MAESTRÍA EN ecohidrología

FACULTAD DE INGENIERÍA | Facultad de Ciencias Naturales y Museo | UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Maestría en Ecohidrología

Tesis de Maestría en Ecohidrología

Para la obtención del título de

Magíster en Ecohidrología

DESCRIPTORES AMBIENTALES QUE INFLUENCIAN EL ESTADO TRÓFICO EN LAGUNAS ARTIFICIALES DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Autor.: Licenciado en Ciencias Biológicas JULIÁN PÉREZ ROMERO

Director: Dra. NORA GÓMEZ

Co-director: Mg. Ing. ENRIQUE ANGHEBEN

La Plata, Buenos Aires, Agosto de 2017

MAESTRÍA EN ecohidrología

FACULTAD DE INGENIERÍA
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Maestría en Ecohidrología

Tesis de Maestría en Ecohidrología

Para la obtención del título de

Magíster en Ecohidrología

DESCRIPTORES AMBIENTALES QUE INFLUENCIAN EL ESTADO TRÓFICO EN LAGUNAS ARTIFICIALES DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Autor.: Licenciado en Ciencias Biológicas JULIÁN PÉREZ ROMERO

Director: Dra. NORA GÓMEZ

Co-Director : Mg. Ing. ENRIQUE ANGHEBEN

La Plata, Buenos Aires, Agosto de 2017

A mi familia por haber confiado en mí,

por todo el amor y apoyo que siempre me han brindado.

Para mis amigos quienes con su apoyo y muestras de cariño,

me han motivado para seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mis directores y guías en ésta tesis, la Dra. Nora Gómez y el Mg. Enrique Angheben, por haberme brindado la oportunidad de trabajar con ellos, por haber tenido la paciencia necesaria para ayudarme, por transmitirme su conocimiento y ser accesibles en todo momento.

Al Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet ILPLA (CONICET-UNLP) por el soporte que me proporcionaron y facilitar el acceso a instalaciones y equipos, gracias a ello fue posible la realización de este proyecto de investigación. A todos los profesores e integrantes de la maestría en Ecohidrología, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Facultad de Ingeniería y Departamento de Hidráulica pertenecientes a la Universidad Nacional de La Plata.

Un agradecimiento muy especial a los integrantes del Laboratorio de Plancton y Biofilms Delia Bauer, María Belen Sathicq, Joaquín Cochero, Jorge Donadelli, por su gran colaboración, por su apoyo y por sus valiosos consejos durante el desarrollo de este trabajo.

También deseo agradecer a la empresa EcoSystems por la adquisicion de los equipos indispensables para el trabajo, así como por facilitar las instalaciones y el acceso a las lagunas objeto de investigación, gracias a ello fue posible la realización de la fase de campo.

RESUMEN

Esta investigación tuvo como objetivo determinar el estado trófico de nueve lagunas de origen artificial, en urbanizaciones privadas de la provincia de Buenos Aires, a partir del análisis de variables morfométricas y ambientales incluyendo área, profundidad, desarrollo de línea de costa, usos del suelo, concentración de nutrientes, clorofila-*a*, oxígeno disuelto, pH, sólidos disueltos totales, conductividad, transparencia y DQO, en relación a la composición y estructura del fitoplancton y las macrófitas acuáticas. Las muestras fueron colectadas y analizadas durante la primavera del año 2014 y otoño del año 2015.

Se realizaron correlación de Pearson para evaluar relaciones entre variables ambientales, grupos taxonómicos de fitoplancton y porcentaje de cobertura de macrófitas. Se efectuaron análisis de correspondencia canónica (ACC) para determinar el conjunto de variables ambientales que explicaban la variabilidad fitoplanctónica y análisis de redundancia (RDA) para determinar las relaciones entre variables ambientales y el ensamble de macrófitas acuáticas.

Los resultados indican que las lagunas tienen formas subcirculares a sigmoides, con fondos de tipo elipsoidal y pendiente suave, característico de cuerpos de agua someros. Mostrando una amplia variabilidad en la conductividad y tendencia a la alcalinidad. Las lagunas ubicadas en áreas urbanas poseen concentraciones de fósforo total que las definen como eutróficas, en tanto que las lagunas en zonas rurales oscilaron entre oligotrófico y mesotrófico. Encontrando para todos los casos baja concentración de compuestos nitrogenados (NID) en los dos periodos de tiempo evaluados.

Con respecto a los ensambles fitoplanctónicos, la división *Chlorophyta* presentó el mayor numero de géneros y especies en primavera y otoño. A nivel de especies, *Microcystis aeruginosa* exhibió la mayor densidad relativa, seguido de *Aphanocapsa delicatissima* y *A. incerta*. La concentración de clorofila-*a* presentó un aumento significativo de primavera a otoño acompañado del aumento de la densidad fitoplanctónica. En lagunas rurales, con bajo nivel trófico y menor tiempo de residencia del agua, se halló mayor diversidad fitoplanctónica. Los resultados del ACC mostraron que el área, la conductividad, el NH_4 y el TP influyen de forma positiva en la composición y distribución del ensamble fitoplanctónico. Encontrando una baja relación TN:TP (<3), el TP presentó una elevada correlación con la clorofila-*a*, por lo que el crecimiento fitoplanctónico no estaría limitado por la concentración de nutrientes.

En la composición de macrófitas acuáticas, las plantas flotantes y helófitas presentaron dominancia de *Hydrocotyle bonariensis* y *Schoenoplectus californicus* respectivamente, en las plantas sumergidas dominó la especie *Potamogeton gayi*. El RDA indica que el nivel de superficie, área, desarrollo de línea de costa, tiempo de residencia del agua, OD, conductividad, pH, DQO, NO_3, NH_4 y Clorofila-*a* influencian los cambios en el ensamble de macrófitas. También se observó una relación significativa entre el aumento del porcentaje de macrófitas sumergidas, la disminución de clorofila fitoplanctónica y fósforo total, evaluadas a través del empleo del Índice Trófico de Carlson.

Por último la transformación paisajística, contaminación del agua e introducción de plantas acuáticas se consolidan como las principales presiones ambientales generadas en el área de estudio, con importantes pérdidas en los servicios ambientales que ofrecen estos ecosistemas. Todos estos estudios han sido indispensables para dar sustento a las interpretaciones acerca del comportamiento y estado ecológico actual de este tipo de lagunas, con la finalidad de contar con una herramienta para la adecuada gestión de estos cuerpos de agua.

ABSTRACT

This investigation study had as objective determine the trophic states of nine artificial urban shallow lakes, in private urbanizations in the Buenos Aires Province, based on the morphometric and environmental variables analysis, including area, depth, development coastline, land uses, nutrients concentration, chlorophyll- *a*, dissolved oxygen, pH, total solids dissolved, conductivity, transparency and chemical oxygen demand (COD), in relation with the composition and structure of the phytoplankton and aquatic macrophytes. The samples were collected and analyzed during spring 2014 and autumn 2015.

Pearson correlations were performed to assess relationships between environmental variables, phytoplankton taxa and cover percentage of macrophytes. Canonical Correspondence Analysis (CCA) was made to determine the set of environmental variables that explained the variability of phytoplankton and Redundancy Analysis (RDA) to determine the relationships between environmental variables and the assembly of aquatic macrophytes.

The results suggest that the lakes holds sub-circular to sigmoid shapes, with ellipsoidal bottoms and soft slopes, characteristic of shallow lakes. It's shown a large variability in the conductivity and in the alkalinity trend. Lakes located in urban areas have concentrations of total phosphorus that define them as eutrophic, while lakes in rural areas oscillated between oligotrophic and mesotrophic states. Finding for all cases low concentration of nitrogen compounds (NID) in both periods evaluated.

Regarding with the phytoplankton assemblages, the *Chlorophyta* division presented the highest number of genera and species in spring and autumn. At the species level, *Microcystis aeruginosa* exhibited the highest relative density, followed by *Aphanocapsa delicatissima* and *A. incerta*. The chlorophyll-*a* concentration presented a significant increase from spring to autumn accompanied by increased phytoplankton density. In rural lakes, with lower trophic states and shortest water residence time, greater phytoplankton diversity was found. The results of the CCA showed that the area, conductivity, NH_4 and TP influence in a positive way the composition and distribution of the phytoplankton assembly. Finding a low TN:TP ratio (<3), TP had a high correlation with chlorophyll-*a* compared to NID, consequently the phytoplankton growth would not be limited by nutrient concentration.

The composition of aquatic macrophytes, the floating plants and helophytes presented dominance of *Hydrocotyle bonariensis* and *Schoenoplectus californicus* respectively, in the submerged plants dominated the species *Potamogeton gayi*. The RDA indicates that surface level, area, coastline development, water residence time, OD, conductivity, pH, COD, NO_3, NH_4 and Chlorophyll-*a* influence the changes in macrophyte assembly. A significant relationship was also observed between the increase in the percentage of submerged macrophytes, the decrease of phytoplankton chlorophyll and total phosphorus, evaluated through the use of the Carlson Trophic Index.

Finally, landscape transformation, water pollution and introduction of aquatic plants are consolidated as the main environmental pressures generated in the study area, with significant losses in the environmental services offered by these ecosystems. All these studies have been indispensable to support the interpretations about the behavior and current ecological state of this type of lakes, in order to have a tool for the suitable management of these water sources.

ÍNDICE DE CONTENIDO

Agradecimientos

Resumen

PARTE I

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN 1
I.1. Antecedentes 3
I.2. Marco Conceptual 5
I.3. Objetivos 13
I.4. Hipótesis 14

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS 15
II.1. Hidrodinámica 15
II.2. Físico – química 18
II.2.1. Estaciones de Muestreo 18
II.2.2. Nutrientes 18
II.2.3. Clorofila-*a* 18
II.2.4. Demanda Química de Oxígeno 19
II.3. Fitoplancton 20
II.4. Macrófitas 21
II.5. Análisis Estadístico 22

CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDIO 24
III.1. Municipio de Tigre 25
III.2. Municipio de Cañuelas 27
III.3. Localidad de Pinamar 27
III.4. Descripción de los Espejos de Agua 29
III.4.1. Pinamar – Campo de Polo (HR) 29
III.4.2. Cañuelas – Club de Campo (MT) 32
III.4.3. Tigre – Santa María de Tigre (SMT) 35
III.4.4. Tigre – Los Ombúes (OM) 38
III.4.5. Tigre – Las Palmas (PM) 41
III.4.6. Tigre – San Agustín (SA) 44
III.4.7. Tigre – Altamira (ALT) 47

PARTE II. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 4. PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS Y COMPOSICIÓN FÍSICO – QUÍMICA 50
IV.1. Morfometría de las Lagunas 50
IV.2 Características Físico – Químicas y Nutrientes 51
IV.3. Índices de Estado Trófico 54

CAPÍTULO 5. DESCRIPTORES DEL FITOPLANCTON 57
V.1. Aspectos Ecológicos del Fitoplancton 57
V.1.1. Composición Taxonómica 57
V.1.2. Densidad Fitoplanctónica 58
V.1.3. Índices de Diversidad 61
V.2. Efectos de la Concentración de Nutrientes en el Ensamble Fitoplanctónico 61
V.3. Relaciones entre la Densidad Fitoplanctónica y las Variables Ambientales 63
V.4. Relaciones entre Ensambles Fitoplanctónicos y las Variables Ambientales 65

CAPÍTULO 6. MACRÓFITAS 67
VI.1. Composición Taxonómica y Densidad 67
VI.2. Relación entre Cobertura Vegetal y las Variables Ambientales 69
VI.3. Relación entre el Ensamble de Macrófitas y las Variables Ambientales 70
VI.4. Relación entre Fitoplancton y Macrófitas Arraigadas Sumergidas 71
VI.5. Relación entre Macrófitas Sumergidas y el Estado Trófico 73
VI.6. Relación Zona Fótica – Cobertura de Macrófitas Sumergidas 75

CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS 76
VII.1. Relación entre Parámetros Morfométricos y Variables Físico – Químicas 76
VII.2. Variables Físico – Químicas y su Relación con la Calidad del Agua 78
VII.3. Relaciones con el Ensamble Fitoplanctónico 79
VII.4. Macrófitas Acuáticas y su Relación con las Variables Ambientales 83
VII.5. Relación entre Macrófitas y los Ensambles Fitoplanctónicos 87
VII.6. Estados Tróficos, Macrófitas y Fitoplancton 88
VII.7. Rol del Uso del Suelo y la Dinámica del Flujo de Agua 90
VII.8. Conclusiones sobre las Hipótesis de Trabajo 92

PARTE III. PRESIÓN AMBIENTAL Y MANEJO

CAPÍTULO 8. PRESIONES AMBIENTALES 94
VIII.1. Presiones Ambientales 94
VIII.1.1. Transformación Paisajística 96
VIII.1.2. Contaminación Cuerpos de Agua 99
VIII.1.3. Plantas Acuáticas 99
VIII.2. Servicios Ecosistémicos 100

CAPÍTULO 9. ESTRATEGIAS DE MANEJO Y MONITOREO 104
IX.1. Antecedentes 104
IX.2. Factores que influyen en la Intervención 105
IX.3. Recomendaciones de Manejo y Recuperación 106
IX.3.1. Manejo de las Características del Agua 108
IX.3.2. Manejo de los Sedimentos 109
IX.3.3. Control de Vegetación Acuática 109
IX.3.4. Floraciones Algales 110
IX.3.5. Cianobacterias Potencialmente Tóxicas 111
IX.3.6. Control de Vectores 111
IX.3.7. Manejo de Coliformes Fecales 113

CONCLUSIONES 115
BIBLIOGRAFÍA 117
ANEXOS 125

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura

Nº 1.1.- Productividad estacional del fitoplancton en función de la radiación solar y la concentración de nutrientes.
Nº 1.2.- Ciclo de nutrientes en sistemas acuáticos.
Nº 1.3.- Relaciones entre los factores ambientales analizados en este estudio.
Nº 3.1.- Ubicación geográfica de las lagunas estudiadas en la Provincia de Buenos Aires.
Nº 3.2.- Regiones Geográficas de la Provincia de Buenos Aires.
Nº 3.3.- Imagen Satelital de las dos lagunas ubicadas en el campo de polo en Pinamar.
Nº 3.4.- Fotografías de la laguna HR.1 espejo de agua libre.
Nº 3.5.- Fotografías de la laguna HR.1 agua color verde oliva durante el verano.
Nº 3.6.- Fotografías de la laguna HR.2 con presencia de *Nitella sp*., *Chara sp*., *P. Illinoensis* y *P. gayi*.
Nº 3.7.- Fotografías de la laguna HR.2 con elevada transparencia y baja profundidad.
Nº 3.8.- Imagen Satelital de las dos lagunas ubicadas en el club de campo en cañuelas (MT.1 – MT.2).
Nº 3.9.- Fotografías de la laguna MT.1 de uso ornamental, presencia de *Nitella sp*.
Nº 3.10.- Fotografías de la laguna MT.1 zona de conexión con MT.2 a través de un canal.
Nº 3.11.- Fotografías de la laguna MT.2 de uso ornamental, con abundancia de *P. illinoensis*.
Nº 3.12.- Fotografías de la laguna MT.2 con blooms de *Cladophora sp*. y *Oedogonium sp*.
Nº 3.13.- Imagen Satelital de la laguna ubicada en Santa María de Tigre (SMT).
Nº 3.14.- Fotografías de la laguna empleada en la práctica de deportes náuticos y pesca deportiva.
Nº 3.15.- Fotografías de la laguna con presencia de *Schoenoplectus californicus*.
Nº 3.16.- Fotografía de una floración algal a finales del otoño.
Nº 3.17.- Fotografía de un periodo de elevada transparencia posterior a la floración algal.
Nº 3.18.- Imagen Satelital de la laguna ubicada en los ombúes (OM).
Nº 3.19.- Fotografías de la laguna, se observa el espejo de agua libre para la práctica de deportes.
Nº 3.20.- La laguna cuenta con una bomba de oxigenación permanente.
Nº 3.21.- Fotografías de la laguna, en la zona más angosta, borde de costa protegido con hormigón.
Nº 3.22.- Fotografías de la laguna, la cubeta es una antigua cárcava de excavación minera en Tigre.
Nº 3.23.- Imagen Satelital de la laguna ubicada en las Palmas (PM).
Nº 3.24.- Fotografías de la laguna con elevada transparencia por presencia de *M. aquaticum*.
Nº 3.25.- Fotografías de la laguna con presencia de *Schoenoplectus californicus*.
Nº 3.26.- Fotografías de la laguna empleada para la práctica de remo y natación.
Nº 3.27.- La laguna en ocasiones recibe los residuos de la limpieza de las piletas.
Nº 3.28.- Imagen Satelital de laguna ubicada en San Agustín (SA).
Nº 3.29.- Fotografías de la laguna con elevada cobertura de *M. aquaticum* y *P. gayi*.

Nº 3.30.- Fotografías de la laguna, agua color verde azul tenue y elevada transparencia.
Nº 3.31.- Fotografías de la laguna con escasa cobertura de plantas emergentes.
Nº 3.32.- Fotografías de la laguna de mayor profundidad entre todas las lagunas de estudio.
Nº 3.33.- Imagen Satelital de la laguna ubicada en Altamira (ALT).
Nº 3.34.- Fotografías del espejo de agua para uso ornamental, con abundancia de HEL.
Nº 3.35.- Fotografías de la laguna del barrio, con protección de juncales y lirios.
Nº 3.36.- Fotografías de la laguna, con escasa a nula cobertura de macrófitas sumergidas.
Nº 3.37.- Fotografías de la laguna, con presencia de *Schoenoplectus californicus* en la costa.
Nº 4.1.- Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales estudiadas.
Nº 4.2.- Índices de estado trófico determinados en las lagunas de estudio en primavera.
Nº 4.3.- Índices de estado trófico calculados para cada una de las lagunas durante el otoño.
Nº 5.1.- Densidad Relativa por gran grupo taxonómico del fitoplancton en la primavera.
Nº 5.2.- Densidad Relativa por gran grupo taxonómico del fitoplancton en el otoño.
Nº 5.3.- Composición del Fitoplancton durante la primavera.
Nº 5.4.- Densidad Relativa de las especies más representativas en lagunas durante el otoño.
Nº 5.5.- Índices de diversidad Shannon, Equitabilidad y número de taxones, en Primavera y Otoño.
Nº 5.6.- Relación entre las concentraciones de fósforo total (TP) y Clorofila-*a* (CHL).
Nº 5.7.- Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) que incluye los factores ambientales, las lagunas estudiadas y las comunidades fitoplanctónicas.
Nº 5.8.- Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para la densidad relativa por especies fitoplanctónicas, factores ambientales y lagunas estudiadas.
Nº 6.1.- Porcentaje de cobertura vegetal de macrófitas acuáticas.
Nº 6.2.- Triplot del Análisis de Redundancia (RDA) para el porcentaje de cobertura de macrófitas por tipo biológico, los factores ambientales y las lagunas estudiadas.
Nº 6.3.- Triplot del Análisis de Redundancia (RDA) para el porcentaje de cobertura vegetal de macrófitas por especies, factores ambientales y lagunas estudiadas.
Nº 6.4.- Comportamiento de la concentración de clorofila-a (CHL) y macrófitas arraigadas sumergidas (MES) en cada una de las estaciones de muestreo para las nueve lagunas.
Nº 6.5.- Relación entre el porcentaje de cobertura de macrófitas sumergidas arraigadas (MES) y los índices de estado trófico.
Nº 9.1.- Principales técnicas de manejo destinadas a mitigar las presiones ambientales más importantes, identificadas en los ecosistemas acuáticos.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla

Nº 2.1.- Escala de cobertura vegetal tomada como referencia para este estudio.
Nº 3.1.- Principales características morfométricas de las lagunas de Pinamar.
Nº 3.2.- Principales características morfométricas de las lagunas en Cañuelas.
Nº 3.3.- Principales características morfométricas de la laguna de Santa María de Tigre.
Nº 3.4.- Principales características morfométricas de la laguna los Ombúes.
Nº 3.5.- Principales características morfométricas de la laguna de las Palmas.
Nº 3.6.- Principales características morfométricas de la laguna en San Agustín.
Nº 3.7.- Principales características morfométricas de la laguna en Altamira.
Nº 4.1.- Estadísticos descriptivos de las variables morfométricas analizadas en las lagunas.
Nº 4.2.- Clasificación en formas hipotéticas según Timms (1992) para las lagunas.
Nº 4.3.- Variables físico químicas y concentración de nutrientes registrados en primavera.
Nº 4.4.- Variables físico químicas y concentración de nutrientes determinados en otoño.
Nº 4.5.- Estadísticos descriptivos de los índices de estado trófico calculados en las lagunas.
Nº 5.1.- Coeficientes de correlación de Pearson entre la densidad relativa por grupo taxonómico y las variables ambientales más relevantes.
Nº 6.1.- Estadísticos descriptivos de la cobertura vegetal de macrófitas.
Nº 6.2.- Coeficientes de correlación de Pearson entre la densidad relativa por grupo taxonómico de fitoplancton y las especies de macrófitas arraigadas sumergidas.
Nº 6.3.- Coeficientes de correlación de Pearson entre el porcentaje de cobertura total por especies de macrófitas arraigadas sumergidas - Helófitas y los índices de estado trófico de Carlson.
Nº 6.4.- Clasificación de las lagunas de acuerdo a los tres índices de estado trófico evaluados y el porcentaje de cobertura total de macrófitas enraizadas sumergidas.
Nº 8.1.- Causas y efectos de las principales presiones ambientales observadas en el área de estudio.
Nº 8.2.- Servicios Ecológicos afectados o perdidos como consecuencia de las presiones ambientales identificadas.
Nº 9.1.- Resumen de las técnicas de manejo y control en ecosistemas acuáticos de uso recreativo.

CAPITULO 1.

I. INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas se ha hecho evidente el auge de la construcción de emprendimientos urbanos privados en la provincia de Buenos Aires, particularmente en el noreste, sobre los partidos de Tigre, Pilar y Escobar. Estos desarrollos urbanos normalmente incluyen la construcción de uno o varios espejos de agua artificiales, de carácter paisajístico para uso ornamental ó para la práctica de deportes náuticos. Tanto su estructura como su funcionamiento están fuertemente influenciados por factores ambientales y antrópicos, dados por las características del suelo, relieve, disponibilidad de agua subterránea y/o superficial, bajo índice de desarrollo urbano (en barrios colindantes), entre otros. La permanente construcción de este tipo de urbanizaciones ha sido y es el principal factor modificador del paisaje, sufriendo importantes cambios a través de la erosión de suelos, regulación de arroyos, canalizaciones, desecamiento de tierras anegadizas y eutrofización de sistemas acuáticos.

Los cuerpos de agua generados por intervención humana están comprendidos en la definición de humedales adoptada por la Convención de Humedales Ramsar (Davis *et al*., 1996) y en la clasificación de sus diferentes tipos (Frazier, 1999). Esta clasificación comprende tres grandes categorías: Marino – Costero, Continentales y Artificiales. En la última categoría, se reconocen nueve tipos de humedales, los estimados en este trabajo se pueden consideran como estanques artificiales con una superificie menor a 8 ha (Frazier, 1999).

Estos espejos de agua se clasifican en general como lagunas someras, las cuales se pueden tomar como ejemplos arquetípicos de ecosistemas con estados de equilibrio alternativos, en los cuales el cuerpo de agua puede presentar dos estados bien diferenciados: uno de aguas transparentes con dominio de vegetación acuática sumergida; y otro de un estado de alta turbidez con elevada concentración de nutrientes y biomasa algal, así como escasa a nula presencia de macrófitas (Scheffer *et al*., 1993). Sin embargo entre estos dos estados pueden alternar diversas situaciones que derivan en uno u otro estado de equilibrio, esta doble estabilidad tiene una implicancia importante para la restauración de lagunas en proceso de eutrofización.

