F; Oertli, B. (2021). Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full? *Science of The Total Environment*, 753:141987, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141987>.

Recursos Web:

- The Open University (OU). Eutrophication. 1.3. Natural Eutrophication. <https://www.open.edu/openlearn/nature-environment/environmental-studies/eutrophication>
Consultado: 24/02/2023.
- (OPDS, 2020) (Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible). <https://www.opds.gba.gob.ar> **Consultado: 18/04/2020.**
- (FAO, 2023) (Food and Agriculture Organization of the United Nations). <https://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/es/> **Consultado: 05/02/23.**
- (MSM, 2023) (Municipalidad de San Miguel). <https://www.msm.gov.ar/> **Consultado: 15/02/23.**
- (SMN, 2023) (Servicio Meteorológico Nacional). <https://www.smn.gob.ar/> **Consultado: 04/02/23.**
- (Ramsar, 2023) <https://www.ramsar.org> **Consultado: 04/02/23**

12.0 ANEXOS

Analito	Unidad	Ley 24051 Tabla 9	Resultado																			
			SM P1S	SM P1	SM P2S	SM P2	SM P3S	SM P3	SM P4S	SM P4	SM S5S	SM S5P	SM S6S	SM S6P	SM S7S	SM S7P	SM S8S	SM S8P	SM S9S	SM S9P	SM S10S	SM S10P
pH	UpH		6,30	6,30	6,00	6,80	6,80	6,90	7,60	7,40	7,90	7,00	8,10	6,30	7,30	7,50	6,10	7,30	7,00	6,50	6,50	7,50
Cadmio	ppm	5	0,40	0,10	0,10	<0,03	0,10	3,10	0,10	0,10	0,40	0,80	<0,03	0,10	0,40	0,30	0,20	0,10	0,10	<0,03	0,10	0,10
Cobre	ppm	100	12,50	41,60	16,10	13,10	25,50	27,30	27,70	12,90	14,90	11,70	32,00	36,60	20,80	56,00	20,20	72,30	31,40	38,40	22,50	
Cromo hexavalente	ppm	8	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cromo total	ppm	250	4,80	7,20	11,60	4,30	8,00	9,30	14,00	5,50	14,90	10,40	4,80	20,50	20,30	16,30	27,10	4,90	32,80	13,00	80,70	30,10
Mercurio	ppm	2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Níquel	ppm	100	2,10	4,70	2,50	2,30	3,40	4,10	3,20	3,20	3,70	2,40	1,40	2,50	1,40	2,30	1,50	1,90	19,60	2,90	1,60	2,60
Plomo	ppm	500	23,80	33,30	8,88	48,00	12,70	41,20	17,90	10,70	75,90	225,40	8,40	19,30	74,70	14,20	35,00	12,70	68,80	25,50	27,00	23,70
Zinc	ppm	500	81,40	82,20	64,10	85,60	55,50	168,10	105,70	56,30	367,70	225,90	58,20	95,80	237,00	101,90	233,50	100,90	130,40	147,50	113,50	
HTP	Ppm	S/D	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Anexo I. Resultados de laboratorio y comparación con la Tabla 9 Niveles Guía de Calidad de Suelo Uso Residencial de la Ley 24.051. En rojo, los analitos por encima de los niveles permitidos. Fuente: Puig M. 2017

Analito	Resultado	Unidades	LC	CAA
pH	6,8	UpH	0,1	6,5-8,5
SDT	1220	ppm	10	1500
Cianuros totales	<LC	ppm	0,001	0,1
Color	<LC	U Pt-Co	1	5
Olor	<LC	NUO	1	Sin Olor
Turbidez	<LC	UNT	1	3
Dureza total	577,1	ppm	5	400
Alcalinidad total	501,8	ppm	3	SD
Cloruros	52,8	ppm	3	350
Sulfatos	522,4	ppm	5	400
Nitratos	5,9	ppm	3	45
Nitritos	<LC	ppm	0,01	0,1
Fluoruros	0,7	ppm	0,2	0,6-0,8
Aluminio	<LC	ppm	0,2	0,2
Arsénico	0,012	ppm	0,001	0,01
Boro	<LC	ppm	0,05	0,5
Cadmio	<LC	ppm	0,005	0,005
Cromo total	<LC	ppm	0,05	0,05
Hierro total	<LC	ppm	0,01	0,3
Manganeso	0,057	ppm	0,015	0,1
Mercurio	<LC	ppm	0,001	0,001
Níquel	<LC	ppm	0,01	0,02
Plata	<LC	ppm	0,02	0,05
Plomo	<LC	ppm	0,03	0,05
Selenio	<LC	ppm	0,01	0,01
Zinc	<LC	ppm	0,5	5
Esterichia Coli	A	A/P 100 ml	A/P	A
Coliformes fecales	A	NMP/100ml	3	<3
Coliformes totales	<LC	NMP/100ml	3	3
Pseudomona aeruginosa	A	A/P 100 ml	A/P	A
Recuento bacterias mesofilas	122	UFC/ml	1	500UFC/l
Nitrógeno amoniacal	<LC	ppm	0,02	NA

Anexo II. Resultados de laboratorio y comparación con parámetros de potabilidad de agua de CAA. En rojo los analitos fuera de rango permitidos según CAA. Fuente: Puig M. 2017.

Correlación (r) / Significancia (P)	T° del H2O (°C)	Profundidad (cm)	pH	CE (µS/cm)	OD (mg/l)	N-NO2+NO3- (mg/l)	N Total (mg/l)	FRS (mg/l)	F Total (mg/l)	SS (mg/l)	Cl a (µg/l)
T° del H2O (°C)		,606**	-0,17	0,25	-,559**	0,1	,377*	-0,25	0,06	,571**	,382*
Profundidad (cm)	0		0,06	0,29	-,531**	0,14	0,13	-0,23	-0,07	0,34	0,08
pH	0,36	0,74		-,599**	,384*	-0,03	-0,03	0,26	0,03	-0,23	-0,13
CE (µS/cm)	0,16	0,12	0		-,523**	-0,12	-0,16	-0,06	0,23	0,15	,412*
OD (mg/l)	0	0	0,03	0		0	-0,31	0,19	-0,16	-,640**	-,422*
N-NO2+NO3-(mg/l)	0,57	0,47	0,88	0,51	0,99		0,33	,453**	-0,14	0,05	-0,28
N Total (mg/l)	0,04	0,51	0,86	0,4	0,1	0,07		0,09	0,02	0,26	0,02
FRS (mg/l)	0,15	0,23	0,14	0,74	0,29	0,01	0,65		0,28	-0,11	-0,19
F Total (mg/l)	0,76	0,72	0,87	0,2	0,38	0,43	0,91	0,11		0,05	0,16
SS (mg/l)	0	0,07	0,2	0,42	0	0,79	0,17	0,53	0,79		,423*
Cl a (µg/l)	0,03	0,68	0,46	0,02	0,02	0,12	0,91	0,3	0,38	0,01	

Anexo III. Resultado del análisis de correlación. En celeste se indica correlación positiva, mientras que en rojo correlación negativa. Referencias. Se muestran las concentraciones de: CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto, N-NO3: nitrógeno de nitratos + nitritos, NT: nitrógeno total, FRS: fósforo reactivo soluble, FT: fósforo total, SS: sólidos en suspensión, Cl a: clorofila a fitoplanctónica.