Las lagunas someras, están definidas como cuerpos de agua que no presentan estratificación por largos períodos de tiempo, con mezcla continua de la masa de agua y una fuerte interacción agua sedimento (Scheffer, 2004; Heiskary and Wilson, 2005). También tienden a exhibir estados de elevada riqueza de macrófitas, en comparación con lagos profundos, en primer lugar porque los cuerpos de agua someros son menos propensos a sufrir los efectos destructivos del viento y el oleaje, al tiempo que las comunidades ícticas tienden a ser menos abundantes (Janssen *et al*., 2014).

Esta investigación se enfoca en la descripción de las características y estructura de estas lagunas de origen artificial que influencian su estado trófico. Por tal motivo, el estudio a detalle de las características físico – químicas y biológicas que afectan el comportamiento de estos cuerpos de agua, podría proporcionar datos importantes que contribuyan a la evaluación de la calidad del agua, para estar en capacidad de proponer estrategias de monitoreo y manejo adecuadas.

Cabe destacar que los resultados de este trabajo permitirán tener un conocimiento actualizado sobre las relaciones entre los diversos componentes físico – químicos, biológicos e hidráulicos que tienen lugar en este tipo de lagunas de origen artificial y con constantes presiones de tipo antrópico. Con ello se pretende aportar información de interés en el campo de la limnología, relacionada con aquellos factores que influencian el estado trófico, así como la interacción entre la concentración de nutrientes y las variaciones hidráulicas, que modifican la biomasa algal y el desarrollo de macrófitas acuáticas. Esto podría ser usado tanto para aspectos enteramente científicos, como para fines de prevención, monitoreo y manejo adecuado de este tipo de cuerpos de agua.

I. 1. Antecedentes.

Si bien para este tipo de lagunas artificiales no existen estudios rigurosos sobre su comportamiento y estado ecológico, sí se puede hacer referencia a investigaciones aplicadas a ecosistemas acuáticos de similar estructura. Scheffer *et al*., 1993, hace mención a los mecanismos mediante los cuales las lagunas someras se comportan frente a alteraciones naturales y/o antrópicas, pudiendo oscilar entre dos estados de equilibrio alternativo y la transición entre estos, dependiendo de la concentración y disponibilidad de nutrientes, cobertura vegetal subacuática y presencia de comunidades ícticas.

Por otra parte se ha estudiado cómo la heterogeneidad espacial y la fluctuación de condiciones ambientales pueden afectar la estabilidad de las lagunas, así como los factores que afectan el nivel de nutrientes, tales como la profundidad del cuerpo de agua, el área de la laguna y el clima (Scheffer *et al*., 2007), aunque el tamaño del lago tiende a estar relacionado con la profundidad, el área tiene efectos sobre el sistema, lagunas de menor área presentan una mayor probabilidad de mantener un estado de aguas transparentes con elevada vegetación acuática (Sondergaard *et al*., 2005; Van Geest *et al*., 2003).

De igual forma Jeppesen *et al*., 1997, basado en el estudio de 200 lagos europeos, con la aplicación de experimentos en campo y modelos empíricos, ha presentado evidencia que el control top-down es más importante en lagunas someras que en lagunas profundas, siendo influenciado por la concentración de nutrientes y el porcentaje de cobertura de macrófitas acuáticas sumergidas. Por su parte la estructura y dinámica del fitoplancton relacionada con la calidad del agua y características hidráulicas ha sido estudiada en el arroyo Rodríguez, tributario del Río de La Plata, que incluye una pequeña retención de agua en un barrio privado. En este estudio se observó que existen cambios en las asociaciones fitoplanctónicas con el incremento de nutrientes y tiempo de residencia del agua (Bauer *et al*., 2002).

Por otro lado, Schnack *et al*., 2000, expone las funciones, atributos y aplicaciones de los humedales antrópicos, así como sus efectos en el medio natural, logrando bajo determinadas condiciones, contribuir a conservar la biodiversidad, al constituirse en limnótopos capaces de albergar numerosas comunidades, siendo áreas de cría, refugio y escala migratoria de fauna. Asimismo presentan asociaciones de vegetación acuática y palustre e invertebrados, algunas de cuyas especies sólo se adaptan a ambientes acuáticos estables.

Kissoon *et al*., 2013 establece que la composición y distribución de macrófitas acuáticas varía con el clima, la hidrología, el tipo de sedimento y la disponibilidad de nutrientes, pudiendo estar influenciada por la geología del lugar, usos del suelo y características químicas tanto del agua como del sedimento. Asímismo Wu *et al*., 2011, ha estudiado el efecto del nitrógeno y el fósforo en la composición del fitoplancton en 15 lagunas urbanas someras en China. Los resultados reflejaron que tanto la temperatura como la concentración de fósforo fueron los factores limitantes para el crecimiento del fitoplancton. Al tiempo que las especies dominantes no presentaron limitantes por nutrientes durante el verano.

Estos ecosistemas artificiales se caracterizan por presentar una importante dinámica temporal y una estructura espacial con procesos de histéresis en la mayoría de los casos modificados por acciones del hombre para controlar, manejar y predecir sus estados. Al ser estos subsistemas naturales creados y controlados por el hombre, su estructura, función y eventualmente la calidad de los recursos, serán en un primer momento afectados por el nivel de desarrollo urbanístico (índice de desarrollo) en el área de influencia del emprendimiento, en términos de las características y calidad del agua de llenado, manejo paisajístico, tipo de suelo y estructura biótica presente.

A nivel ambiental la ejecución de obras para la construcción y adecuación de estos espejos de agua, trae consigo presiones ambientales, alteraciones y modificaciones en el entorno, como consecuencia del levantamiento de suelos, impermeabilización de grandes superficies, eliminación y sustitución de flora endémica (de estar presente) por plantas exóticas, explotación de acuíferos, contaminación de cuerpos de agua por aplicación de plaguicidas y herbicidas para el control de vectores y focos de maleza. Otras consecuencias son acarreadas por el empleo de fertilizantes químicos en jardines, campos de golf y canchas de polo, así como por la intrusión de aguas servidas por saturación de pozos sépticos, errores en el diseño de redes cloacales o precipitaciones intensas que permiten el ingreso de agua de ríos y arroyos contaminados (Ejemplo: río Reconquista) a las lagunas. También se ejerce presión por la transformación a nivel paisajístico, desecado de humedales y bañados en áreas próximas a los ríos Luján, Tigre y Reconquista.

I.2. Marco Conceptual.

La morfología de una laguna determina las características de su drenaje, el ingreso de nutrientes y el volumen de agua que ingresa en ella en relación con la tasa de renovación. El origen de la cubeta y su morfometría modulan las características físicas, químicas y biológicas que ocurren dentro de ésta y juegan un papel importante en el control del metabolismo de las lagunas, en conjunto con las características climáticas. Es de esperar que en lagunas someras o de baja profundidad y de pendientes suaves, exista una mayor relación entre el sedimento y el agua, modulando la productividad del sistema. (Wetzel, 1981).

De acuerdo a esto y según lo establece Janssen *et al*., 2014, existen tres características fundamentales a partir de las cuales las lagunas responden de diferente manera a cambios en el estado trófico: en primer lugar el área y la cuenca del cuerpo de agua. A mayor área, la longitud máxima efectiva de la masa de agua será mayor, de tal manera que el efecto tanto en dirección como en fuerza del viento incrementará el impacto del oleaje sobre la superficie del sedimento y las márgenes de costa (Carper & Bachmann, 1984). Del mismo modo la profundidad tiende a ser mayor en zona limnética a medida que aumenta el área de la laguna y la relación entre el perímetro y el radio de superficie de agua condicionan el desarrollo de la zona litoral, modificando el crecimiento y desarrollo de macrófitas acuáticas.

En segundo lugar la heterogeneidad espacial, entendida como la variación del espacio al interior de la laguna, de forma horizontal en estructuras y procesos bioquímicos, en relación a la morfometría de la cubeta, las formas irregulares (dendríticas), formación de bahías estrechas y presencia de islas, generan una distribución heterogénea de la fuerza del viento, oleaje y corrientes internas sobre la masa de agua, alterando así la disponibilidad de recursos. Un ejemplo de estas diferencias espaciales se puede observar en el efecto de la profundidad y el tipo de sedimentos en relación con el almacenamiento de nutrientes, influenciando así el desarrollo de fitoplancton y macrófitas sumergidas (Canfield *et al*., 1985). Asimismo con respecto a la entrada de materia orgánica y nutrientes, los efectos de la eutrofización pueden llegar a ser más evidentes en el área circundante, afectada por el ingreso de nutrientes vía tributarios o por escorrentía superficial, y su impacto puede ser mayor en áreas específicas del cuerpo de agua.

Por último la conectividad interna define los intercambios horizontales de nutrientes, el desplazamiento de especies y la disponibilidad de luz, entre diferentes compartimientos de la laguna relativamente homogéneos en características y procesos, una conectividad interna más alta proporciona una mayor interacción entre factores bióticos y abióticos, por tanto tiende a minimizar la variabilidad (Hilt *et al*., 2011). Todo esto mediado por la morfología de la laguna, la presencia de barreras que puedan obstruir el flujo de agua o reducir la fuerza del viento, disminuyen la conectividad dentro del cuerpo de agua. Una mayor conectividad interna permite tener una masa de agua bien mezclada, en la cual los procesos de transporte como la difusión, viento, oleaje y otros flujos de agua son dominantes, con respecto a procesos de orden bioquímico (Van Nes & Scheffer, 2005). Esto tiene implicancias en la distribución de las diferentes comunidades bióticas a lo largo de la columna de agua y determina su comportamiento a nivel horizontal y vertical.

La combinación del área, la heterogeneidad espacial y la conectividad interna influyen en la respuesta de las lagunas a los procesos de eutrofización. En esta vía el concepto de estado trófico ha sido desarrollado extensamente para ecosistemas acuáticos, con el objeto de evaluar la calidad del agua. El estado trófico se relaciona con la biomasa algal, la concentración de nutrientes y en algunos casos se ha considerado la presencia de macrófitas acuáticas, que conlleva al aumento de la turbidez de la masa de agua. (Dodds *et al*., 2010). Dentro de estos estados, la eutrofización es definida como el enriquecimiento de nutrientes en el agua, tanto por aportes internos como externos, lo que trae como resultado un aumento en la abundancia de fitoplancton y macrófitas, en detrimento de la calidad del agua, limitando e interfiriendo en los distintos usos recreativos, económicos y servicios ambientales que prestan las lagunas.

Este aumento de nutrientes por vía antrópica presenta una mayor relevancia para dos elementos: por un lado existe una estrecha relación entre la concentración de fósforo y el fitoplancton, la limitación de este elemento, afecta de manera directa la dinámica de las poblaciones fitoplanctónicas, siendo utilizado en índices de estado trófico (Carlson, 1977; OCDE, 1982) y como parámetro para determinar el nivel máximo de nutrientes que puede admitir un lago o embalse, de manera que no sobrepasen ciertos límites de eutrofia (Vollenweider, 1976).

El nitrógeno es el segundo elemento cuya relativa escasez incide sobre la estructura del fitoplancton, al constituirse como factor relevante en la composición de éste, en el cual las cianobacterias sobresalen en la competencia por compuestos nitrogenados, al estar algunas de ellas en capacidad de fijarlo, cuando éste es limitante (Reynolds, 2006). Aunque el porcentaje de nitrógeno en la atmósfera es elevado (80%), esta cantidad sólo está disponible en el agua para aquellas bacterias y algas capaces de fijar el N_2, sin embargo los iones nitrato son abundantes en el suelo, por asociaciones biológicas y compuestos nitrogenados que se aplican en exceso, siendo transportados al agua por escorrentía y erosión. De acuerdo a Margalef (1983) los sedimentos juegan un rol importante en el ciclo del nitrógeno ya que allí los compuestos nitrogenados orgánicos son abundantes y fuente de NH_4^+ el cual difunde a lo largo de la interfase agua – sedimento. En los sedimentos, en el estrato superficial, el oxígeno es utilizado como aceptor de electrones para la descomposición de la materia orgánica (estrato óxico – respiración aeróbica). A medida que se avanza en profundidad, el oxígeno disminuye (estratos anóxicos) y bacterias específicas utilizan otros compuestos como aceptores de electrones (respiración anaeróbica).

La elevada disponibilidad de nitrógeno, deja al fósforo como el elemento que normalmente limita el crecimiento. En general los fosfatos derivan de la erosión de suelos ricos en minerales fosfatados, especialmente los cristales de apatita, tales como la hidroxiapatita y fluoroapatita, estas son formas de fosfato de calcio, el cual presenta una baja solubilidad en agua y la biodisponibilidad de fósforo tiende a ser muy baja en el agua de lluvia (0,2 – 0,3 µM) (Emsley, 1980). Además, el aporte por escurrimiento de suelos no contaminados es normalmente bajo, ya que el fosfato, debido a sus cargas negativas, se une fuertemente a las partículas del suelo. En las aguas superficiales, la concentración de fósforo depende en su mayoría del reciclado de la biomasa por parte de bacterias y hongos.

Parte del fósforo se acumula en el sedimento, donde se depositan la mayoría de los organismos muertos. De la figura 1.1 se infiere que durante la primavera, el fitoplancton es modelado por la concentración de nutrientes, con un último pico de crecimiento en otoño o hasta consumir los nutrientes. En el fondo del cuerpo de agua los iones fosfato quedan adsorbidos en las partículas de óxidos de hierro y manganeso. Sin embargo, cuando el sedimento pasa a ser anóxico, los metales se reducen a sus formas divalentes, los óxidos se disocian y los iones fosfato se liberan a la columna de agua, permaneciendo disponibles para el desarrollo de fitoplancton (Spiro *et al*., 2004). La solubilidad del fósforo también se incrementa con la acidificación, ya que una disminución progresiva del pH origina HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$ y H_3PO_4 (Reynolds, 2006).

Redfield *et al*., 1963 propuso la relación estequiométrica C:N:P que gobierna en gran medida la dinámica de la biomasa algal y da cuenta de la composición elemental en términos de número de átomos o moles. La relación de los principales nutrientes se expresa como: 106C:16N:P. De lo anterior se obtiene que N:P=16, cualquier variación en este índice implica la limitación de un nutriente, de tal manera que sí N:P>16 (limitación por fósforo) ó N:P<16 (limitación por nitrógeno). Bajo condiciones limitantes de fósforo, el aporte de fosfatos, a través de actividades antropogénicas, puede ocasionar un aumento de la producción biológica con consecuencias en las concentraciones de oxígeno, estos suministros adicionales de fósforo a menudo provienen de vertidos agrícolas. Cuando se presenta un aporte significativo en lagunas, donde la disponibilidad limita su productividad biogeoquímica, la producción de biomasa se verá influenciada por el desbalance estequiométrico generado, en este sentido y según la relación de Redfield, si se presenta una variación N:P>16 se favorecerá el desarrollo algal (Skorupka *et al*., 2011). El aumento significativo de biomasa, eleva la demanda biológica de oxígeno (DBO) del agua, provocando una fuerte reducción del oxígeno en detrimento del sistema.

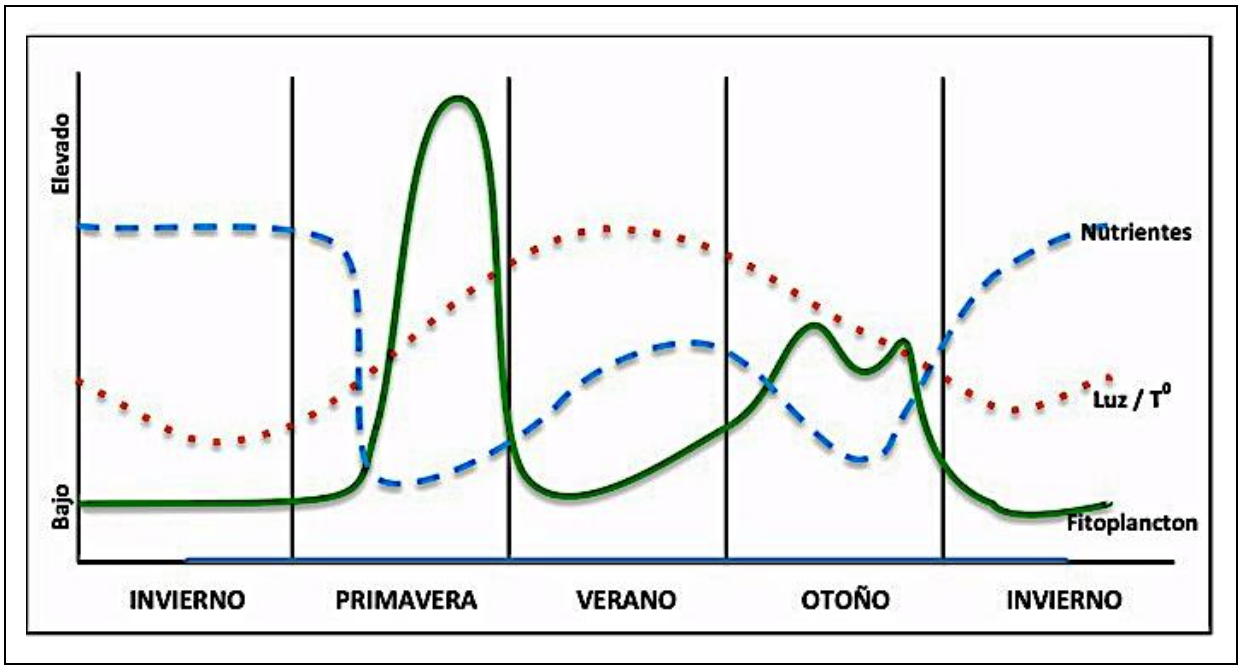


Figura 1.1.: Productividad estacional del fitoplancton en función de la radiación solar y la concentración de nutrientes. Fuente: Adaptado de Russel-Hunter 1970. En Spiro *et al*., 2004.

Dado que a menudo se consideran el fósforo y el nitrógeno como nutrientes limitantes en la producción acuática algal, Sakamoto, 1966 propuso la relación TN:TP de tal manera que la biomasa fitoplanctónica depende completamente del fósforo cuando la relación es mayor a 17 y del nitrógeno cuando la relación TN:TP es menor a 10. Incluso la importancia del radio TN:TP ha sido considerado para el desarrollo de Cianobacterias (Smith, 1982). Sin embargo esta regla no es apropiada para aquellos sistemas hipereutróficos, en los cuales las concentraciones tanto de fósforo como de nitrógeno exceden la capacidad de asimilación por parte del fitoplancton (Paerl *et al*., 2001).

En este sentido la eutrofización de los ecosistemas acuáticos continentales, se ha convertido a través de los años en un serio problema ambiental. Los efectos más comunes producto del enriquecimiento de nutrientes en lagunas someras, son el incremento acelerado de la productividad y la biomasa algal ó de macrófitas acuáticas. Este aumento puede llegar a ser visible con la formación de blooms algales en la superficie de los espejos de agua, causando fuertes descensos en la concentración de oxígeno disuelto así como la reducción de la transparencia (Conley *et al*., 2009).

A largo plazo el aumento de macrófitas puede conducir a la perdida de profundidad, por acumulación excesiva de materia orgánica en el sedimento, además de interferir en la conectividad interna del cuerpo de agua. Del mismo modo, este enriquecimiento con nutrientes, estimula el crecimiento de fitoplancton, algunos géneros como *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Nostoc* y *Aphanizomenon*, usualmente dominan sobre las demás comunidades, conduciendo al sistema a presentar problemas como hipoxia, producción de toxinas y cambios en la estructura de las comunidades biológicas (Carmichael, 2001).

Debido a que el suministro de O_2 es limitado, las especies que habitan en los sistemas acuáticos se encuentran sometidas a un equilibrio dinámico fácilmente alterable por las actividades antropogénicas. En los sistemas acuáticos el nivel de oxígeno disminuye a medida que se aleja de la interfase aire – agua (Spiro *et al*., 2004), por ello los sedimentos presentan una deficiencia en oxígeno favoreciendo así el desarrollo de microorganismos anaeróbicos, mientras que la concentración de O_2 en la columna de agua tiende a aumentar a medida que se acerca a la superficie, ó zona fótica, en la cual algas y macrófitas liberan O_2. En la Figura 1.2 se expone el ciclo de nutrientes en ecosistemas acuáticos, tomando en cuenta los tres grandes compuestos (PO_4^{3-};NO_3^- y CO_2), su fuente natural y antropogénica en el área de estudio, así como su introducción en la cadena trófica.

Los procesos de eutrofización son particularmente complejos en lagos someros debido a la interacción agua – tierra, agua – aire y agua – sedimentos, en los cuales el área de contacto entre la masa de agua y el sedimento es mayor y la penetración de la luz puede alcanzar en ocasiones el fondo de la cubeta (Quinn *et al*., 2006). De la misma manera que las fluctuaciones en el nivel de agua afectan cada uno de los procesos biológicos y patrones en este tipo de lagunas, en la medida que exista ganancia o pérdida de áreas para alimentación, disponibilidad de luz, reproducción de fauna y flora, entre otros fenómenos (Wantzen *et al*., 2008).

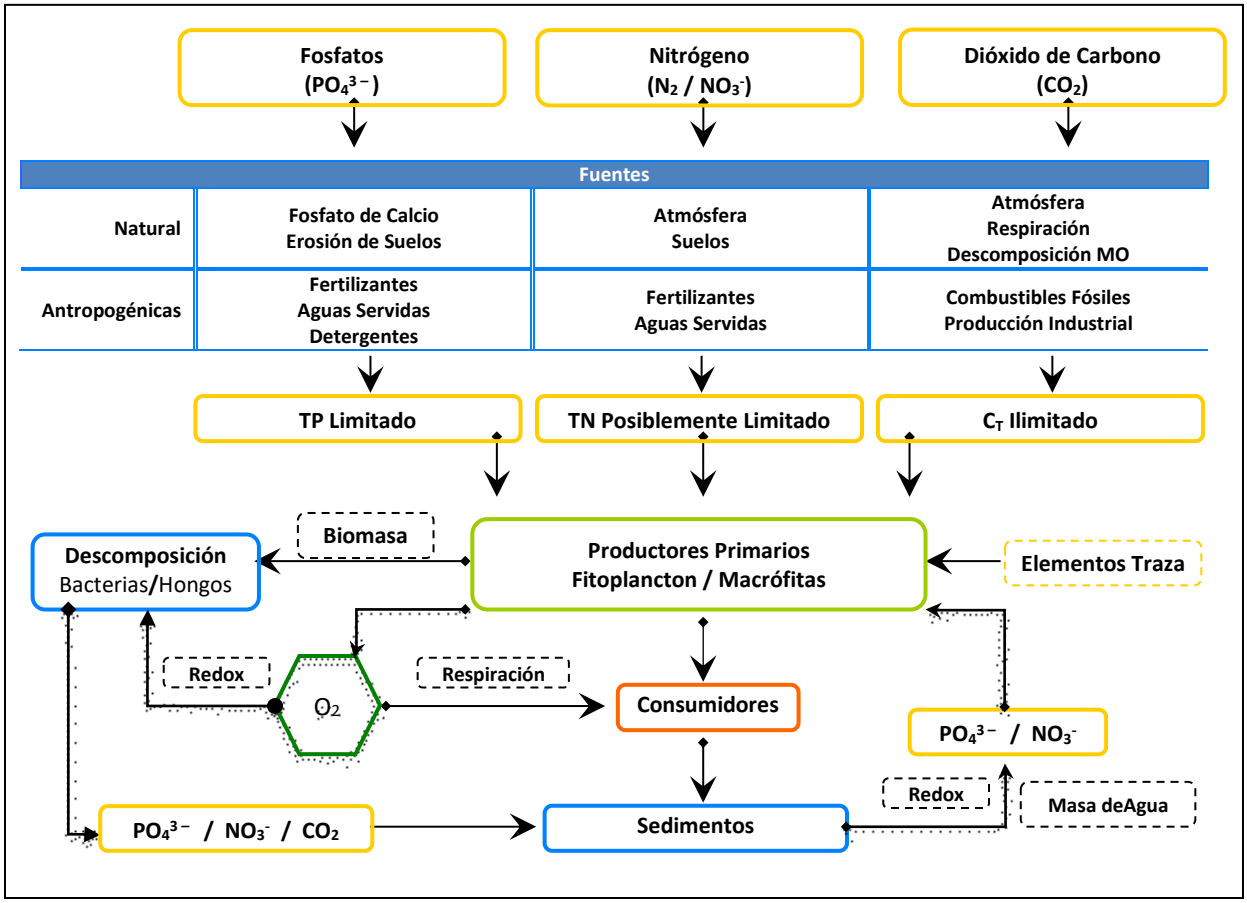


Figura 1.2.: Ciclo de nutrientes en sistemas acuáticos. Fuente: Adaptado y modificado de Spiro *et al*., 2004.

Asimismo cuando se presentan cambios estacionales en la temperatura, en la dinámica del agua, modificaciones en la concentración de nutrientes y turbidez, se genera un recambio de las asociaciones fitoplanctónicas. Otros procesos como los meteorológicos y/o hidrológicos pueden inducir cambios incluso en días o semanas (Chalar, 2009). Afectando la diversidad y composición de especies algales en el ecosistema, considerando a la vez que la co-existencia de especies esta limitada a nivel espacial por la frecuencia e intensidad de aquellos eventos externos que varían de acuerdo con la morfometría y los usos del suelo en la cuenca de la laguna, así como por la abundancia y riqueza de peces (Gorman *et al*., 2014).

El fitoplancton y las macrófitas son los productores primarios más relevantes en un ecosistema acuático, el fitoplancton pueden llegar a ser un componente dominante en la comunidad planctónica, y está relacionado directamente con los flujos de energía y materia al utilizar la energía solar, consumir dióxido de carbono y producir oxígeno por vía fotosintética (Graham *et al*., 2009). En diferentes tipos de lagunas, los cambios en los ensambles fitoplanctónicos, proveen información relativa al estado trófico y calidad ambiental. Igualmente varios parámetros físico – químicos son responsables de controlar el crecimiento y la reproducción algal (Habib *et al*., 1997).

Por su parte las macrófitas acuáticas cumplen un rol fundamental, al estabilizar y proteger los sedimentos, asimilar nitrógeno y fósforo tanto del agua como del sustrato y proveer hábitats a peces, invertebrados y fauna bentónica (Orth & Van Montfrans, 1984; Sondergaard *et al*., 1996). Múltiples estudios han revelado que el efecto positivo de las macrófitas acuáticas en el aumento de la transparencia es resultado de diferentes mecanismos como por ejemplo la reducción de material en suspensión, proveer refugio al zooplancton frente a peces planctívoros, suprimir el crecimiento de algas debido a la reducción de nutrientes (Scheffer *et al*., 1993; Kosten *et al*., 2009) y en algunos casos por liberación de sustancias alelopáticas capaces de regular la densidad de las algas (Gross & Sütfeld, 1994).

Las lagunas someras tienden a presentar dos estados contrastantes sobre un rango de condiciones: un estado de aguas claras con abundancia de vegetación acuática y un estado de aguas turbias dominado por fitoplancton. Este fenómeno ha sido ampliamente estudiado por Scheffer *et al*., 1993 y Jeppesen *et al*., 1990 con la teoría de los estados de equilibrio alternativos. El sustento de esta teoría radica en la retroalimentación positiva entre las macrófitas acuáticas y la transparencia del agua: la vegetación aumenta la claridad del agua y a mayor transparencia mayor luz disponible, lo que facilita el crecimiento de las plantas sumergidas, generando un efecto positivo en la masa de agua.

Sumado a ello, la interacción entre peces y macrófitas acuáticas, influencian de manera indirecta los valores de transparencia, como consecuencia de la predación del zooplancton, dependiendo de la densidad de peces, dieta y preferencias de hábitats (Meerhoff *et al*., 2007). Considerando la presión por herbivoría del zooplancton sobre las algas, cuando ésta tiende a ser elevada, la densidad fitoplanctónica será menor (Kosten *et al*., 2009) favoreciendo la disponibilidad de luz que penetra en la columna de agua. La perdida de vegetación acuática sumergida y el cambio a un estado de aguas turbias, en respuesta a procesos de eutrofización, no responde sólo al aumento en la densidad del fitoplancton, hay que considerar también el incremento de algas epífitas (Hilt *et al*., 2008). Estas compiten de manera directa por luz y dióxido de carbono con las plantas (Jones *et al*., 2000), si aumenta la densidad de algas sobre la superficie de las hojas, las plantas verán limitado el acceso a estos recursos, en detrimento de su calidad y desarrollo.

Por otra parte, el efecto negativo de las macrófitas sumergidas sobre el fitoplancton, ha sido estudiado en relación a la actividad de sustancias alelopáticas secretadas por las plantas (Scheffer *et al*., 1993) sin embargo esto ha sido fuertemente debatido, como consecuencia de la dificultad que se tiene a la hora de obtener evidencia *in situ*, también en conocer qué especies exhiben esta actividad alelopática, con qué frecuencia y qué cobertura de macrófitas es necesaria para que exista una inhibición efectiva sobre el fitoplancton y qué factores ambientales pueden influenciar e intervenir en el impacto sobre las algas y cianobacterias (Hilt *et al*., 2008).

Sin embargo, es claro que la magnitud del efecto de las macrófitas sobre el fitoplancton va a depender de la cobertura en relación con factores climáticos (temperatura, dirección e intensidad del viento, precipitaciones), el área y la profundidad de la laguna, la concentración de nutrientes, así como la composición y densidad de plantas.

La Figura 1.3 permite identificar aquellas relaciones entre factores naturales y antrópicos que influyen en el uso del suelo y las características de las lagunas, del mismo modo que la estructura biológica, física y química de la masa de agua, se ve afectada por la disponibilidad de nutrientes y las variaciones hidrológicas. Esto determina la composición y estructura fitoplanctónica, así como la cobertura vegetal de macrófitas acuáticas. El análisis de cada uno de estos componentes, su comportamiento y las fluctuaciones en periodos de tiempo contrastantes, permitirá definir el estado trófico en cuerpos de agua artificiales.

Por último, el crecimiento acelerado en el área metropolitana de Buenos Aires y las características socio económicas del mismo han propiciado la existencia de grandes problemas ambientales. Este crecimiento sostenido no ha tenido en cuenta las características del medio físico ni el establecimiento de pautas mínimas de ordenamiento territorial, ejemplos comunes de ello son: la ocupación de zonas anegables (planicies de inundación), elección de áreas incompatibles para la disposición de residuos sólidos urbanos, desarrollo de parques industriales y urbanizaciones cerradas en zonas de amortiguación ambiental como bañados, ríos, humedales y bosques.

No obstante, ante la existencia de una creciente presión antrópica sobre el medio natural y, paralelamente un mayor grado de conocimiento de las causas y efectos de los diferentes riesgos ambientales, éstos han comenzado a tener mayor influencia en la determinación de políticas y prioridades en la fijación de pautas de ocupación del territorio. Es por esto que la Autoridad del Agua (ADA) acorde a lo estipulado en la Resolución 234/10 así como en los artículo 94 y 97 del Código de Aguas de la provincia de Buenos Aires, incluido en la Ley Nº 12.257 a definido como: "*uso especial recreativo, deportivo y de esparcimiento a todo espejo de agua dentro de un emprendimiento urbanístico*", en un intento por regular la explotación del recurso hídrico subterráneo y superficial, al tiempo que permite disponer de estudios técnicos sobre el estado ecológico y caracterización de las lagunas emplazadas en barrios privados.

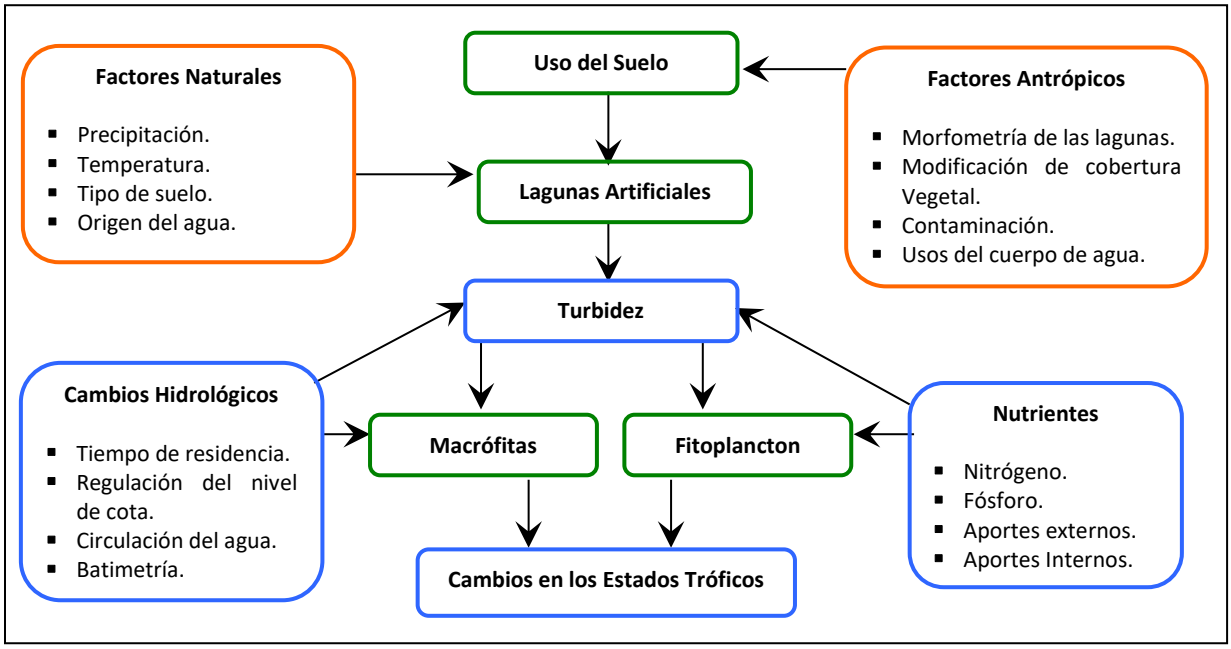


Figura 1.3.: Relaciones entre factores y parámetros analizados en este estudio.

Finalmente es necesario tener en cuenta los procedimientos realizados en las lagunas para su mantenimiento estético, que tienen efectos directos sobre las condiciones de la masa de agua, en términos de nivel de transparencia, oxigenación y/o circulación del agua, cobertura y tipos biológicos de macrófitas acuáticas y aplicación de programas de contingencia ante ocurrencia de floraciones algales, intrusión de aguas servidas y eventuales procesos erosivos en la línea de costa.

Si bien se pueden reconocer técnicas de manejo con efecto positivo sobre las lagunas, por depuración del agua, reducción de biomasa de origen vegetal, conservación de cobertura vegetal acuática con propósitos estéticos y funcionales (reducción de turbidez), también existen acciones que no permiten la estabilización del sistema por incorporación de agentes externos para aumentar la degradación de materia orgánica, eliminación de especies funcionales (macrófitas enraizadas sumergidas) y extracción permanente de agua para empleo en riego de campos y jardines. Además del factor morfométrico por el diseño de cubetas con formas diversas para aumentar el espacio disponible para frentes de lote en contraposición a los requerimientos físicos para una adecuada oxigenación de la columna de agua.

I.3. Objetivos.

El objeto de esta investigación es determinar el estado trófico de lagunas de origen artificial, ubicadas en emprendimientos urbanos privados de la provincia de Buenos Aires, en dos periodos de tiempo contrastantes, primavera – otoño, que permita contribuir a la evaluación de la calidad del agua, elucidar el impacto ambiental generado en el área de estudio y proponer estrategias de monitoreo y manejo adecuadas.

Para llevar a cabo este estudio fue necesario establecer una serie de objetivos más específicos que comprendieron: la selección de un conjunto de lagunas que fueran lo suficientemente representativas de las distintas condiciones morfológicas presentadas, mediante el empleo de parámetros morfométricos tales como profundidad máxima, longitud máxima efectiva, ancho máximo, desarrollo de línea de costa, área, perímetro y usos del suelo. La determinación de la composición y estructura del fitoplancton en cada una de las lagunas se basó en el análisis de la riqueza de especies, diversidad, biomasa (concentración de Clorofila-*a*), así como la identificación de Cianobacterias potencialmente tóxicas. Al tiempo que se estableció el comportamiento físico – químico de cada una de las lagunas, con la medida de: pH, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales, conductividad, transparencia, nutrientes y DQO.

Por último se realizó el análisis de la estructura de macrófitas acuáticas presentes en cada una de las lagunas y se relevaron parámetros hidráulicos tales como: batimetría, profundidad media, nivel de superficie libre, volumen y tiempo de residencia del agua. Todos estos estudios son indispensables para dar sustento a las interpretaciones acerca del comportamiento y estado ecológico actual de ese tipo de cuerpos de agua.

I.4. Hipótesis.

El estado trófico de las lagunas está modulado por la concentración de nutrientes, que influencian la biomasa algal y el desarrollo de macrófitas acuáticas, así como por variaciones hidráulicas. Al ser lagunas de origen artificial, cada uno de estos parámetros se ven influenciados tanto por factores naturales como antrópicos.

1. El porcentaje de macrófitas acuáticas sumergidas disminuye significativamente con el aumento de la biomasa algal.

2. El tiempo de residencia del agua regula la concentración de nutrientes y refleja un cambio significativo en la estructura fitoplanctónica de las lagunas.

3. El porcentaje de cobertura vegetal acuática se modifica significativamente con las fluctuaciones del nivel de la superficie libre y la concentración de nutrientes.

4. La concentración de nutrientes y el porcentaje de macrófitas acuáticas modulan los distintos niveles de turbidez y la transición entre estados de máxima transparencia y de aguas turbias en estos ecosistemas artificiales.

5. El deterioro en la calidad del agua (por eutrofización y contaminación) es un factor relevante en el descenso de la riqueza fitoplanctónica.

6. El aumento del estado trófico promueve el desarrollo de cianobacterias potencialmente tóxicas.

7. El uso del suelo y las presiones que se ejercen sobre la línea de costa influencian el estado trófico de las lagunas.

CAPITULO 2.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

II.1. Hidrodinámica.

Con el objetivo de medir los rasgos morfológicos en cada una de las lagunas, se utilizaron parámetros morfométricos, siguiendo los protocolos propuestos por Dangavs, (1976). Con el empleo de imágenes satelitales de Google Earth Pro, complementado con material cartográfico existente y los planos de construcción, cuando estos estuvieron disponibles.

Para el cálculo de los parámetros morfométricos se han considerado las siguientes características: área (m^2), perímetro (m), longitud máxima efectiva (LME), ancho máximo (AM), desarrollo de línea de costa (DLC), profundidad máxima (m) y por último, volumen (m^3).

Para el cálculo de área (ARE), perímetro (PER), longitud y ancho máximo, se utilizó la herramienta de medición instalada en el programa Google Earth Pro, mediante el empleo de polígonos y líneas. Previo a su aplicación, se efectuó la calibración en espejos de agua de área conocida, que a su vez sirvieron de referencia para estimar el grado de error, para ello se tuvo en cuenta la resolución de las imágenes, las sombras generadas por el estrato arbóreo ubicado en las riberas y la actualidad de la imagen. En todos los casos se realizó el reconocimiento *in situ*, haciendo recorridos en todo el perímetro de las lagunas, para efectuar las correcciones necesarias en zona de sombras y/o escasa resolución. Se realizó la medida directamente en la imagen, comparando los resultados con los planos pre-existentes del diseño inicial de las lagunas.

Por su parte el desarrollo de la línea de costa se determinó a partir de la ecuación planteada por Dangavs,1976 [1]. Mediante la relación entre el perímetro y el área del cuerpo de agua, de tal manera que:

$$\mathbf{D} = \mathbf{P} / 2\sqrt{\mathbf{S}\pi} \qquad [1]$$

Donde P es el perímetro y S el área de la laguna.

Para determinar la profundidad máxima, referida a la cota del espejo de agua en cada una de las lagunas, se realizó la batimetría. Para ello se dispuso de los planos o imágenes satelitales de la laguna, teniendo en cuenta el área, la longitud y el ancho máximo, así como la forma de la laguna, se definieron las líneas transversales de medida, equidistantes entre si 30 a 50 m, dependiendo de la longitud máxima del cuerpo de agua.

Las líneas longitudinales de medida se definieron con respecto al ancho de la laguna y en referencia a la profundidad máxima encontrada, de tal manera que se registraron datos de profundidad a partir de la línea de costa cada metro hasta completar cinco metros de distancia, posteriormente de registraron datos con una separación de 10 metros hasta alcanzar la profundidad máxima, comprobando siempre que este valor fuese constante.

Para las medidas cercanas a la costa o en aquellas lagunas someras con una profundidad inferior a los dos metros e impermeabilizadas con geo–membrana, se dispuso de un escandallo con un peso de plomo de 1 kg atado a una cuerda lastrada, de 3 metros de largo con divisiones de medida de 10 cm. Las medidas se llevaron a cabo manualmente, siguiendo las líneas transversales definidas previamente. En las lagunas de mayor área y profundidad, superior a los dos metros, se dispuso de una ecosonda marca Lowrance Elite 3x, GPS marca Garmin, bote y planillas de registro de datos. Se efectúo la calibración de la sonda y la medida de la cota de la superficie de agua respecto a un punto de referencia. Las medidas se llevaron a cabo siguiendo las líneas transversales definidas previamente.

El levantamiento total se realizó en un día para las lagunas cuya área era menor a una hectárea, dos días para las lagunas de dos hectáreas y tres días para lagunas con áreas superiores a las cuatro hectáreas. Teniendo en cuenta características tales como tipo de impermeabilización, tipo de sedimento (arena o limos) y cobertura vegetal subacuática.

Para el cálculo del volumen [2] se emplearon los valores de profundidad tomados en la batimetría, empleando la fórmula de Penck:

$$\mathbf{V} = h/3 \, (S_1 + S_2 + \sqrt{S_1 * S_2}) \qquad \textbf{[2]}$$

Donde V es el volumen y (h) representa el espesor vertical de cada estrato de agua, dado por la diferencia entre dos isobatas contiguas; S_1 es el área de la cara superior del estrato y S_2 el área de la cara inferior del estrato del agua.

Adicional a estas medidas, se llevo a cabo el registro mensual del nivel de superficie en las lagunas, para ello se instaló una regla de medida en un punto de fácil lectura y visibilidad, por lo general en el muelle. En cuanto al registro de las condiciones meteorológicas: viento, dirección, intensidad, temperatura ambiental y precipitaciones se tomó como referencia la lectura del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) así como el programa Wind Wuru.

Por último se estableció una tipología para clasificar los cuerpos de agua estudiados, basado en la dinámica del flujo de agua con respecto a su extracción para múltiples usos, tales como riego de jardines, canchas de golf y polo, o como mecanismo para regular el nivel. Asimismo se tuvo en cuenta el aporte externo de agua en relación directa con actividades humanas tales como el empleo de bombas subterráneas o la apertura de compuertas en conexión con arroyos.

Se estableció una clasificación general para evaluar la dinámica del flujo del agua de la laguna en función de las actividades antrópicas (ej. riego, náuticas, renovación interlagunar, etc.) y la influencia del agua subterránea sobre el volumen total de las lagunas, por el aporte directo de bombas de extracción instaladas para este fin.

Asimismo, para facilitar la aplicación de esta clasificación en los análisis estadísticos, se estableció un rango: 1 – 3 para estimar la dinámica de flujo de agua y el aporte de agua subterránea, donde 1 equivale al menor cambio y 3 a la mayor variación registrada

1. **Dinámica de flujo de agua.**

- **Bajo (1):** Extracción o aporte de agua inferior al 5 % del volumen total como consecuencia de actividades humanas.

- **Medio (2):** Entre un 5 % y 10 % del volumen total de agua es extraída o agregada a la laguna por actividades humanas.

- **Alto (3):** Se registra un recambio de agua mayor al 10 % del volumen total de la laguna debido a actividades humanas.

2. **Aporte de agua subterránea.**

- **Corto (1):** Sin extracción de agua subterránea dentro del área de influencia del barrio y la laguna que pueda ocasionar cambios en su volumen.

- **Moderado (2):** Aporte de agua subterránea que produce cambios dentro del 10% de la variación normal del nivel de la laguna.

- **Elevado (3):** Aporte de agua subterránea que conduce a un cambio superior al 10% del nivel normal de la laguna.

II.2. Físico – Químicas y Biológicas.

II.2.1. Estaciones de Muestreo.

La selección de las estaciones de muestreo tuvo en cuenta aspectos como la morfometría de la cubeta, superficie, profundidad, entrada y salida de flujos, cobertura vegetal acuática y usos de la laguna (ornamental o recreativo). Las estaciones fueron muestreadas durante la primavera del año 2014 y otoño del año 2015. Dependiendo del tipo de laguna se plantearon dos estrategias de muestreo:

- Lagunas ≤ 2,0 m de profundidad y áreas menores a una hectárea: se tomaron muestras integradas de la columna de agua en una estación del cuerpo de agua, entre la superficie y 1,5 m de profundidad.

- Lagunas > 2,0 metros y áreas mayores a tres hectáreas: se tomaron muestras en dos estaciones del cuerpo de agua. Las muestras se tomaron entre la superficie y 2,0 metros de profundidad.

II.2.2. Nutrientes.

Para el análisis de nutrientes se tomaron en cuenta los protocolos propuestos por APHA (1998); Mackereth *et al*., (1978) y Strickland and Parsons, (1972). Se llevo a cabo el registro *in situ* de parámetros físico–químicos tales como: Temperatura (°C), Conductividad (µS cm^{-1}), Sólidos Disueltos Totales (ppm), pH y Oxígeno Disuelto (mg L^{-1}), con equipo portátil multiparamétrico Lutron, se registró la transparencia mediante Disco Secchi.

Para el análisis de nutrientes inorgánicos solubles, se concentró la muestra *in situ*, el volumen extraído se filtró por filtros Whatman GF/F de 4,5 cm de diámetro y 0,7 µm de diámetro de poro. Las muestras de agua filtrada se almacenaron en botellas de plástico ámbar, en oscuridad y refrigeradas fueron transportadas al laboratorio para su análisis. El fósforo reactivo soluble, los nitrito y nitrógeno amoniacal fueron determinados colorimétricamente, por su parte los nitratos fueron reducidos a nitritos antes de la medida colorimétrica, siguiendo el protocolo propuesto por Mackereth *et al*., 1978. Los análisis fueron realizados en el laboratorio de química del Instituto de Limnología Dr. R. A. Ringuelet (UNLP-CONICET).

II.2.3. Clorofila-*a*.

Para el análisis de pigmentos (Clorofila-*a*) se siguió el método de Lorenzen, (1967) y APHA, (1998). Para ello se filtro *in situ,* un litro de agua al vacío a través de un filtro de microfibra de vidrio (Whatman GF/F de 4,5 cm de diámetro y 0,7 µm de diámetro de poro) en equipo de filtración Sartorius. Los filtros se almacenaron inmediatamente en frio en recipientes con silicagel hasta llegar al laboratorio, posteriormente se frizaron hasta el momento del análisis.

Para la determinación de clorofila-*a* se siguió el protocolo propuesto en Standard Methods 10200 H (APHA, 1998). Se dispuso los filtros almacenados en tubos de centrifuga al resguardo de la luz, se añadieron 5 ml de solución de acetona al 90%, acelerando la extracción mediante el triturado mecánico del filtro con varilla de vidrio, se llevo a 8 mL final con acetona al 90%. Se mantuvo en oscuridad y frio (4 ^{0}C) durante 24 horas. Una vez finalizada la extracción se procedió a centrifugar cada muestra a 2.000 rpm durante 40 minutos, manteniendo en oscuridad hasta su lectura. Posteriormente se realizó la lectura en espectrofotómetro (Spectro UV – 2602) a 665 nm y 750 nm [3], de forma complementaria se acidificó cada muestra con 10 µL de HCl 1N efectuando la lectura en las mismas longitudes de onda [4].

Ecuación de Lorenzen (1967) empleada para el cálculo (µg/L):

$$\text{Clorofila-}a = v \times [26{,}7 \times (A665 - A665a)] / V \quad [3]$$

$$\text{Feopigmentos} = v \times [26{,}7 \times (1.7\ A665a - A665)] / V \quad [4]$$

Donde: v = volumen del extracto de acetona en mL; V = volumen de cultivo filtrado en L; A665a = extinción a 665 nm después de acidificar

II.2.4. Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Para el análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) se realizó la extracción de agua directamente y sin filtrar en botellas de plástico ámbar de 250 mL, las muestras fueron almacenadas en oscuridad y frío hasta su procesamiento en el laboratorio. La determinación se llevo a cabo mediante el método del dicromato de potasio (APHA, 1998). El cual establece que en condiciones definidas, ciertas materias contenidas en el agua se oxidan con un exceso de dicromato potásico en medio ácido.

El protocolo consiste en el calentamiento a reflujo de la muestra de agua con dicromato de potasio, dos horas en presencia de ácido sulfúrico. Posterior a la digestión, titulación del remanente de dicromato de potasio con sulfato ferroso amónico, cálculo de oxígeno equivalente [5] con un límite de detección de 5 mg L^{-1}.

Ecuación empleada para el cálculo:

$$\text{DQO (mg/L)} = [(A - B) \times N \times 8.000] / \text{volumen de muestra (mL)} \quad [5]$$

Donde A = volumen (mL) de sal de Mohr gastado en el blanco; B = volumen (mL) de sal de Mohr gastado en la muestra; N = normalidad de la sal.

II.3. Fitoplancton.

Se tomaron muestras de agua por duplicado de la capa superficial en botellas de color ámbar de 250 mL de volumen final, al ser muestras integradas se tomaron mediante un tubo de plástico flexible y lastrado de 30 mm de diámetro, el cual se sumergió hasta la profundidad deseada. Las muestras fueron conservadas con formaldehido al 4% y almacenadas en oscuridad y frío de acuerdo a lo propuesto en APHA (1998) y DMA (2004).

Para las muestras tomadas con red, se utilizó una red de 20 µm de poro de malla, la cual fue arrastrada en la columna de agua horizontal y verticalmente hasta conseguir una muestra integrada. El filtrado se introdujo en recipiente de plástico color ámbar, las muestras fueron conservadas con formaldehido al 4% y almacenadas en oscuridad hasta su identificación.

El análisis cuantitativo del fitoplancton, estuvo dirigido al establecimiento del estado trófico en cada una de las lagunas estudiadas, así como a la descripción de la estructura y composición fitoplanctónica a partir de la riqueza, abundancia y biomasa. Su elaboración se ha basado en el protocolo estandarizado propuesto por Utermöhl (1958).

Previa homogenización de las muestras almacenadas, se realizó la preparación de las submuestras en cubetas de sedimentación de 5 y 10 mL de volumen dependiendo de la densidad fitoplanctónica, manteniendo en oscuridad durante un día, a temperatura ambiente. En primer lugar se realizó el inventario de los taxones presentes en la muestra, la identificación a nivel de género y especie, se llevo a cabo mediante el empleo de las muestras cualitativas con el empleo de un Microscopio Olympus BX 10.

Posteriormente se llevo a cabo el análisis cuantitativo por microscopia invertida, empleando las cámaras de sedimentación y un Microscopio invertido Olympus IX51, con el recuento de los individuos por taxón. La identificación de los taxones se efectuó con el apoyo de claves, confirmando algunas especies de difícil identificación con el apoyo de expertos, empleando microscopio Olympus BX50 y el uso de las muestras de red tomadas para este fin.

En todos los casos se comprobaron las descripciones de las especies y se tuvo en cuenta la información ecológica, distribución y hábitat, la clasificación y nomenclatura empleada fue actualizada con referencia a la base de datos www.algaebase.org. Se capturaron imágenes de distintos especímenes mediante el empleo de una cámara fotográfica. Las siguientes referencias fueron empleadas para la identificación taxonómica: Bourrelly (1985, 1988, 1990), Desikachary (1950), Guarrera *et al*. (1968, 1972), Huber-Pestalozzi (1955), Hustedt (1930), Komarek & Anagnostidis (1999), Komarek & Fott (1983), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991 a – b), Patrick & Reimer (1966, 1975), Tell & Conforti (1986), Yacubson (1965).

II.4. Macrófitas.

Con el objeto de evaluar la estructura y composición de macrófitos presentes en las lagunas se siguió el protocolo ECOFRAME propuesto por Moss *et al*, 2003. Se identificaron tres grandes grupos de comunidades vegetales de acuerdo a la clasificación de Cirujano y Medina, 2002: 1. Helófitos o Plantas Emergentes (HEL), 2. Macrófitos Enraizados Sumergidos (MES) y 3. Macrófitos Enraizados Flotantes (MEF).

Para la selección de las estaciones de muestreo que fueran lo suficientemente representativas de la diversidad de hábitats existentes, se tuvo en cuenta los posibles impactos antrópicos como consecuencia de las actividades de mantenimiento y control, el uso de las lagunas en actividades recreativas y aquellos parámetros morfométricos más relevantes para este estudio: área, perímetro y transparencia con Disco Secchi.

Se realizó la caracterización previa de los hábitats, incluyendo tipo de sedimentos (arena, arcillas, limos o impermeabilizado), profundidad, transparencia con Disco Secchi, color del agua, morfología de las orillas (pendientes, sinuosidades y playas), tipo de recubrimiento vegetal en las orillas y márgenes de costa (juncal, carrizal, prados, estrato arbóreo, hormigón, suelo descubierto) y procesos de erosión evidentes.

Dependiendo del tipo de laguna se plantearon dos estrategias de muestreo:

- Lagunas someras (≤ 2,0 m de profundidad) y áreas menores a una hectárea: se registró el área total del espejo de agua.
- Lagunas no vadeables (> 2,0 metros) y áreas mayores a tres hectáreas: se identificaron varias estaciones de muestreo, realizando transectos perpendiculares al margen de costa lo suficientemente distantes para obtener la máxima información posible. El largo y ancho de los transectos variaron con referencia al área de la laguna, aunque fueron estandarizados con base en la zona litoral y el límite de incidencia de luz.

Se recorrieron los espejos de agua, extrayendo las plantas con el empleo de rastrillos, realizando transectos desde la orilla hasta alcanzar la máxima profundidad, se identificaron las plantas *in situ* registrando su abundancia según la escala de coberturas planteada en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1.: Escala de cobertura vegetal tomada como referencia para este estudio. Fuente: Moss *et al*., 2003

Escala	Abundancia de cada especie	Porcentaje de cobertura (%)
1	Rara	Individuos Aislados
2	Ocasional	1 – 10 %
3	Frecuente	10 – 50 %
4	Abundante	50 – 70 %
5	Dominante	> 70 %

En los casos que se requirió la identificación posterior de la especie, se tomó una muestra y se introdujo en bolsas plásticas herméticas con el rotulado respectivo para su determinación en laboratorio. La identificación de las especies se realizó con el apoyo de claves, en todos los casos se tuvo en cuenta la información ecológica como distribución y hábitat. Se tomaron fotos como colección de referencia. Las siguientes referencias fueron empleadas para la identificación taxonómica: Cirujano *et al*., (2002 – 2008), Murillo (1991), Arbo *et al*., (2000), Den Hartog & Segal (1964), Dodds *et al*., (2010), Cook & Urmi-Köning (1983).

Para el cálculo del porcentaje de cobertura vegetal de helófitas y macrófitas enraizadas flotantes se determinó una franja de 4 metros, dos metros a cada lado de la línea media de costa, teniendo en cuenta el área de influencia de estos dos tipos de plantas acuáticas. El registro de efectuó para el total del área calculada en cada una de las lagunas, los porcentajes se tomaron de acuerdo a la escala planteada en la Tabla 2.1. El muestreo se realizo en primavera del año 2014 y otoño del año 2015, sin embargo se llevo a cabo el monitoreo mensual de la cobertura, permitiendo observar cambios abruptos en la composición y estructura de las comunidades de macrófitos presentes durante un año. Teniendo en cuenta las actividades de mantenimiento estético de las lagunas, su uso para actividades recreativas y demás impactos identificados en el espejo de agua y zonas circundantes.

II.5. Análisis Estadístico.

Se realizaron pruebas no paramétricas de Spearman y correlaciones de Pearson para evaluar el grado de relación entre variables ambientales, grupos taxonómicos de fitoplancton y porcentaje de cobertura de macrófitas. Para determinar el conjunto de variables ambientales que más contribuyen a explicar la variabilidad del fitoplancton y las macrófitas se llevaron a cabo análisis de correspondencia canónica y análisis de redundancia según el caso (Ter Braak & Smilauer, 2012).

Para seleccionar el tipo de análisis a realizar se recurrió a un análisis de correspondencia con remoción de tendencias (DCA). En el caso de los análisis para fitoplancton la longitud del gradiente fue mayor a 4 de desviación estándar, por lo cual se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA). Para los análisis de macrófitas, la longitud del gradiente fue menor a 4 de desviación estándar, por lo que el análisis de redundancia (RDA) fue el más adecuado para determinar las relaciones entre variables ambientales y la comunidad de plantas acuáticas.

Las variables introducidas en el análisis fueron: Disco Secchi, temperatura (°C), conductividad (µS cm^{-1}), sólidos disueltos totales (ppm), pH y oxígeno disuelto (mg L^{-1}), NH_4(mg L^{-1}), NO_3(mg L^{-1}), NO_2(mg L^{-1}), PPO(mg L^{-1}), TP (mg L^{-1}), clorofila-*a*(µg L^{-1}), Feofitina y DQO(mg L^{-1}). También se consideraron las variables: área (m^2), perímetro (m), longitud máxima efectiva (LME), ancho máximo (AM), desarrollo de línea de costa, profundidad máxima (m), Profundidad Media (PM), volumen (m^3), dinámica flujo de agua (DFAG), aporte de agua subterránea (CSUB), impermeabilizado (IMP) y uso del suelo (USU).

En la matriz de fitoplancton se incluyeron las especies con abundancia relativa mayor al 1% y frecuencia mayor al 5%, posteriormente fue transformada a Log10 + 1. La matriz de variables ambientales fue centrada y estandarizada por la media por columna: ((valor – media)/desvío) + 7. La significancia de los análisis de ordenación se determinó mediante la prueba de Montecarlo utilizando 499 permutaciones. Se evaluó la importancia de cada variable a traves de un test de significancia, para incluir aquellas que aportaran explicación de manera significativa ($p < 0,05$) y no fueran redundantes con las variables ya introducidas en el modelo.

Con las variables que seleccionó el RDA forward se construyeron los diagramas triplot final (Lagunas, Fitoplancton ó Macrófitas y variables ambientales). Todos estos análisis fueron realizados con el programa CANOCO versión 4.5 (Biometrics-Plant Research International, Wageningen, The Netherlands). Los resultados de las diferentes pruebas de CCA se visualizaron en diagramas con el empleo del programa Canodraw versión 4.5. Se utilizó el programa PAST versión 3.11 (Hammer *et al*. 2001) para calcular los índices de dominancia, Diversidad de Shannon (H) y Equitabilidad (J) así como el número de taxones y densidad total del fitoplancton. Además se empleo el programa IBM SPSS Statistics versión 21. 0 para realizar los análisis estadísticos descriptivos para las variables ambientales y morfométricas.

Finalmente se realizó un análisis de componentes principales en el programa IBM SPSS Statistics versión 21.0 para determinar la correlación entre variables ambientales y parámetros morfométricos evaluados. Por otra parte se elaboró una regresión lineal para determinar el grado de relación de dependencia entre el contenido de fósforo total y la concentración de clorofila-*a*. Para todos los análisis efectuados, se elaboraron gráficos, biplots y tripots en CanoDraw 4.5 y planillas de cálculo para visualizar e interpretar los resultados de forma adecuada.

CAPITULO 3.

III. ÁREA DE ESTUDIO

Para el presente estudio se han seleccionado nueve lagunas de origen artificial emplazadas en barrios privados de la provincia de Buenos Aires. La selección se efectuó mediante un análisis de componentes principales (PCA), partiendo de un set de 21 lagunas, evaluando similitudes entre parámetros morfométricos tales como: profundidad máxima, longitud máxima efectiva, ancho máximo, desarrollo de línea de costa y usos del suelo. De la selección final, cinco lagunas se encuentran en el municipio de Tigre, dos lagunas son parte del municipio de Cañuelas y las dos restantes se ubican en la localidad de Pinamar, partido de General Pueyrredón (Costa Atlántica), tal como se muestra en la Figura 3.1.

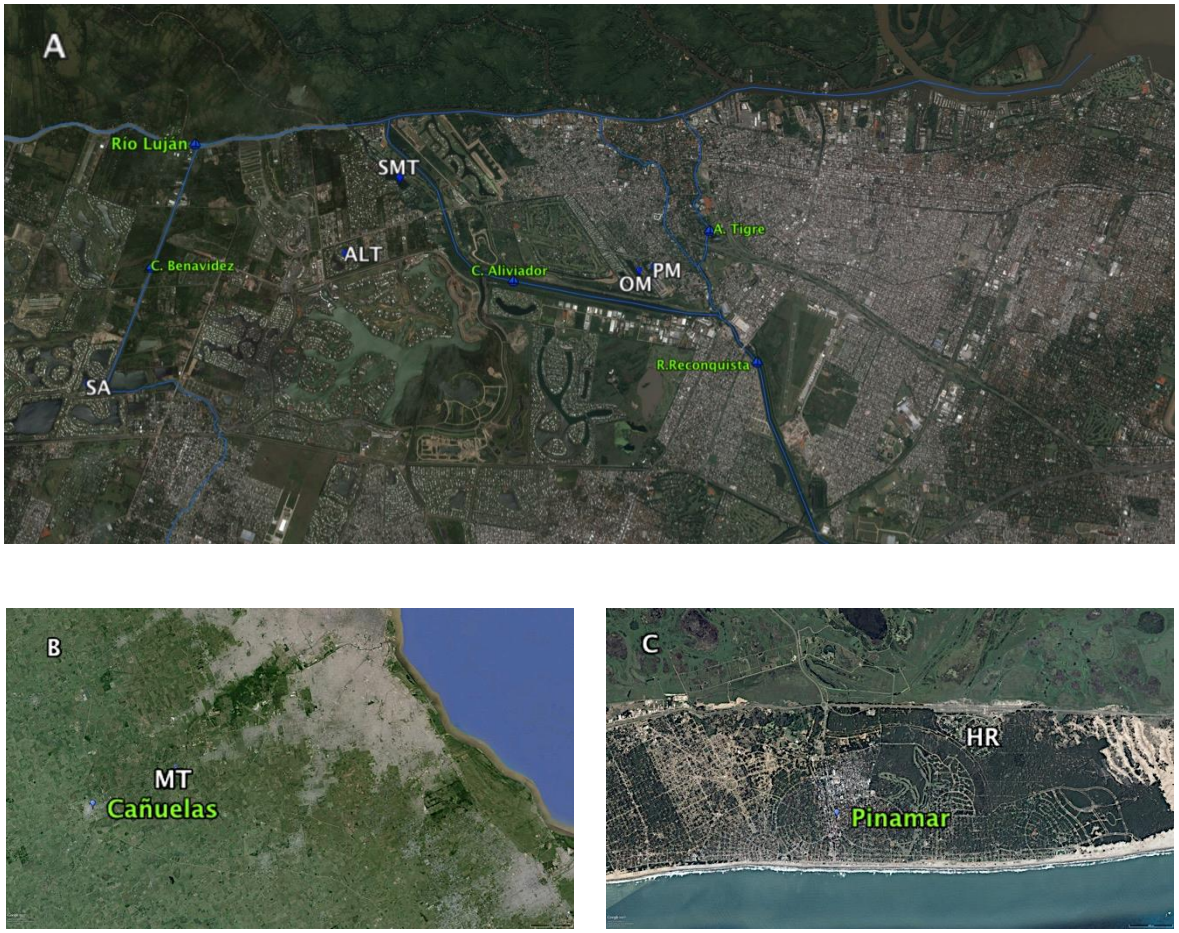


Figura 3.1. Ubicación geográfica de cada una de las lagunas estudiadas en la Provincia de Buenos Aires. **A.:** lagunas ubicadas en el Partido de Tigre. **B.:** La Martona en el Municipio de Cañuelas. **C.:** La Herradura en Pinamar.

La provincia de Buenos Aires se encuentra sobre una extensa planicie denominada Pampa. Su origen geológico pertenece al basamento precámbrico, hundido y cubierto por sedimentos marinos y continentales pertenecientes al cuaternario. El paisaje bonaerense está compuesto por diferentes características: suaves ondulaciones, un gran conjunto de islas en el Delta, una planicie deprimida ocupada por arroyos, ríos y lagunas, una llanura elevada y al sur de la gran llanura, dos sistemas serranos, Tandilia y Ventania(Figura 3.2).

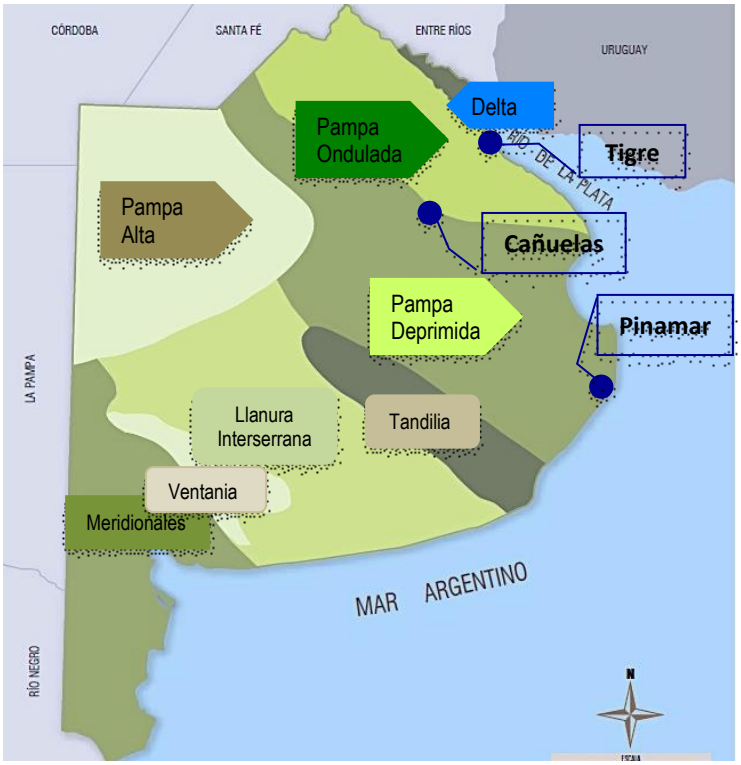


Figura 3.2. Regiones Geográficas de la Provincia de Buenos Aires, se indica la posición de las lagunas.

III.1. Municipio de Tigre.

Las lagunas ubicadas en el partido de Tigre se encuentran en la zona continental influenciada por la desembocadura de los ríos Luján y Paraná de las Palmas. Específicamente en la cuenca baja del río Reconquista sobre área urbana y transición a zonas semi-urbanas. En el área de influencia de los espejos de agua el cauce del Reconquista se bifurca en dos cursos naturales, el río Tigre y el río Reconquista Chico, al que se suma un tercer canal artificial, denominado canal Aliviador (conocido como Cancha Nacional de Remo), que une sus aguas a las del río Luján que, a su vez, desemboca en el Río de la Plata (Figura 3.1A).

La conformación topográfica general es relativamente plana y uniforme (Pereyra, 2004), se encuentra dentro de la región denominada pampa ondulada (Figura 3.2), ocupando la porción nororiental de la provincia de Buenos Aires, en la provincia geológica Llanura Chaco-pampeana y los sedimentos que afloran han sido agrupados según el esquema de Pampeano y Pos-pampeano (Ramos, 1999).

La Pampa Ondulada ocupa una angosta franja a lo largo de la margen derecha de los ríos Paraná y del estuario del Río de la Plata, desde el arroyo del Medio en el límite con Santa Fe hasta las cercanías del río Samborombón. Recibe esta denominación por la suave ondulación del terreno resultante de la reactivación de la erosión fluvial como consecuencia de la elevación del basamento. Dentro de este espacio se encuentra la barraca, las terrazas fluviales, los bajos y las lomadas (Pereyra, 2004).

La barraca se extiende desde Rosario, hasta el parque Lezama, superando la ciudad de Quilmes. En el margen del río Paraná se denomina "barraca viva" pues el río la erosiona produciendo su desmoronamiento. En cambio, en la margen del Río de La Plata se llama "barraca muerta" por no estar en contacto con el río (Ramos, 1999). Las terrazas fluviales son de suave pendiente, se extienden entre la barraca muerta y el río. Los bajos, formados por los aluviones de los ríos que desembocan en el Río de la Plata, son fácilmente inundables debido a que están apoyados sobre bancos de toscas que impiden la infiltración y además porque se encuentran casi a nivel del Río de la Plata. Entre los bajos más afectados se pueden mencionar el sector final de las cuencas de los ríos de la Reconquista, Luján y Riachuelo (Pereyra, 2004). En la Pampa Ondulada se localizan las grandes aglomeraciones urbanas.

Además de estas regiones, la provincia de Buenos Aires cuenta con una planicie deltáica que se encuentra limitada por las barrancas entrerrianas y santafesinas – bonaerense, que son líneas de fallas que limitan un bloque hundido ocupado por el delta del Paraná y el Río de la Plata (Figura 3.2). Las islas, que forman el delta, son el resultado de un proceso de deposición de los sedimentos aportados por el río Paraná (León, 1991). El proceso de avance del delta es lento pero constante, cambiando permanentemente la forma y el tamaño de las islas.

El clima de la región es del tipo subhúmedo-húmedo, siendo la estación más cálida la más lluviosa también. Los meses con mayores precipitaciones son febrero, marzo, abril, octubre, noviembre y diciembre. Las precipitaciones no son de tipo estacional (Pereyra, 2004). Las tormentas son predominantemente asociadas a frentes fríos y cálidos y ocurren preferentemente durante los meses de marzo – abril – mayo, y agosto – septiembre – octubre. La dinámica de las lluvias está regida por los choques entre las masas de aires fríos y secos del sudoeste procedentes del anticiclón del Pacifico sur con las masa de aire cálido y húmedo provenientes del anticiclón del atlántico sur, debido a esto ocurren las intensas lluvias relacionadas con el pampero húmedo y las sudestadas, las lluvias de tipo convectivo, en cambio, suceden en verano (Pereyra, 2004).

Los vientos característicos de la Llanura Pampeana son el Pampero y la Sudestada. El primero, frío y seco, proveniente del sudoeste con una velocidad aproximada de 100 km/h; nace en el anticiclón del Pacífico sur, deja su humedad al atravesar la Cordillera de los Andes y avanza sobre la región pampeana especialmente en verano, después de un período caluroso y húmedo. La Sudestada es un viento frío que carga la humedad recogida en su paso por el Atlántico y el Río de la Plata. Al detener el avance de las aguas que bajan por este río, provoca inundaciones en su margen derecha y en el sur del litoral (Pereyra, 2004).

Los suelos se caracterizan por tener predominio de limos, arcillas y arena, en las planicies y terrazas fluviales del río Luján y Reconquista, así como en el Delta del Paraná los suelos se clasifican como Hapludoles, Endoacuoles y Udifluventes (Pereyra, 2004). La vegetación es del tipo pastizal pampeano con predominio de gramíneas del género Stipa, sin embargo su estructura se encuentra actualmente modificada por el hombre. Al ser lagunas ubicadas en el delta de Tigre cuentan con elevada cobertura vegetal de pastizales y vegetación lacustre, entre las especies que se encuentran están: Junco Lacustre (*Schoenoplectus californicus*) como especie dominante, seguida de Totoras (*Typha latifolia*), Carrizales (*Scirpus giganteus*), Canutillo (*Alternathera philoxeroides*); Cortaderas (*Cortaderia selloana*); Paragüitas (*Cyperus alternifolius*) y un estrato arbóreo compuesto por bosques de sauces (*Salix sp*.) y Álamos como especies dominantes.

III.2. Municipio de Cañuelas.

Las lagunas ubicadas en el municipio de Cañuelas se encuentran sobre zona rural en límites con el trazado urbano del municipio, próximas al arroyo Cañuelas, el cual integra la Cuenca del Río Matanza – Riachuelo (Figura 3.1B). Este campo hace parte de la región denominada Pampa Deprimida o Zona Deprimida del Salado, en el límite con la región de la Pampa Ondulada (Figura 3.2), la Pampa Deprimida se caracteriza por tener un relieve plano, suavemente deprimido y de bajo gradiente de pendiente.

La Pampa Deprimida coincide con la cuenca del río Salado de la provincia de Buenos Aires y corresponde al máximo hundimiento del basamento, estimado en más de 5.000 metros. Carece totalmente de pendiente y como consecuencia, las aguas se estancan formando lagunas y bañados. La falta de pendiente se agrava por la presencia de una estrecha franja algo más elevada en la costa de la bahía de Samborombón, formada por cordones de conchillas y médanos producto de transgresiones marinas recientes (Sala *et al*., 1983). El clima de la región es del tipo templado húmedo o templado sin estación seca, las lluvias son abundantes, sobre todo en verano. Los suelos se clasifican como Natracualf (Pereyra, 2004) siendo alcalinos (pH > 8.5) desde la superficie. La vegetación más frecuente es de estepa graminosa baja, con dominancia de la Poacea del género *Distichlis* y *Cortaderia selloana* (INTA, 1990).

III.3. Localidad de Pinamar.

Por su parte, las lagunas ubicadas en Pinamar se encuentran en un área rural (Figura 3.1 C), en el flanco sur oriental de la provincia geológica denominada Cuenca del Salado (Bracaccini, 1972). Se trata de una cuenca aulacogénica y su origen se encuentra relacionado a la apertura del Océano Atlántico, durante el Jurásico tardío y el Cretácico inferior (Parker *et al*., 1999). La franja costera arenosa que se sitúa entre la secuencia continental del interior de la provincia de Buenos Aires y el área marina colindante (Figura 3.2), se distingue por haber sufrido oscilaciones del nivel del mar y el desarrollo de una barrera medanosa (Parker & Violante, 1989; Parker *et al*., 1999). Los materiales actuales conforman un sistema costero acumulativo de dunas y playas.

La localidad de Pinamar, se encuentra dentro del clima templado aunque, a diferencia de otras regiones ubicadas en latitudes similares en el hemisferio Norte, las condiciones climáticas son más favorables por el efecto moderador que ejerce el océano. Las grandes masas líquidas en el hemisferio Sur constituyen un reservorio de energía, que es aportada en las distintas estaciones, determinando que el verano sea más fresco y el invierno menos riguroso, es decir que no existen grandes amplitudes diarias ni anuales de temperatura (Lorenzo *et al*., 2004).

Otra característica de estas latitudes es que no existen barreras físicas transversales oponibles a la circulación atmosférica. Por tal motivo, el territorio se encuentra sometido a la acción de masas de aire, tanto del Sur como del Norte, que ejercen su influencia durante todo el año, en toda la zona costera se observa una gran variabilidad en la frecuencia y direcciones de los vientos. Los vientos más frecuentes son los del Norte, en tanto que los más intensos son los del SE, S y SO (Lorenzo *et al*., 2004). De octubre a febrero predominan los vientos del SE y de marzo en adelante tienen predominancia los del cuadrante Norte. La intensidad media anual oscila en los 12 Km/h siendo mayor de diciembre a enero (Mircovich *et al*., 2015).

En cuanto a los suelos, estos responden a las condiciones del sustrato, distinguiéndose los desarrollados en la terraza baja y en el cordón costero. Los primeros son poco evolucionados, bajos en humus, hidromórficos y con alto contenido de carbonato de calcio ($CaCO_3$). Los segundos son arenosos sin desarrollo y muy bien drenados. Los suelos desarrollados a partir de acumulaciones arenosas (dunas), se vinculan estrechamente al continuo cordón medanoso del litoral atlántico (Cordón Costero), (INTA, 1988).

En todos estos arenales se pueden diferenciar las dunas vivas, las semifijas y los espacios interdunales. En la costa son típicos los entisoles, constituyendo dunas vivas con un perfil de suelos consistente en una capa continua de arenas incoherentes, sin diferenciación alguna ni estructuras y desprovistos de sustancia orgánica (Sala *et al*., 1969). La arena forma el 100% de estas acumulaciones. El espesor de estos depósitos permite el desarrollo ilimitado de las raíces de las especies que se implantan en ellos. Estos suelos se caracterizan por su rápida permeabilidad y capa freática profunda (UTN, 2010).

El área de estudio pertenece a la Ecorregión de la Pampa, que a su vez es coincidente con la Provincia Fitogeografía Pampeana, dentro del Dominio Chaqueño propuesta por Cabrera y colaboradores (Cabrera, A. 1971). Las comunidades representativas son los pajonales de cortadera (*Cortaderia selloana*), praderas de ciperáceas y Bosque de pinos (*Pinus maritimus, Pinus tumbergii, Pinus radiata*).

III.4. Descripción de los Espejos de Agua.

III.4.1. Pinamar – Herradura Campo de Polo (HR.1 – HR. 2)

Figura 3.3. Imagen Satelital de las dos lagunas ubicadas en el campo de polo en Pinamar (HR.1 – HR.2).

Lagunas someras (Figura 3.3 HR.1 – HR.2), impermeabilizadas con geo–membrana, profundidad máxima de 2,0 m y un área inferior a las 0,5 hectáreas. El origen del agua de llenado es mixto, con predominio de agua subterránea, seguido de la precipitación y escorrentía superficial. El sistema de recarga y regulación de nivel se realiza por bombeo (Tabla 3.1).

En cuanto a la cobertura vegetal sumergida, es escasa en HR.1 con predominio de *Nitella sp*. y *Chara sp*. En HR. 2 es abundante con presencia de *Nitella sp*., *Chara sp*., *Potamogeton illinoensis* y *P. gayi*. Helófitas representadas por Juncos Lacustres (*Schoenoplectus californicus*), Totoras (*Typha latifolia*), Lirios Amarillos (*Iris pseudoacorus*) y Carrizales (*Scirpus giganteus*) Cobertura vegetal flotante esporádica con presencia de Estrella de Agua (*Callitriche palustris*) y Redondita de Agua (*Hydrocotyle ranunculoides*).

Por su parte la fauna se encuentra representada por gran cantidad de aves, siendo predominante el tero común (*Vanellus chilesis*), Loros (*Myiopsitta monacha*), Gallaretas (*Fulica armillata*) y Macas (*Rollandia rolland* y *Podiceps rolland*). Ictiofauna representada por Madrecitas (*Cnesterodon decemmaculatus*), Carpa común (*Ciprinus carpio*), Vieja de Agua (*Loricariichthys anus*) y Bagre sapo (*Rhamdia quelen*).

Pinamar – Campo de Polo – HR

Tabla 3.1.: Principales características morfométricas de las lagunas de Pinamar.		
Código de referencia	**HR.1**	**HR.2**
Latitud	$37^0$05'01.66"S	$37^0$05'03.40"S
Longitud	$58^0$51'38.12"W	$56^0$51'49.92"W
Características Morfométricas		
Área (m^2)	4.933,10	4.098,45
Perímetro (m)	322	351,11
Volumen (m^3)	5.926,41	5.225,63
Longitud Máxima Efectiva – LME (m)	137,2	146,25
Ancho Máximo – AM (m)	50,9	46,1
Profundidad Máxima (m)	2,00	1,80
Profundidad Media (m)	1,20	1,28
Z media / Z máxima	0,60	0,71
Desarrollo Línea Costa	1,29	1,55
Hidrodinámica		
Dinámica Flujo de Agua	Alto	Alto
Aporte de Agua Subterránea	Elevado	Elevado
Impermeabilizado		
Geo Membrana	SI	SI
Hormigón	NO	NO
Regulación de Nivel		
Rebalse	NO	NO
Bombeo	SI	SI
Compuertas Mecánicas	NO	NO
Uso del Suelo		
Urbano	NO	NO
Semi – Urbano	NO	NO
Rural	SI	SI

Figura 3.4. Fotografía de la laguna HR.1 espejo de agua libre, de uso ornamental y riego cancha de polo.

Figura 3.5. Fotografía de la laguna HR.1 agua color verde oliva durante el verano.

Figura 3.6. Fotografía de la laguna HR.2 con colchones de *Nitella sp*., *Chara sp*., *P. Illinoensis* y *P. gayi*.

Figura 3.7. Fotografía de la laguna HR.2 con elevada transparencia y baja profundidad.

III.4.2. Cañuelas – Club De Campo (MT.1 – MT.2)

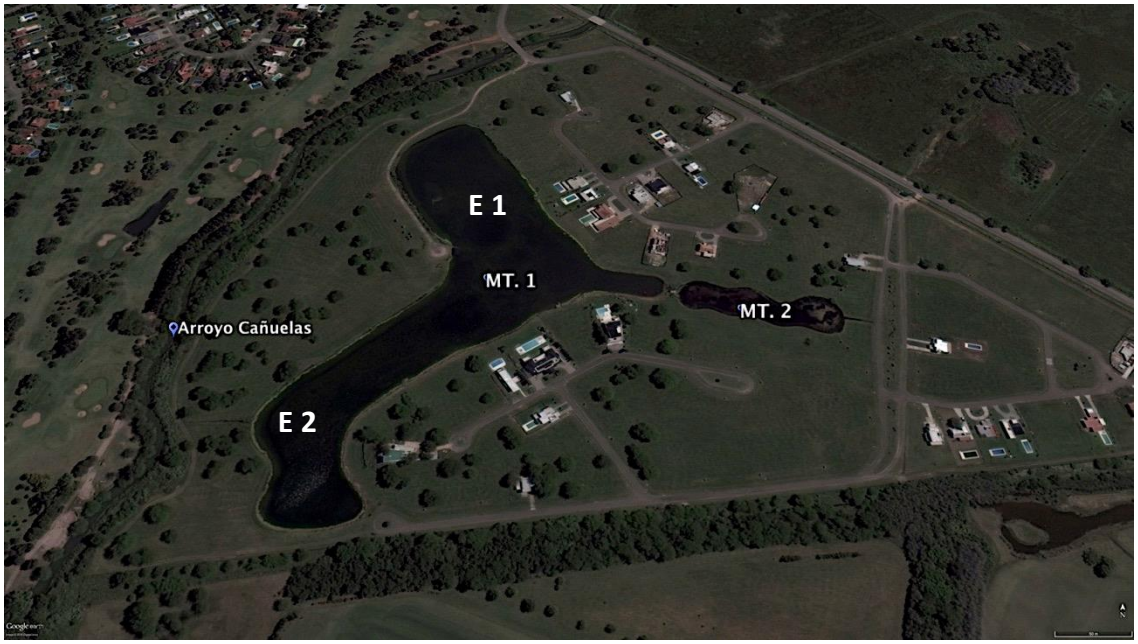


Figura 3.8. Imagen Satelital de las dos lagunas ubicadas en el club de campo en cañuelas (MT.1 – MT.2).

Lagunas someras (Figura 3.6 MT.1 – MT.2), sin impermeabilización, con una profundidad máxima de 2,0 m y 1,50 m respectivamente, 4,4 hectáreas de área en MT.1 y menor a 0,3 ha. en MT.2 (Tabla 3.2). El origen del agua de llenado es mixto, con predominio de agua subterránea, seguido de la precipitación y escorrentía superficial. El sistema de regulación de nivel se realiza por rebalse desde MT.2 a MT.1 a través de un canal de hormigón, en MT.1 la regulación se da por rebalse al arroyo cañuelas.

Cobertura vegetal subacuática elevada, con presencia de *Nitella sp*., *Chara sp*., *Potamogeton illinoensis* y *P. gayi*. Gran diversidad de Helófitas representadas por Juncos (*Schoenoplectus californicus*), Totoras (*Typha latifolia*), Lirios Amarillos (*Iris pseudoacorus*), Carrizales (*Scirpus giganteus*), Juncos (*Scirpus cubenseis*), Cobertura vegetal flotante esporádica con presencia de Estrella de Agua (*Callitriche palustris*) y Redondita de Agua (*Hydrocotyle ranunculoides*).

Por su parte la fauna se encuentra representada por gran cantidad de aves, con presencia de Teros (*Vanellus chilesis*), Macas (*Rollandia rolland* y *Podiceps rolland*) Gallaretas (*Fulica armillata*). Ictiofauna representada por Madrecitas (*Cnesterodon decemmaculatus*), Carpa común (*Ciprinus carpio*) y Vieja de Agua (*Loricariichthys anus*). Presencia de Coipos (*Myocastos coypus*).

Cañuelas – Club De Campo – MT

Tabla 3.2.: Principales características morfométricas de las lagunas en Cañuelas.		
Código de referencia	**MT. 1**	**MT. 2**
Latitud	$34^0$58'51.47"S	$34^0$58'52.68"S
Longitud	$58^0$39'48.28"W	$58^0$39'40.23"W
Características Morfométricas		
Área (m^2)	44.642,95	3.628,93
Perímetro (m)	1.587,60	321,74
Volumen (m^3)	54.857,97	5.089,14
Longitud Máxima Efectiva – LME (m)	556,60	136,46
Ancho Máximo – AM (m)	182,50	35,76
Profundidad Máxima (m)	2,00	1,50
Profundidad Media (m)	1,23	1,40
Z media / Z máxima	0,61	0,93
Desarrollo Línea Costa	2,12	1,51
Hidrodinámica		
Dinámica Flujo de Agua	Medio	Alto
Aporte de Agua Subterránea	Moderado	Elevado
Impermeabilizado		
Geo Membrana	NO	NO
Hormigón	NO	NO
Regulación de Nivel		
Rebalse	SI	SI
Bombeo	NO	SI
Compuerta Mecánica	NO	NO
Uso del Suelo		
Urbano	NO	NO
Semi – Urbano	NO	NO
Rural	SI	SI

Figura 3.9. Fotografía de la laguna MT.1 de uso ornamental, presenta colchones de *Nitella sp*.

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

Figura 3.10. Fotografía de la laguna MT.1 zona de conexión con MT.2 a través de un canal de hormigón.

Figura 3.11. Fotografía de la laguna MT.2 de uso ornamental, con abundancia de *Potamogeton illinoensis*.

Figura 3.12. Fotografía de la laguna MT.2 con blooms de *Cladophora sp*. y *Oedogonium sp*.

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

III.4.3. Tigre – Santa María de Tigre (SMT)

Figura 3.13. Imagen Satelital de la laguna ubicada en el Barrio Santa María de Tigre (SMT).

Laguna ubicada entre el canal aliviador del río Reconquista y el río Luján (Figura 3.9), con una profundidad máxima de 5,0 m, área de 6,4 hectáreas y perímetro de 1.150,34 m (Tabla 3.3). El agua de alimentación proviene del río Luján, precipitación y escorrentía superficial. El sistema de recarga y regulación se realiza por apertura de compuertas en la bahía, dependiendo de la altura del río.

Escasa cobertura vegetal subacuática, se encuentra la especie *Potamogeton gayi*, en zona litoral menos profunda y de mayor transparencia, fuertemente impactada por las tareas de mantenimiento estético. Abundante vegetación en la zona lacustre, con predomino de Junco Lacustre (*Schoenoplectus californicus*) y Carrizales (*Scirpus giganteus*). Cobertura vegetal flotante esporádica y diversa con presencia de Estrella de Agua (*Callitriche sp.*), Helechos de Agua (*Azolla filiculoides*) y Lentejas de agua (*Lemna sp.*).

En cuanto a la fauna, esta se encuentra representada por aves de los géneros: Tero (*Vanellus chilesis*), Macas (*Rollandia rolland* y *Podiceps rolland*), Gallaretas (*Fulica armillata*), Benteveos (*Pitangus sulphuratus*) y Horneros (*Furnarius rufus*). Ictiofauna representada por Madrecitas (*Cnesterodon decemmaculatus*), Vieja de Agua (*Loricariichthys anus*), Bagre sapo (*Rhamdia quelen*), Sábalos (*Prochilodus lineatus*), Mojarritas (*Eucinostomus argenteus*), Carpas comunes (*Cyprinus carpio carpio*) y Carpas Koi (*Cyprinus carpio*).

Santa María de Tigre – SMT

Tabla 3.3.: Principales características morfométricas de la laguna de Santa María de Tigre.	
Código de referencia	**SMT**
Latitud	$34^0$23'49.63"S
Longitud	$58^0$37'38.34"W
Características Morfométricas	
Área (m^2)	64.120,23
Perímetro (m)	1.150,34
Volumen (m^3)	231.616,98
Longitud Máxima Efectiva – LME (m)	445
Ancho Máximo – AM (m)	224
Profundidad Máxima (m)	5,0
Profundidad Media (m)	3,61
Z media / Z máxima	0.72
Desarrollo Línea Costa	1,28
Hidrodinámica	
Dinámica Flujo de Agua	Bajo
Aporte de Agua Subterránea	Corto
Impermeabilizado	
Geo Membrana	NO
Hormigón	NO
Regulación del Nivel	
Rebalse	NO
Bombeo	NO
Compuerta Mecánica	SI
Uso del Suelo	
Urbano	NO
Semi – Urbano	SI
Rural	NO

Figura 3.14. Fotografía de la laguna empleada en la práctica de deportes náuticos y pesca deportiva.

Figura 3.15. Fotografía de la laguna con presencia de *Schoenoplectus californicus*.

Figura 3.16. Fotografía de una floración algal a finales del otoño.

Figura 3.17. Fotografía de un periodo de elevada transparencia posterior a la floración algal.

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

III.4.4. Tigre – Los Ombúes (OM)

Figura 3.18. Imagen Satelital de la laguna ubicada en el Barrio Los ombúes (OM).

Laguna ubicada cerca del canal aliviador del río Reconquista (Figura 3.12), con una profundidad máxima de 7,0 m, área de 5,2 hectáreas y perímetro de 1.901,77 m (Tabla 3.4). La cubeta tiene origen en una antigua cárcava de excavación minera, presenta un margen de hormigón a lo largo de todo el perímetro. El agua de alimentación es subterránea (para el llenado inicial), precipitación y escorrentía superficial. El sistema de regulación se realiza con la apertura de una compuerta ubicada en el costado próximo al canal aliviador.

Cobertura vegetal subacuática ausente, vegetación emergente escasa en algunos frentes de lote, con presencia de Juncos (*Schoenoplectus californicus*) y Lirios Amarillos (*Iris pseudoacorus*). Cobertura vegetal flotante ausente.

Por su parte la fauna se encuentra representada por Gallaretas (*Fulica armillata*) en su mayoría. Ictiofauna representada por Madrecitas (*Cnesterodon decemmaculatus*), Vieja de Agua (*Loricariichthys anus*), Bagre sapo (*Rhamdia quelen*) y Sábalos (*Prochilodus lineatus*).

Los Ombúes – OM

Tabla 3.4.: Principales características morfométricas de la laguna Los Ombúes.	
Código de referencia	**OM**
Latitud	$34^0$25'45.84"S
Longitud	$58^0$36'10.43"W
Características Morfométricas	
Área (m^2)	52.061,77
Perímetro (m)	1.901,77
Volumen (m^3)	256.645,77
Longitud Máxima Efectiva – LME (m)	692,39
Ancho Máximo – AM (m)	85
Profundidad Máxima (m)	7,0
Profundidad Media (m)	4,93
Z media / Z máxima	0.70
Desarrollo Línea Costa	2,35
Hidrodinámica	
Dinámica Flujo de Agua	Bajo
Aporte de Agua Subterránea	Corto
Impermeabilizado	
Geo Membrana	NO
Hormigón	SI
Regulación del Nivel	
Rebalse	NO
Bombeo	NO
Compuerta Mecánica	SI
Uso del Suelo	
Urbano	SI
Semi – Urbano	NO
Rural	NO

Figura 3.19. Fotografía de la laguna, se observa el espejo de agua libre para la práctica de deportes náuticos.

Figura 3.20. La laguna cuenta con una bomba de oxigenación permanente.

Figura 3.21. Fotografía de la laguna, en la zona más angosta, borde de costa protegido con hormigón.

Figura 3.22. Fotografía de la laguna, la cubeta es una antigua cárcava de excavación minera en la zona de Tigre.

III.4.5. Tigre – Las Palmas (PM)

Figura 3.23. Imagen Satelital de la laguna ubicada en el Barrio Las Palmas (PM).

Lagunas somera (Figura 3.15), impermeabilizada con hormigón en las márgenes de costa, profundidad máxima de 5,0 m, área inferior a las 2,3 hectáreas y perímetro inferior a los 920 m (Tabla 3.5). El origen del agua de alimentación es mixto, agua subterránea para el llenado inicial, precipitación y escorrentía superficial. El sistema de recarga y regulación de nivel se realiza por compuerta mecánicas, aunque su empleo es ocasional.

Cobertura vegetal subacuática abundante con presencia de *Myriophyllum aquaticum*. Helófitas representadas por Juncos Lacustres (*Schoenoplectus californicus*), Totoras (*Typha latifolia*) y Lirios Amarillos (*Iris pseudoacorus*). Cobertura vegetal flotante con presencia de nenúfares.

Por su parte la fauna se encuentra representada por gran cantidad de aves: Tero (*Vanellus chilesis*), Gallaretas (*Fulica armillata*), Benteveos (*Pitangus sulphuratus*) y Horneros (*Furnarius rufus*). Ictiofauna representada por Madrecitas (*Cnesterodon decemmaculatus*), Vieja de Agua (*Loricariichthys anus*), Bagre sapo (*Rhamdia quelen*), Mojarritas (*Eucinostomus argenteus*), Carpas comunes (*Cyprinus carpio carpio*).

Las Palmas – PM

Tabla 3.5.: Principales características morfométricas de la laguna de Las Palmas.	
Código de referencia	**PM**
Latitud	34^{0}25'49.62"S
Longitud	58^{0}36'04.10"W
Características Morfométricas	
Área (m^2)	23.314
Perímetro (m)	918,76
Volumen (m^3)	73.492,21
Longitud Máxima Efectiva – LME (m)	235,25
Ancho Máximo – AM (m)	65,53
Profundidad Máxima (m)	5,0
Profundidad Media (m)	3,15
Z media / Z máxima	0,63
Desarrollo Línea Costa	1,70
Hidrodinámica	
Dinámica Flujo de Agua	Bajo
Aporte de Agua Subterránea	Corto
Impermeabilizado	
Geo Membrana	NO
Hormigón	SI
Regulación del Nivel	
Rebalse	SI
Bombeo	NO
Compuerta Mecánica	SI
Uso del Suelo	
Urbano	SI
Semi – Urbano	NO
Rural	NO

Figura 3.24. Fotografía de la laguna con elevada transparencia por presencia de *M. aquaticum*.

Figura 3.25. Fotografía de la laguna con presencia de *Schoenoplectus californicus*.

Figura 3.26. Fotografía de la laguna empleada para la práctica de remo y natación.

Figura 3.27. La laguna en ocasiones recibe los residuos de la limpieza de las piletas de los frentistas.

III.4.6. Tigre – San Agustín (SA)

Figura 3.28. Imagen Satelital de la laguna ubicada en el Barrio San Agustín (SA).

Laguna ubicada próxima al canal Benavidez (Figura 3.18), con una profundidad máxima de 10m, área de 5,6 hectáreas y perímetro de 1.152,70 m (Tabla 3.6). La cubeta no se encuentra impermeabilizada y el agua de alimentación es subterránea (para el llenado inicial), precipitación y escorrentía superficial. El sistema de regulación se realiza con la apertura de una compuerta ubicada en el costado próximo al canal Benavidez.

Cobertura vegetal subacuática abundante con presencia de *Myriophyllum aquaticum Potamogeton gayi*. Vegetación emergente escasa y representadas por Juncos Lacustres (*Schoenoplectus californicus*) y Lirios Amarillos (*Iris pseudoacorus*). Cobertura vegetal flotante esporádica con presencia de Estrellas de Agua (*Callitriche palustris*) y Redonditas de Agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) asociadas a la margen de costa.

Por su parte la fauna se encuentra representada por gran cantidad de aves: Tero (*Vanellus chilesis*), Gallaretas (*Fulica armillata*), Macas (*Rollandia rolland* y *Podiceps rolland*), Benteveos (*Pitangus sulphuratus*) y Horneros (*Furnarius rufus*). Ictiofauna representada por Madrecitas (*Cnesterodon decemmaculatus*), Vieja de Agua (*Loricariichthys anus*), Bagre sapo (*Rhamdia quelen*), Mojarritas (*Eucinostomus argenteus*), Carpas comunes (*Cyprinus carpio carpio*).

San Agustín – SA

Tabla 3.6.: Principales características morfométricas de la laguna de San Agustín.	
Código de referencia	**SA**
Latitud	$34^0$23'39.49"S
Longitud	$58^0$41'36.93"W
Características Morfométricas	
Área (m^2)	56.246,49
Perímetro (m)	1.152,70
Volumen (m^3)	210.394,86
Longitud Máxima Efectiva – LME (m)	412,8
Ancho Máximo – AM (m)	331
Profundidad Máxima (m)	10
Profundidad Media (m)	3,74
Z media / Z máxima	0,37
Desarrollo Línea Costa	1,37
Hidrodinámica	
Dinámica Flujo de Agua	Medio
Aporte de Agua Subterránea	Corto
Impermeabilizado	
Geo Membrana	NO
Hormigón	NO
Regulación del Nivel	
Rebalse	SI
Bombeo	NO
Compuerta Mecánica	SI
Uso del Suelo	
Urbano	NO
Semi – Urbano	SI
Rural	NO

Figura 3.29. Fotografía de la laguna con elevada cobertura de *Myriophyllum aquaticum* y *Potamogeton gayi*.

Figura 3.30. Fotografía de la laguna, agua color verde azul tenue y elevada transparencia.

Figura 3.31. Fotografía de la laguna con escasa cobertura de plantas emergentes.

Figura 3.32. Fotografía de la laguna de mayor profundidad entre todas las lagunas de estudio.

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

III.4.7. Tigre – Altamira (ALT)

Figura 3.33. Imagen Satelital de la laguna ubicada en el Barrio Altamira (ALT).

Laguna somera (Figura 3.21), sin impermeabilización, con una profundidad máxima de 4,0 m, área de 3,7 hectáreas y un perímetro de 818,89 m (Tabla 3.7). El origen del agua de alimentación es mixto, por precipitación y escorrentía superficial. El sistema de recarga y regulación de nivel se realiza por rebalse a un canal de drenaje externo al barrio.

Escasa cobertura vegetal subacuática, con presencia de *Potamogeton gayi* en zona litoral menos profunda y de mayor transparencia. Helófitas abundantes, representadas por Juncos Lacustres (*Schoenoplectus californicus*) y Lirios Amarillos (*Iris pseudoacorus*). Cobertura vegetal flotante esporádica con presencia de Estrellas de Agua (*Callitriche palustris*) y Redonditas de Agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) asociadas a la margen de costa.

Por su parte, la fauna se encuentra representada por gran cantidad de aves, siendo predominante el Tero (*Vanellus chilesis*), Gallaretas (*Fulica armillata*), Macas (*Rollandia rolland* y *Podiceps rolland*), Benteveos (*Pitangus sulphuratus*) y Horneros (*Furnarius rufus*). Ictiofauna representada por Madrecitas (*Cnesterodon decemmaculatus*), Vieja de Agua (*Loricariichthys anus*), Bagre sapo (*Rhamdia quelen*), Sábalos (*Prochilodus lineatus*), Mojarritas (*Eucinostomus argenteus*) y Carpas comunes (*Cyprinus carpio carpio*).

Altamira – ALT

Tabla 3.7.: Principales características morfométricas de la laguna de Altamira.	
Código de referencia	**AlT**
Latitud	$34^0$24'06.32"S
Longitud	$58^0$38'33.92"W
Características Morfométricas	
Área (m^2)	37.607,83
Perímetro (m)	818,89
Volumen (m^3)	95.397,03
Longitud Máxima Efectiva – LME (m)	285,93
Ancho Máximo – AM (m)	174,05
Profundidad Máxima (m)	4
Profundidad Media (m)	2,54
Z media / Z máxima	0,63
Desarrollo Línea Costa	1,19
Hidrodinámica	
Dinámica Flujo de Agua	Bajo
Aporte de Agua Subterránea	Corto
Impermeabilizado	
Geo Membrana	NO
Hormigón	NO
Regulación del Nivel	
Rebalse	SI
Bombeo	NO
Compuerta Mecánica	NO
Uso del Suelo	
Urbano	NO
Semi – Urbano	SI
Rural	NO

Figura 3.34. Fotografía del espejo de agua para uso ornamental, con abundancia de plantas emergentes.

Figura 3.35. Fotografía de la laguna del barrio, cuyo reglamento exige la protección de juncales y lirios.

Figura 3.36. Fotografía de la laguna, con escasa a nula cobertura de macrófitas sumergidas.

Figura 3.37. Fotografía de la laguna, con presencia de *Schoenoplectus californicus* en el margen de costa.

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

PARTE II

CAPITULO 4.

IV. PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS Y COMPOSICIÓN FÍSICO – QUÍMICA

IV.1. Morfometría de las Lagunas.

Las áreas de las lagunas estudiadas se encuentran en un rango entre 0,3 a 6,4 hectáreas, el cálculo de superficie demuestra que la mayoría de las lagunas no tienen grandes dimensiones, considerando que la media es de 3,9 ha y la mediana es de 4,46 ha. (Tabla 4.1), el 55% de las lagunas se encuentra por debajo del valor medio, lo que permite hablar de un predominio de lagunas pequeñas. En cuanto al perímetro, los resultados obtenidos están directamente relacionados con el área, presentando un valor medio de 1.081 m, con una mediana de 1.150 m. Cabe destacar que el 78% de las lagunas se encuentra por debajo de la media, por lo que se confirma el resultado anterior.

Por su parte, la profundidad máxima encontrada, expresada como nivel de superficie (NS) oscila entre 1,0 y 10 metros, con profundidades medias entre 1,2 y 4,9 metros. Mientras la relación Zmedia / Zmáxima varia entre 0,37 y 0,93 con una media de 0,66 (Tabla 4.1). En función del promedio de la relación Zmed / Zmáx las lagunas tendrían una forma elipsoidal característica de lagos someros con fondos de pendientes muy suaves. Al tiempo que se observa un amplio rango de volúmenes entre 5.089 y 256.645 m^3.

Tabla 4.1.: Estadísticos descriptivos de variables morfométricas analizadas.

Parámetros	*n*	Mínimo	Máximo	Mediana	Media	STD
Área (m^2)	9	3.628,93	64.120,23	44.642,95	38.952,36	21.329,03
Perímetro (m)	9	321,74	1.901,77	1.150,34	1.081,16	525,61
Volumen (m^3)	9	5.089,14	256.645,77	95.397,03	127.682,76	97.763,11
Línea Máxima Efectiva (m)	9	136,46	692,39	412,80	388,61	188,30
Ancho Máximo (m)	9	35,76	331,00	174,05	156,53	97,52
Profundidad Media (m)	9	1,20	4,93	2,84	2,80	1,34
Z media / Z máxima	9	0,37	0,93	0,63	0,66	0,15
Nivel de Superficie (m)	9	1,00	10,10	4,55	4,71	2,90
Desarrollo Línea de Costa	9	1,19	2,35	1,44	1,62	0,42

Respecto a los valores de desarrollo de línea de costa (DLC), la media es de 1,62 (el 67% es inferior al promedio), mientras que la mediana es de 1,44. De acuerdo a la clasificación de formas hipotéticas propuesta por Timms (1992) en función de los valores de DLC, se destacan cuantitativamente las formas subcirculares (4 lagunas), 3 lagunas de forma triangular a sigmoide y 2 lagunas de forma irregular (Tabla 4.2), no se encuentran lagunas de forma dendrítica.

Tabla 4.2.: Clasificación de formas hipotéticas según Timms (1992) para las lagunas.

Laguna	Desarrollo Línea Costa	Forma de la laguna
HR1	1,29	Sub circular
HR2	1,55	Triangular - Sigmoide
MT1	2,12	Irregular
MT2	1,51	Triangular - Sigmoide
SMT	1,28	Sub circular
OM	2,35	Irregular
PM	1,70	Triangular - Sigmoide
SA	1,37	Sub circular
AT	1,19	Sub circular

Circular = 1 – 1,15; Sub circular = 1,15 – 1,3; Triangular – Sigmoide = 1,3 – 2,0; Irregular = 2,0 – 3,2; Dendrítica > 3,2. Fuente: Hutchinson (1957), Timms (1992).

IV.2 Características Físico – Químicas y Nutrientes.

La totalidad de las lagunas estudiadas no muestran estratificación térmica basada en la diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo de la columna de agua. La temperatura media en primavera fue de 26,2 ^{0}C con una máxima de 27,1 ^{0}C (Tabla 4.3), en tanto que para otoño la media fue de 15,6 ^{0}C con una máxima de 17,6 ^{0}C (Tabla 4.4). En cuanto a los valores de transparencia encontrados, estos oscilan entre 0,38 m y 1,50 m en primavera y 0,23 m – 1,80 m para otoño. Dando cuenta de una amplia variación de turbidez, lagunas de aguas claras con una transparencia superior al 80% con respecto a la profundidad y lagunas de aguas turbias con un porcentaje inferior al 6% de Disco Secchi, siendo constante entre los dos periodos de muestreo.

Con respecto a la conductividad, ésta muestra una mayor variabilidad, con un rango entre 0,27 y 2,92 mScm^{-1} en otoño y 0,16 – 1,83 mS cm^{-1} en primavera. La concentración de oxígeno disuelto fue mayor en primavera con una media de 9,90 mg L^{-1} en comparación a otoño con una concentración medía de 8,54 mg L^{-1}, con niveles que oscilan desde la sobresaturación de oxígeno en primavera a niveles pobres en otoño. Por su parte el pH tiende a ser alcalino en primavera con valores entre 8,30 y 9,90 para las nueve lagunas estudiadas, en otoño desciende con una media de 8,18. Con relación a la concentración de nutrientes, el fósforo total (TP) presenta un rango entre 0,02 – 0,26 mg L^{-1} en primavera, con una media de 0,11 mg L^{-1} y 0,03 – 0,85 mg L^{-1} con una media de 0,20 mg L^{-1} en otoño, evidenciando un aumento de la concentración de un periodo al otro.

Los compuestos nitrogenados: NO_3; NO_2 y NH_4 con una media de 0,03; 0,01 y 0,04 mg L^{-1} respectivamente para primavera y 0,01; 0,01 y 0,06 mg L^{-1} en otoño revelaron una variación similar entre estaciones, con una mayor concentración de amonio en otoño. El Nitrógeno Inorgánico Disponible (NID) alcanza valores máximos similares en los dos periodos de muestreo, con 0,26 mg L^{-1} en primavera (Tabla 4.3) y 0,29 mg L^{-1} en otoño (Tabla 4.4), siendo la media igual para los dos periodos: 0,08 mg L^{-1}. Con respecto a la relación NID:TP la media fue tan sólo de 1,43 en primavera y 2,0 en otoño, encontrando un valor máximo de 3,0 en los dos periodos muestreados. Por último la demanda química de oxígeno (DQO) fluctuó entre 29,2 mg L^{-1} en primavera y 41,5 mg L^{-1} en otoño, con un rango amplio de 2,0 – 63 mg L^{-1} en primavera y 18 – 89 mg L^{-1} en otoño, encontrando los valores más elevados en aquellas lagunas con una profundidad media superior a 3,0 m y la menor concentración de oxígeno disuelto.

El análisis de componentes principales para todas las variables ambientales estudiadas (Figura 4.1), muestra una correlación negativa del oxígeno disuelto con los sólidos disueltos totales, la demanda química de oxígeno y los nitritos, presentando una relación positiva significativa con la dinámica de flujo de agua, el aporte de agua subterránea y los usos del suelo. Por su parte los nitritos presentaron una correlación significativa con el fósforo total, amonio y clorofila-*a*. El aporte de agua subterránea, la dinámica de flujo de agua y los usos del suelo presentaron una correlación negativa con la mayor parte de nutrientes (NO_2, NH_4, TP, PPO), clorofila-*a*, el área y el nivel de profundidad. Se observa una relación significativa entre la concentración de fósforo total y el contenido de clorofila-*a*.

Tabla 4.3.: Variables físico químicas y concentración de nutrientes registrados en primavera.

	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Media	STD
Disco Secchi (m)	14	0,38	1,50	0,80	0,84	0,33
Disco Secchi (%)	14	5,40	83,30	17,00	30,10	26,11
Temperatura (ºC)	14	22,90	27,50	26,85	26,21	1,48
Conductividad (mS cm^{-1})	14	0,16	1,83	1,49	1,29	0,55
pH	14	8,30	9,96	9,18	9,13	0,47
Oxígeno Disuelto (mg L^{-1})	14	7,50	12,80	9,30	9,91	1,73
Sólidos Disueltos Totales (ppm)	14	111,80	1.240	1.001	876,49	378,20
Fósforo Reactivo Soluble (mg L^{-1})	14	0,003	0,20	0,03	0,06	0,07
Nitratos (mg L^{-1})	14	0,01	0,21	0,02	0,03	0,05
Nitritos (mg L^{-1})	14	0,001	0,03	0,001	0,01	0,01
Amonio (mg L^{-1})	14	0,003	0,07	0,04	0,04	0,02
NID (mg L^{-1})	14	0,02	0,26	0,06	0,08	0,06
NID : TP	14	1,00	3,00	1,00	1,43	0,76
Fósforo Total (mg L^{-1})	14	0,02	0,26	0,09	0,11	0,08
DQO (mg L^{-1})	14	2,00	63,00	31,50	29,21	20,27
Clorofila-*a* (µg L^{-1})	14	0,85	38,45	9,32	11,72	11,37
Feofitina (µg L^{-1})	14	0,27	10,69	3,73	3,75	3,22

Tabla 4.4.: Variables físico químicas y concentración de nutrientes determinados en otoño.

	n	Mínimo	Máximo	Mediana	Media	STD
Disco Secchi (m)	14	0,23	1,80	0,60	0,84	0,55
Disco Secchi (%)	14	4,28	94,40	16,80	25,50	24,79
Temperatura (ºC)	14	9,00	17,60	16,55	15,65	2,86
Conductividad (mS cm^{-1})	14	0,27	2,92	1,51	1,54	0,75
pH	14	6,90	8,84	8,34	8,18	0,61
Oxígeno Disuelto (mg L^{-1})	14	5,50	11,60	8,35	8,54	1,57
Sólidos Disueltos Totales (ppm)	14	185	1.960	1,03	1.035,21	497,59
Fósforo Reactivo Soluble (mg L^{-1})	14	0,001	0,72	0,11	0,13	0,18
Nitratos (mg L^{-1})	14	0,001	0,04	0,01	0,01	0,01
Nitritos (mg L^{-1})	14	0,001	0,06	0,003	0,01	0,02
Amonio (mg L^{-1})	14	0,001	0,20	0,05	0,06	0,06
NID (mg L^{-1})	14	0,01	0,29	0,05	0,08	0,09
NID : TP	14	1,00	3,00	2,00	2,00	0,96
Fósforo Total (mg L^{-1})	14	0,03	0,85	0,15	0,20	0,21
DQO (mg L^{-1})	14	18,00	89,00	42,50	41,50	19,60
Clorofila-*a* (µg L^{-1})	14	2,99	231,54	27,45	52,01	66,41
Feofitina (µg L^{-1})	14	4,12	56,13	15,56	19,97	16,13

No se encontraron relaciones estadísticas significativas entre los parámetros morfométricos y las variables de tipo físico – químicas, a excepción del área que presentó una correlación positiva con los sólidos disueltos totales. El nivel de superficie tiene una correlación positiva con la DQO y los sólidos disueltos totales (Figura 4.1). Las lagunas estudiadas se distribuyen de acuerdo a las características más relevantes para cada caso, por ejemplo SA, OM y SMT tiene la mayor profundidad y área, HR1, HR2 y MT2 presentan el menor tiempo de residencia del agua y el mayor aporte de agua subterránea, AT es la laguna que tiene los mayores valores de TSI.

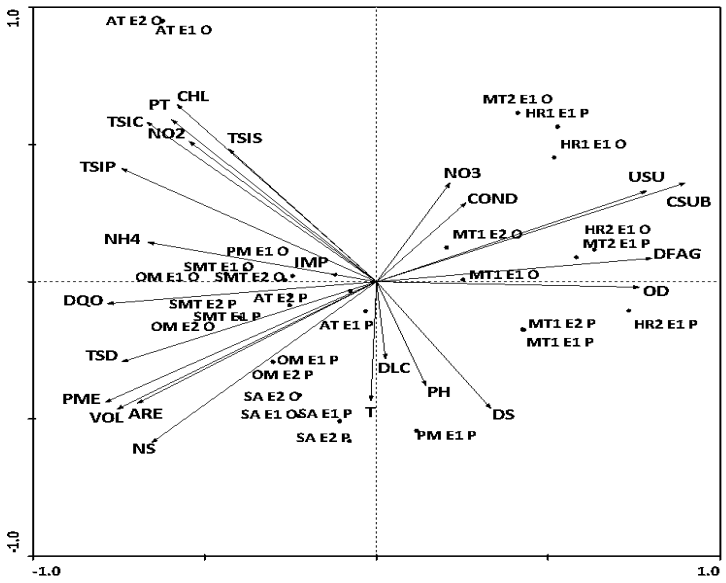


Figura 4.1.: Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales.

IV.3. Índices de Estado Trófico de Carlson.

A partir de las características asociadas al estado trófico tales como la transparencia (Disco Secchi), Concentración de Clorofila–*a* y el contenido total de fósforo, se emplea el índice de Carlson, el cual permite determinar el estado y calidad del agua en las lagunas. El estado trófico se define como la sumatoria de las características citadas anteriormente: Biomasa algal, transparencia, contenido de nutrientes y materia orgánica. De acuerdo a los valores que alcanza el TSI se puede diferenciar en cuatro categorías: Oligotrófico (TSI ≤ 30), Mesotrófico (TSI > 30 – ≤ 60), Eutrófico (TSI > 60 – ≤ 90), Hipereutrófico (TSI > 90). Conforme a los resultados encontrados se evidencia un amplio rango de estados tróficos con valores que alcanza las categoría de oligotrófico e hipereutrófico (Tabla 4.5). El TSI-S (Disco Secchi) presenta un rango entre 55,6 – 90,8. El TSI-P (Fósforo Total) con una media de 69,6 evidencia una tendencia a la eutrofia en la mayoría de las lagunas y el TSI-C (Clorofila-*a*) con un valor mínimo de 22,8 y una media de 52,4 permite encontrar lagunas en estado oligotrófico y Mesotrófico.

En primavera las lagunas se pueden clasificar en dos grupos: lagunas mesotróficas y eutróficas (Figura 4.2). Considerando el TSIS y TSIP las lagunas HR2 y PM se clasifican como mesotróficas y oligotróficas para TSIC, valores que coinciden con las menores concentraciones de Clorofila-*a* y fósforo total así como la mayor transparencia. El resto de lagunas (HR1, MT1, MT2, SMT, OM, SA y AT) se clasifican como eutróficas para los índices TSIS y TSIP en tanto que son mesotróficas para el índice de clorofila-*a*, a excepción de AT E1 – AT E2 con tendencia a la eutrofia. Para todas las lagunas, los tres índices revelaron un estado trófico consistente con los resultados obtenidos en el análisis y las concentraciones de nutrientes.

Para el otoño, se presenta un aumento significativo en el estado trófico, con predominio de lagunas en estado eutrófico y una laguna en estado hipereutrófico (Figura 4.3). Para el índice de transparencia TSIS, dos lagunas (HR2, SA) se clasifican como mesotróficas, AT hipereutrófica y las restantes seis lagunas como eutróficas. Para el contenido de fósforo (TSIP) las dos lagunas de Pinamar (HR1, HR2) son mesotróficas, las demás se clasifican como eutróficas a excepción de AT que se encuentra en el rango de hipereutrófica.

Por último para el índice de clorofila-*a* se generan dos grupos: (HR1, HR2, MT1, MT2, PM y SA) que están en la categoría de mesotrofía, y otro grupo (SMT, OM, AT) que se clasifican como lagunas eutróficas. En todos los casos se evidencia un aumento en la concentración de fósforo total y clorofila-*a* de primavera a otoño, el fósforo total pasó de una media de 0,11 mg L^{-1} a 0,20 mg L^{-1} y la clorofila-*a* aumentó de 11,7 µg L^{-1} a 52,0 µg L^{-1} en tanto que la transparencia con Disco Secchi se mantuvo estable entre los dos períodos con una media de 0,84 metros.

Tabla 4.5.: Estadísticos descriptivos de los índices de estado trófico.

	n	Mínimo	Máximo	Mediana	Media	STD
TSIS	28	55,56	90,81	70,60	70,98	9,31
TSIP	28	45,60	95,46	70,02	69,60	11,10
TSIC	28	22,88	84,02	55,27	52,45	15,76

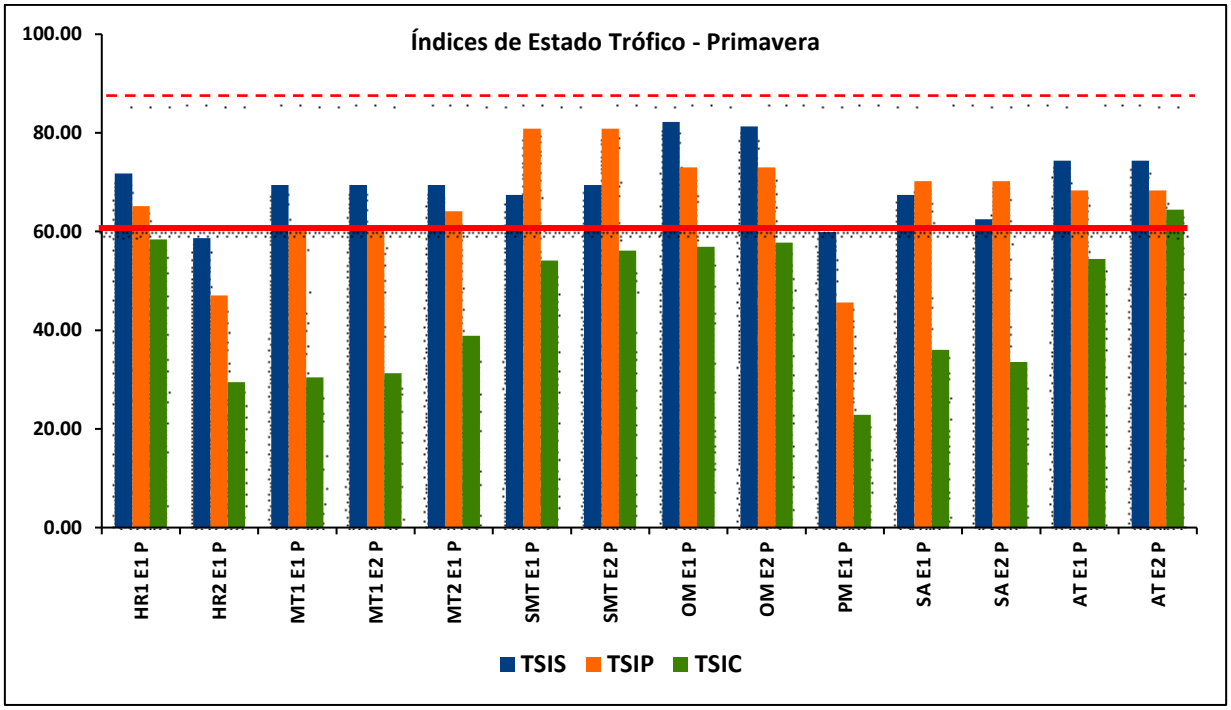


Figura 4.2.: Índices de estado trófico determinados para cada una de las lagunas en primavera.

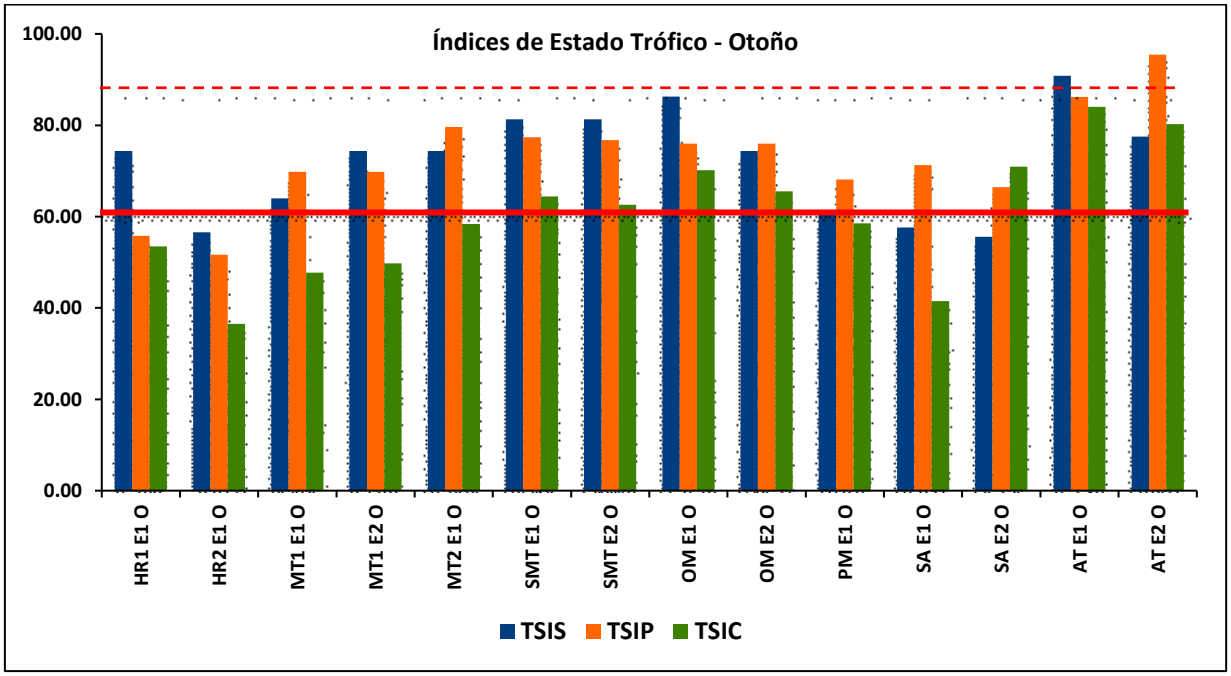


Figura 4.3.: Índices de estado trófico calculados para cada una de las lagunas en otoño.

CAPITULO 5.

V. DESCRIPTORES DEL FITOPLANCTON

Se determinaron un total de 56 géneros con 120 especies, que pertenecen a: *Cyanophyta* (13 géneros, 25 especies), *Chlorophyta* (30 géneros, 81 especies), *Euglenophyta* (3 géneros, 4 especies), *Bacillariophyta* (7 géneros, 7 especies), *Miozoa* (2 géneros, 2 especies) y *Haptophyta* (1 género, 1 especie) respectivamente. La concentración de clorofila-*a* tuvo una variación entre 0,85 – 38,4 µg L^{-1} en primavera (Tabla 4.3) y de 2,29 – 231,5 µg L^{-1} en otoño (Tabla 4.4). Los valores máximos se registraron durante el otoño con una media de 52,0 µg L^{-1} en comparación a la primavera 11,7 µg L^{-1}.

V.1. Aspectos Ecológicos del Fitoplancton.

V.1.1. Composición Taxonómica.

- **Clase Cyanophyceae:** El grupo estuvo representado por 13 géneros, de los cuales *Aphanocapsa* y *Merismopedia* presentaron el mayor numero de especies (4) cada uno, seguido por *Dilichospermum* y *Anabaenopsis* con tres especies respectivamente.

- **Clase Chlorophyceae:** Este grupo fue el mejor representado, con 30 géneros distribuidos en 81 especies. El mayor número de especies lo presentaron los géneros *Scenedesmus*, *Tetraedron* y *Kirchneriella*, con 9, 7 y 6 especies respectivamente, seguido por *Dictyosphaerium* y *Pediastrum* con 5 especies cada uno.

- **Clase Zygnematophyceae:** Representada por 4 géneros y 11 especies. El género con mayor representación fue *Cosmarium* con 6 especies.

- **Clase Trebouxiophyceae:** Este grupo presenta 12 especies agrupadas en cuatro géneros: *Actinastrum*, *Oocystis* y *Crucigenia*.

- **Clase Ulvophyceae:** Representada por las especies: *Cladophora sp*. y *Ulothrix subconstricta*.

- **Clase Bacillariophyceae:** Representada por un total de siete géneros. Las formas pennadas estuvieron representadas por un mayor número de especies (5) en comparación a las formas centrales con sólo 2 especies.

- **Clase Dinophyceae:** Representada principalmente por la especie *Ceratium hirundinella*, seguido de *Peridinium sp*. y *Gymnodinium sp*.

- **Clase Euglenophyceae:** Representada por las especies *Euglena caudata*, *Phacus sp*., *Trachelomonas hispida* y *T. volvocina*.

- **Clase Coccolithophyceae:** Representada por la especie *Prymnesium sp*.

V.1.2. Densidad Fitoplanctónica.

Las Figuras 5.1 y 5.2 muestran los cambios estacionales en el ensamble fitoplanctónico de todas las lagunas, para los grandes grupos taxonómicos. La división *Chlorophyta* con el mayor numero de géneros y especies se encontró en todas las estaciones de muestreo en los dos periodos de estudio. Las especies de la división *Miozoa* y *Haptophyta* se pueden considerar ocasionales, de esta última sólo se determinó una especie (*Prymnesium sp*.) en la laguna AT en primavera (Figura 5.1), aunque con una densidad relativa superior al 17%.

Microcystis aeruginosa presenta la mayor densidad de células tanto en primavera como en otoño, con una densidad relativa superior al 17% y frecuencia de 57%, seguido de *Aphanocapsa delicatissima* con una densidad relativa de 10,6% y una frecuencia del 53,6%. En primavera *Aphanocapsa nubilum*, *Cosmarium tenue*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Merismopedia tenuissima*, los dinoflagelados y *Sphaerocystis schroeteri* también fueron abundantes. En otoño *Aphanocapsa incerta*, *Euglena caudata*, *Phormidium mucicola* y *Trachelomonas volvocina* tuvieron una densidad relativa elevada.

Las divisiones *Cyanophyta*, *Chlorophyta* y *Euglenophyta* presentaron un aumento de su densidad total de primavera a otoño, siendo significativo el aumento de cianobacterias sobre los demás grupos. Por su parte las divisiones *Bacillariophyta* y *Miozoa* mostraron una reducción de primavera a otoño. En primavera se determinaron un total de 97 especies de las cuales *Microcystis aeruginosa* y *Aphanocapsa delicatissima* dominaron en el ensamble fitoplanctónico en la mayoría de las lagunas con una densidad de 3.817,3 y 2.077,7 cell mL^{-1} respectivamente (Figura 5.3). Las especies filamentosas, e.g. *Anabaena spiroides*, *A. sphaerica*, *Anabaeniopsis arnoldii*, *Komvophoron constrictum*, *Oscillatoria tenuis* y *Phormidium mucicola* presentaron una densidad muy baja en todas las lagunas, en comparación con las especies unicelulares.

Por su parte, en otoño se determinaron un total de 75 especies, de las cuales *Aphanocapsa incerta* y *Microcystis aeruginosa* dominaron con un promedio de 4.802 y 3.980 cell mL^{-1} respectivamente (Figura 5.4). Las especies unicelulares como por ejemplo *Euglena caudata* y *Trachelomonas volvocina* sumadas a las especies coloniales mucilaginosas predominaron en la mayoría de las lagunas.

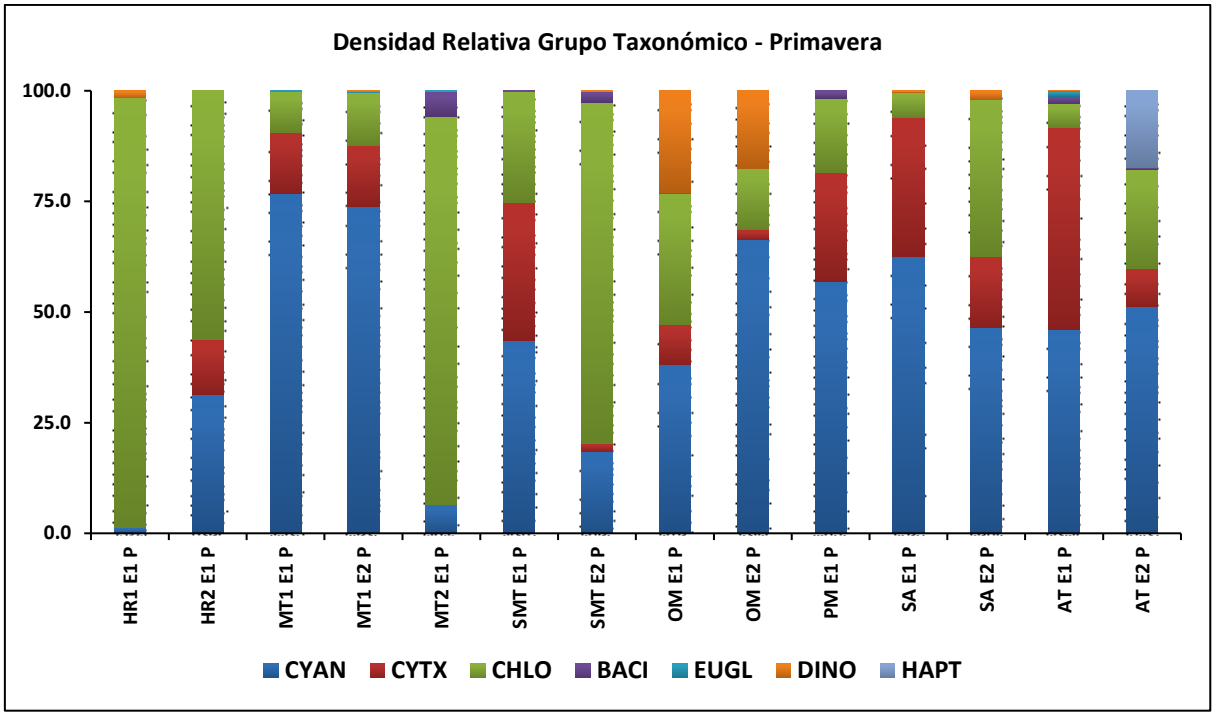


Figura 5.1.: Densidad Relativa por gran grupo taxonómico para las lagunas en primavera. CYAN = *Cyanophyta*; CYTX = Cianobacterias potencialmente tóxicas. CHLO = *Chlorophyta*; BACI = *Bacillariophyta*, EUGL = *Euglenophyta*, DINO = *Miozoa*, HAPT = *Haptophyta*.

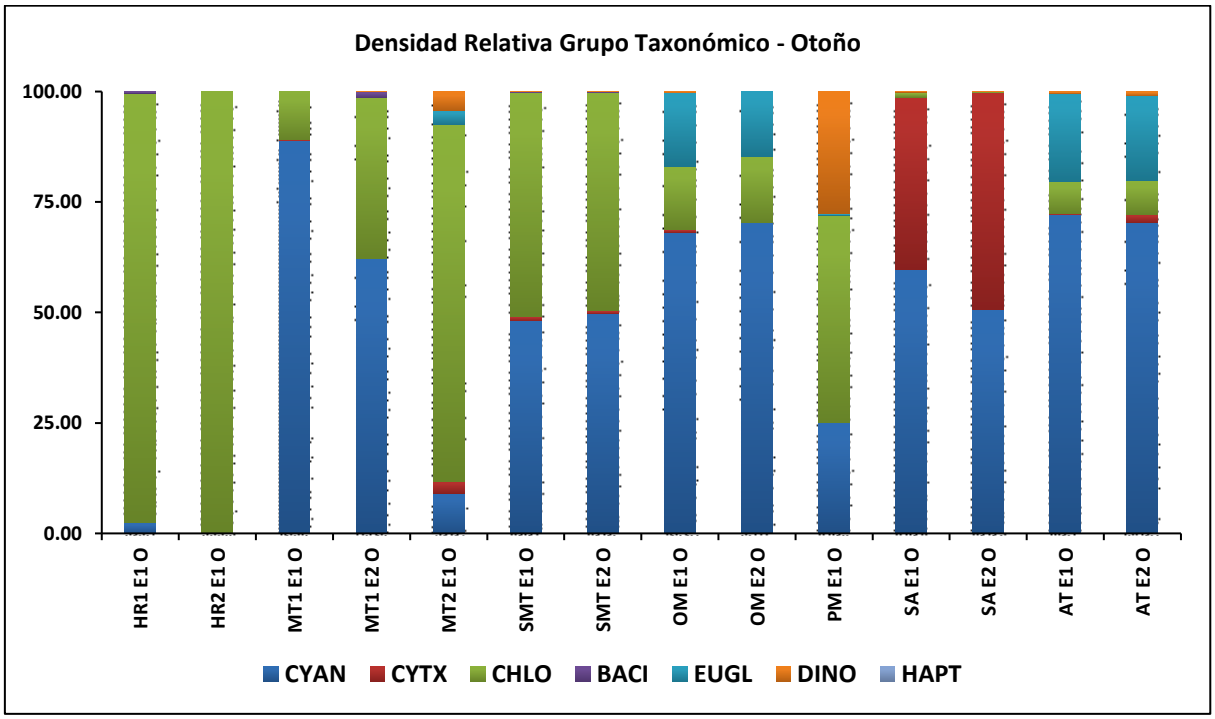


Figura 5.2.: Densidad Relativa por gran grupo taxonómico para las lagunas en otoño.

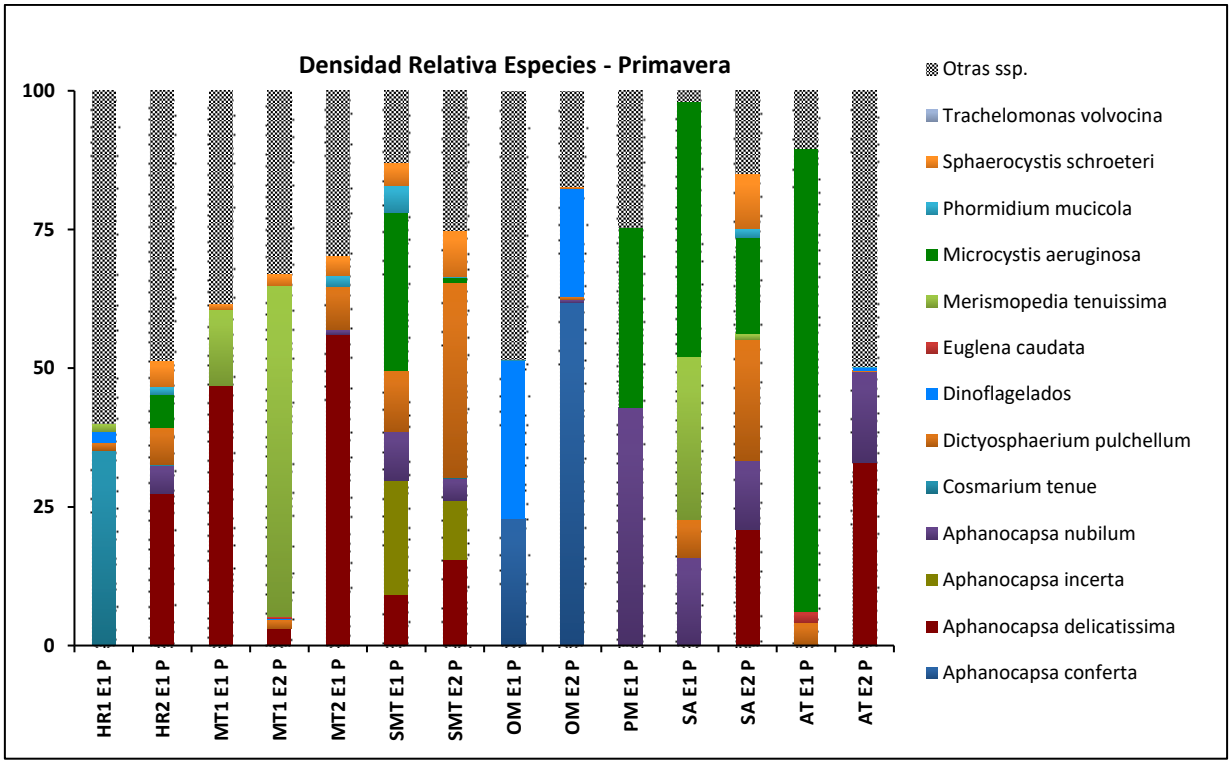


Figura 5.3.: Composición del Fitoplancton durante la primavera en las lagunas.

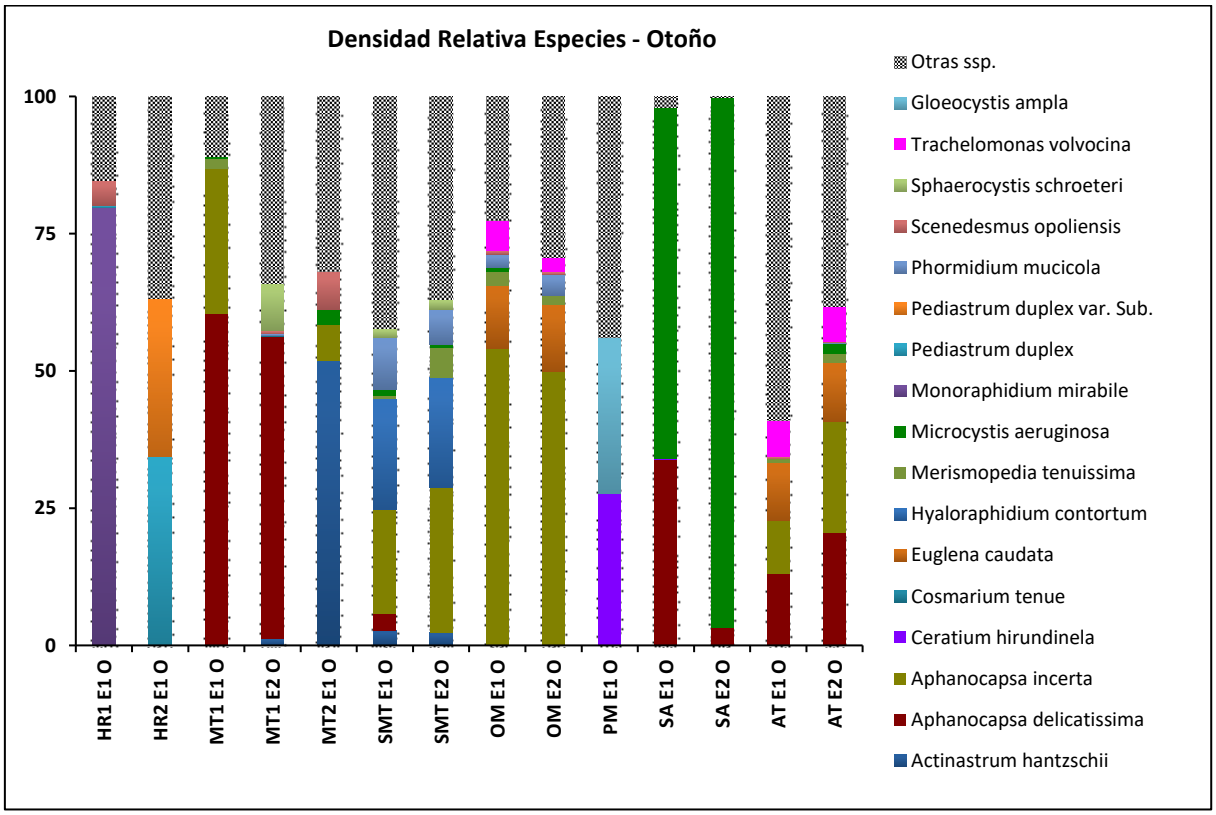


Figura 5.4.: Densidad Relativa de las especies más representativas en las lagunas en otoño.

V.1.3. Índices de Diversidad.

Con relación a los índices de diversidad de Shannon (H') se puede observar en la Figura 5.5 que en primavera, cuatro lagunas HR2 E1 (2,33) , HR1 E1 (2,31), MT2 E1 (2,2) y SMT E2 (2,2) alcanzan la mayor diversidad y una laguna, la AT E1, presenta la menor diversidad (1,20) aunque con el mayor número de taxa (32) pero con una especie plenamente dominante *Microcystis aeruginosa* cuya densidad relativa para esta laguna es de 83,5%. En otoño, dos lagunas presentan la mayor diversidad SMT E1 (2,3) y AT E2 (2,1), mientras que una laguna SA E2 (0,17) presenta la menor diversidad con sólo 5 taxa, siendo la especie *Microcystis aeruginosa* dominante en el ensamble fitoplanctónico con el 96,4%.

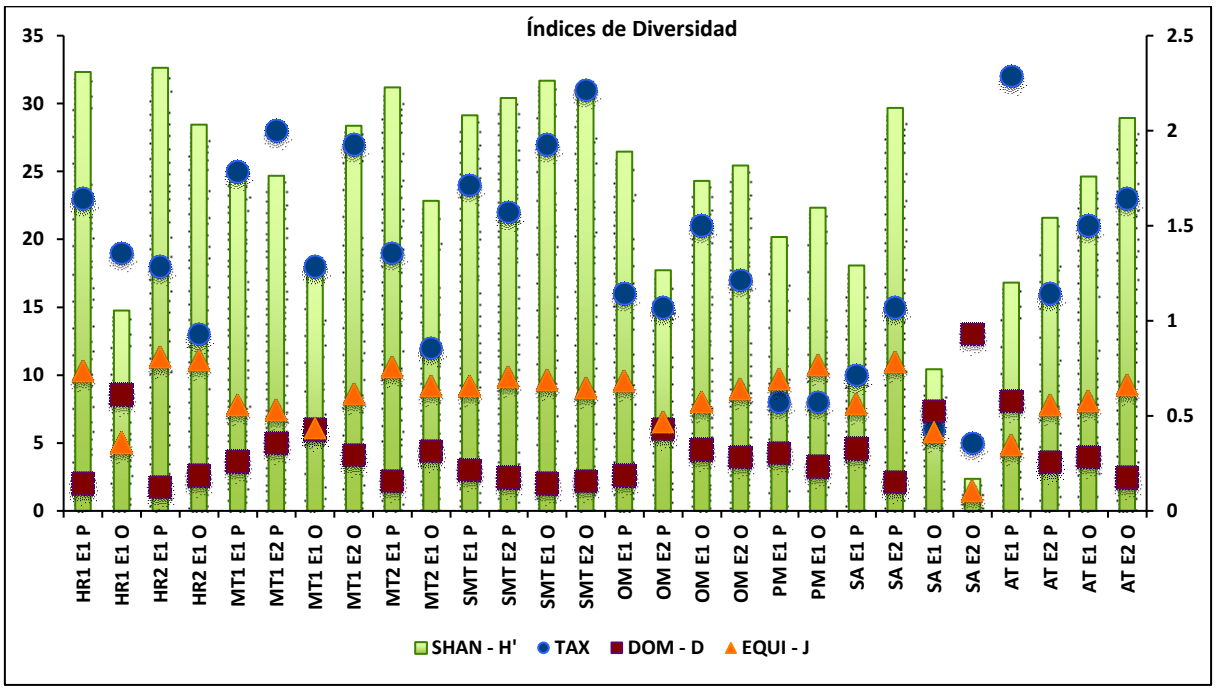


Figura 5.5.: Comportamiento de los índices de diversidad Shannon (H'), Equitabilidad (J), Dominancia (D) y número de taxa (TAX) para la totalidad de estaciones de muestreo por laguna. P (Primavera), O (Otoño).

V.2. Efectos de la Concentración de Nutrientes en el Ensamble Fitoplanctónico.

De acuerdo a los coeficientes de correlación de Pearson (Tabla 5.1), la división *Euglenophyta*, se encuentra correlacionada positivamente con TP, clorofila-*a*, NO_2, NH_4, y los tres índices de estado trófico (TSIS, TSIP, TSIC), al tiempo que presenta una correlación negativa con OD, Disco Secchi y la dinámica de flujo de agua. La división *Chlorophyta* presentan una correlación positiva con el oxígeno disuelto, pH, dinámica de flujo de agua y el aporte de agua subterránea. En tanto que el grupo *Bacillariophyta* evidencia una fuerte correlación positiva con la conductividad y negativa con la dinámica de flujo de agua.

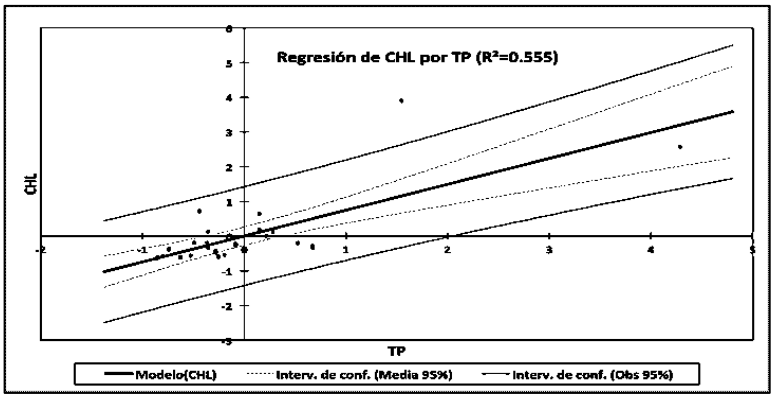
Tabla 5.1.: Coeficientes de correlación de Pearson entre la densidad relativa por grupo taxonómico y las variables ambientales más relevantes.

	ARE	NS	DS	COD	OD	NO_2	NH_4	TP	DQO	CHL	TSIS	TSIP	TSIC
Cyano.	**0,63****	0,34	-0,18	-0,32	-0,36	0,06	0,21	0,25	0,33	0,29	0,21	0,29	
Chlor.	**-0,63****	**-0,54****		0,32	**0,46***		-0,32	-0,22	**-0,48****	-0,29		-0,27	-0,12
Bacil.	-0,23	-0,27		**0,82****	0,29		-0,23	-0,12	-0,23	-0,19		-0,13	-0,22
Eugle.			**-0,43***		**-0,47***	**0,51****	**0,46***	**0,69****	0,29	**0,82****	**0,53****	**0,56****	**0,62****
Dino.		0,17			-0,17	0,29	**0,45***		**0,44***		0,10		0,13
Hapto.			-0,11						0,14			-	0,15

Cyano. = *Cyanophyta*, Chlor. = *Chlorophyta*, Bacil. = *Bacillariophyta*, Eugl. = *Euglenophyta*, Dino. = *Miozoa*, Hapt. = *Haptophyta*. ARE = área, NS = nivel de superficie, DS = Disco Secchi, COD = Conductividad, CHL = Clorofila-*a*. * Correlación Significativa $p < 0,05$, ** Correlación Significativa $p < 0,01$.

Por su parte, la clase *Dinophyceae* presenta una correlación positiva con el amonio y la demanda química de oxígeno y una correlación negativa con los usos del suelo y la impermeabilización de las lagunas. Para finalizar se encontró que el área presenta una fuerte correlación positiva con las *Cyanophyta*. Las regresiones lineales efectuadas (Figura 5.6 A-B) indican que el fósforo total (TP) juega un rol importante en la variación de la concentración de clorofila-*a*, presentando un coeficiente de determinación elevado (r^2=0,55), así como una correlación positiva fuerte (r=0,74, p<0,01). En tanto que para el nitrógeno, con un bajo coeficiente (r^2= 0,19) y una pendiente muy suave, el contenido de clorofila-*a* aumenta ligeramente con el incremento de los compuestos nitrogenados.

A



B

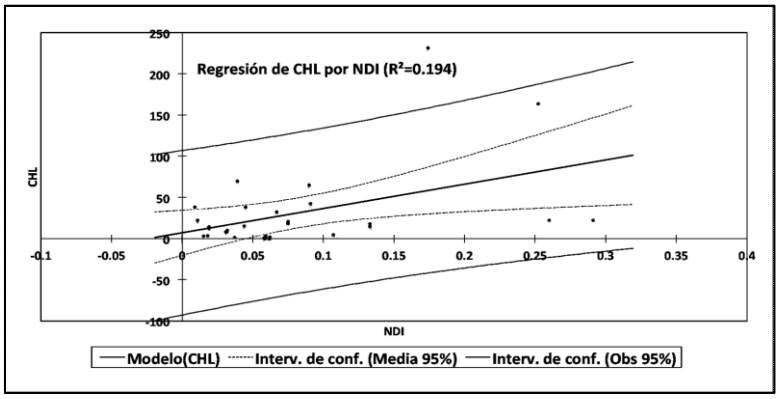


Figura 5.6.: Relación entre las concentraciones de: **A**= fósforo total (TP) y Clorofila-*a* (CHL) y **B**= Nitrógeno Inorgánico Disponible (NID) y Clorofila-*a* (CHL).

V.3. Relaciones entre la Densidad Fitoplanctónica y las Variables Ambientales.

Un total de 120 especies, distribuidas en 56 géneros cumplieron con los criterios de selección propuestos y en consecuencia junto con la matriz de variables ambientales, se sumaron para los análisis de correspondencia canónica, se realizaron estudios tanto para la densidad relativa por especies como para gran grupo taxonómico. Se elaboró un CCA con el fin de establecer relaciones entre la densidad relativa, factores ambientales (considerando los dos primeros ejes) y las características de las lagunas, el primer eje explica el 53,9% de la varianza y el segundo el 25,2% (Figura 5.7A).

Se observa en primer lugar la correlación positiva entre NH_4, Clorofila-*a*, y los índices de estado trófico (TSIP, TSIS) que conforman un sub-grupo de lagunas (AT E2 O y OM E2 O) tanto en primavera como en otoño con un elevado estado trófico (lagunas eutróficas) y predominancia de Euglenófitos en el ensamble fitoplanctónico, al tiempo que muestran una relación negativa con la dinámica de flujo de agua (DFAG) y el oxígeno disuelto, siendo coherente con las características de estas dos lagunas, al presentar el mayor tiempo de residencia de agua.

Por otra parte se conforma un grupo de lagunas HR1, HR2 y MT2 con plena dominancia de Clorofitas (en el caso de HR2 E1O llega al 100%) y una correlación positiva elevada con la dinámica de flujo de agua y oxígeno disuelto, lo cual se corresponde con las condiciones de estas tres lagunas, al presentar el mayor recambio de agua por día, lo que se traduce en un menor tiempo de residencia con referencia a todos los casos de estudio. Con relación a las cianofíceas totales y tóxicas se establece un grupo de lagunas SA, PM, MT1 y AT E1 con predominio de Cianobacterias y presencia de especies potencialmente tóxicas, las mismas presentan una correlación positiva con el pH y la profundidad o nivel de superficie (NS), con tendencia a la eutrofización.

Se evidencia una elevada variabilidad de los factores ambientales analizados para todas las lagunas tanto en primavera como en otoño, a excepción de AT que se caracteriza por una elevada concentración de fósforo, compuestos nitrogenados y clorofila-*a*, que la constituye como una laguna hipereutrófica. Las lagunas HR2 y MT1 presentaron las menores concentraciones de fósforo total, clorofila-*a*, así como de amonio y nitritos, pudiendo clasificarse como mesotróficas. Mientras que SMT se caracteriza por una gran variabilidad en el contenido de nutrientes, sin correlaciones significativas, así como una mayor diversidad fitoplanctónica.

Con respecto a la densidad total por gran grupo taxonómico, se elaboró un CCA con el fin de establecer relaciones entre la densidad fitoplanctónica total, los factores ambientales (considerando los dos primeros ejes) y las características de las lagunas, el primer eje explica el 51,3% de la varianza y el segundo el 29,8% (Figura 5.7B), se observa en primer lugar un grupo de lagunas (HR2, MT2, PM y SA) con la mayor equitabilidad, del mismo modo que las lagunas HR1 y MT2 evidenciaron la mayor diversidad en primavera con predominio de Clorofitas, contrastando con SA-E2 que presentó una correlación negativa en otoño, laguna que mostró plena dominancia de *Aphanocapsa incerta* y *Microcystis aeruginosa*.

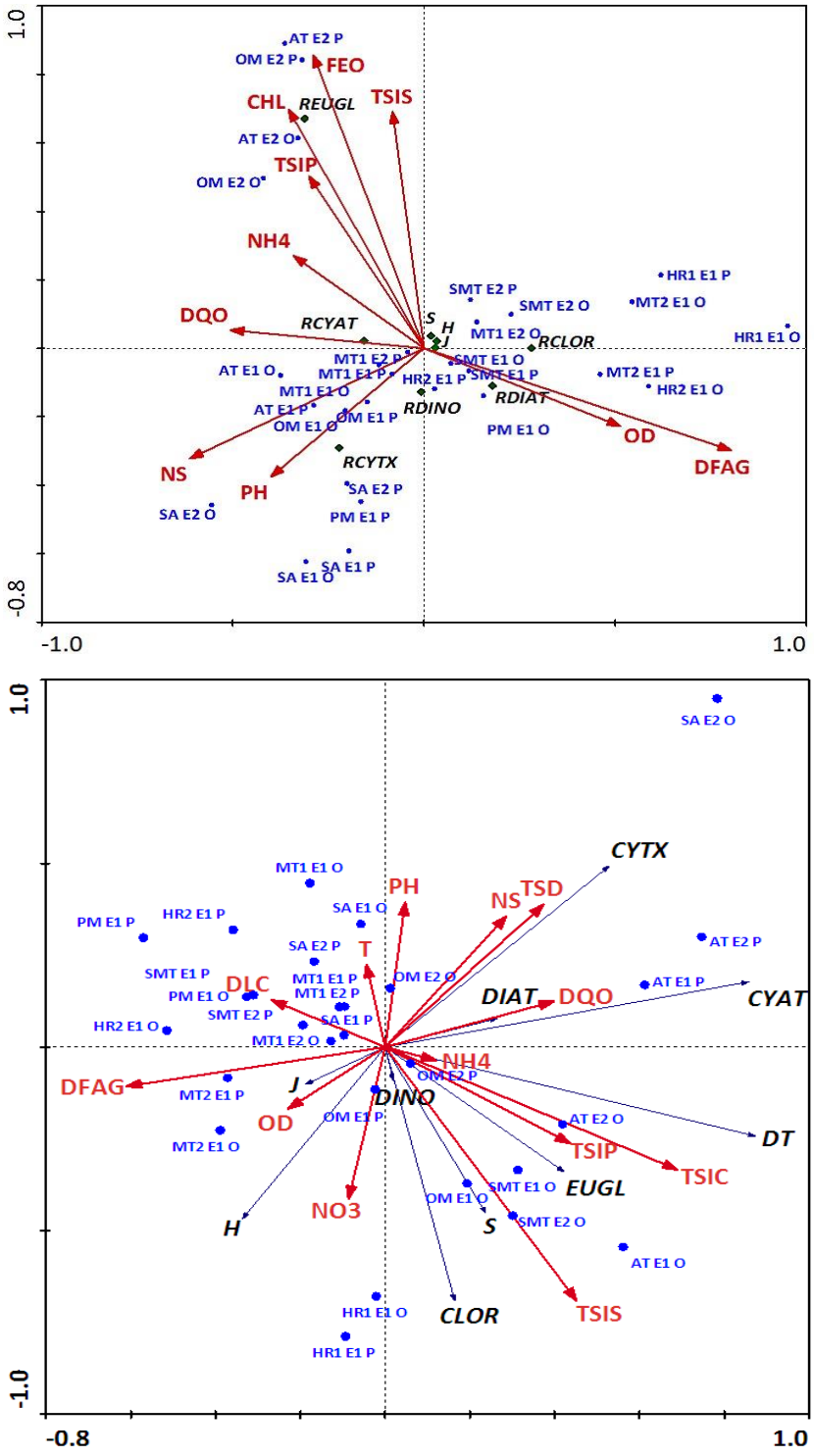


Figura 5.7.: Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) que incluye los factores ambientales, las lagunas estudiadas y los ensambles fitoplanctónicos (**A**) densidad relativa por grupo taxonómico de fitoplancton; (**B**) densidad total de fitoplancton por gran grupo taxonómico.

CYAT = *Cyanophyta*; CYTX = Cianobacterias potencialmente tóxicas. CLOR = *Chlorophyta*; DIAT = *Bacillariophyta*, EUGL = *Euglenophyta*, DINO = *Miozoa*. ***J*** = Equitabilidad; ***H*** = Diversidad de Shannon; ***S*** = Nº taxones; ***DT*** = Densidad Total.

Por otra parte es de notar que el grupo de lagunas AT, OM y SMT presentaron la mayor densidad tanto en primavera como en otoño. AT con una media de 39.848 cell mL^{-1} en primavera y 48.443 cell mL^{-1} en otoño, se caracterizó por ser la laguna con mayor número de células de fitoplancton, seguido por SMT con 43.906 cell mL^{-1} en otoño. Así mismo la laguna HR2 presentó la menor densidad fitoplanctónica con 3.214 cell mL^{-1} en primavera y 1.305 cell mL^{-1} en otoño.

Con respecto a los grupos taxonómicos las cianobacterias potencialmente tóxicas se ven fuertemente influenciadas por los sólidos disueltos totales (TSD) y el nivel de profundidad (NS), encontrando también una correlación negativa elevada con las clorofíceas. En tanto que los euglenófitos presentan una relación significativa con los tres índices de estado trófico y la concentración de nutrientes. Los dinoflagelados compuestos principalmente por la especie *Ceratium hirundinella* y los géneros *Peridinium* y *Gymnodinium* se ven influenciados positivamente por la concentración de amonio y la demanda química de oxígeno.

V.4. Relaciones entre los Ensambles Fitoplanctónicos y las Variables Ambientales.

Se realizó un análisis de correspondencia canónica para estudiar la relación entre la densidad relativa por especies fitoplanctónicas y variables ambientales (Figura 5.8), el primer eje explica el 17,1% de varianza y el segundo eje el 14,6%. Se evidencia que el NH_4, NS, CSUB, OD y DFAG fueron los gradientes ambientales que condicionaron el primer eje, influenciando así la composición y distribución de los ensambles fitoplanctónicos. Por su parte, el segundo eje estuvo definido por los índices de estado trófico, el desarrollo de línea de costa (DLC) y el impermeabilizado (IMP). De tal manera que las lagunas con los mayores valores de estado trófico y concentración de NH_4 conformaron el grupo OM, SMT en primavera y AT, OM, SMT en otoño, con predominio de *Dinoflagelados*, *Aphanocapsa conferta*, *Euglena caudata* y *Trachelomonas volvocina*.

Por otro lado las lagunas SA en otoño, MT1 y AT en primavera, se ven influenciadas por los sólidos disueltos totales, que presentan correlación positiva con el amonio y el nivel de superficie, estas lagunas tienen plena dominancia de *Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *Merismopedia convoluta*, *M. tenuissima*, *Aphanocapsa nubilum* y *A. delicatissima*, es preciso denotar la presencia de la especie *Prymnesium sp*. en AT durante la primavera. Asimismo las especie *Ceratium hirundinela* y *Gloeocystis ampla* predominan en PM durante el otoño, laguna que se caracteriza por presentar uno de los mayores tiempos de residencia de agua, así como la mayor conductividad y concentración de sólidos disueltos totales. En las lagunas HR1 y HR2 Las especies predominantes de *Chlorophyta*: *Scenedesmus acuminatus*, *S. magnus*, *S. opoliensis*, *S. quadricauda*, *Staurastrum tetracerum* y *Cosmarium tenue* se ven influenciadas por el aporte de agua subterránea y un menor tiempo de residencia de agua, que a su vez presenta una relación positiva con la concentración de oxígeno disuelto y una mayor transparencia. En tanto que para la laguna MT2 las especies predominantes *Phacus sp*. y *Actinastrum hantzschii* se ven fuertemente influenciadas por la transparencia con disco Secchi y la concentración de oxígeno disuelto.

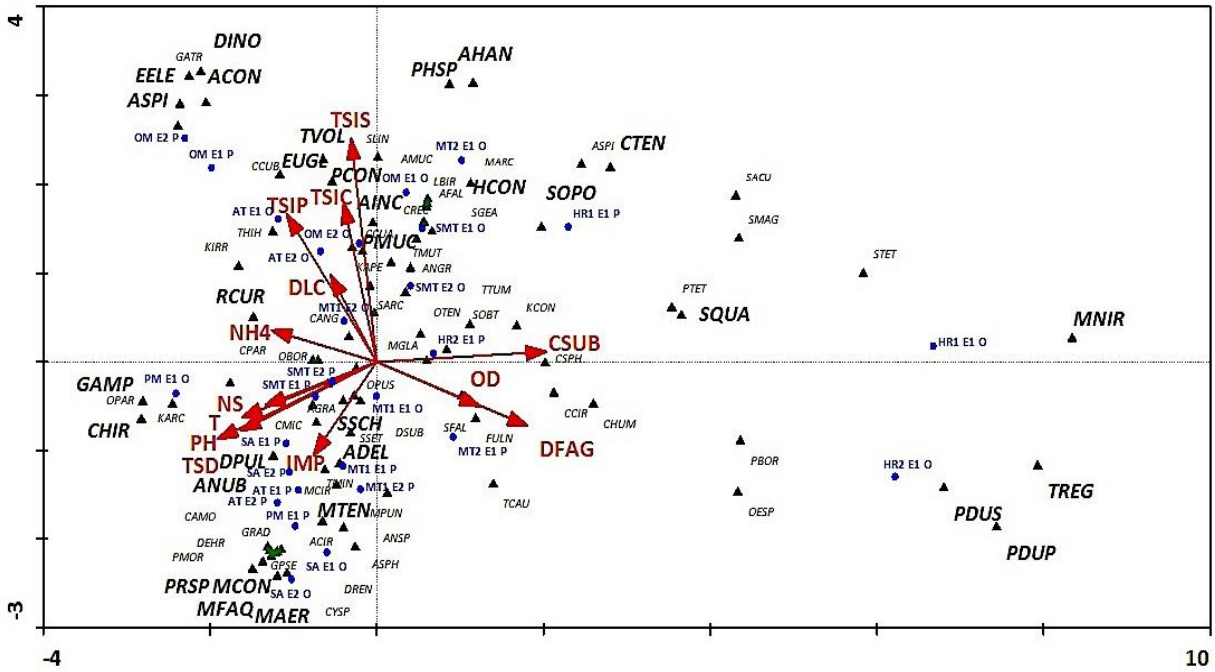


Figura 5.8.: Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para la densidad relativa por especies fitoplanctónicas, factores ambientales y lagunas estudiadas.

CSBU = Agua Subterránea; DFAG = Dinámica flujo de agua; DLC = Desarrollo Línea de Costa; IMP = Impermeabilizado. En negrita especies de mayor densidad relativa: *Anabaena spiroides* (ASPI), *Aphanocapsa conferta* (ACON), *Aphanocapsa delicatissima* (ADEL), *Aphanocapsa incerta* (AINC), *Aphanocapsa nubilum* (ANUB), *Actinastrum hantzschii* (AHAN), *Eudorina elegans* (EELE), *Dinoflagelados* (DINO), *Trachelomonas volvocina* (TVOL), *Euglena caudata* (EUGL), *Raphidiopsis curvata* (RCUR), *Komvophoron constrictum* (PCON), *Phormidium mucicola* (PMUC), *Gloeocystis ampla* (GMAP), *Ceratium hirundinella* (CHIR), *Dictyosphaerium pulchellum* (DPUL), *Microcystis aeruginosa* (MAER), *Microcystis flos–aquae* (MFAQ), *Merismopedia convoluta* (MCON), *Merismopedia tenuissima* (MTEN), *Monoraphidium mirabile* (MNIR), *Prymnesium sp.* (PRSP), *Sphaerocystis schroeteri* (SSCH), *Pediastrum dúplex* (PDUP), *Pediastrum duplex var. Subgranulatum* (PDUS), *Tetraedron regulare, Scenedesmus opoliensis* (SOPO), *Scenedesmus quadricauda* (SQUA), *Cosmarium tenue* (CTEN), *Hyaloraphidium contortum* (HCON), *Phacus sp.* (PHSP).

CAPÍTULO 6.

VI. MACRÓFITAS

VI.1. Composición Taxonómica y Densidad.

Se determinaron un total de 13 géneros de macrófitas con 15 especies, divididas en tres grandes tipos biológicos: macrófitas enraizadas sumergidas (MES) con 5 especies, macrófitas enraizadas flotantes (MEF) con 2 especies asociadas a la línea de costa y Helófitas (HEL) con 7 especies. Tanto las plantas enraizadas flotantes como las helófitas se encontraron en las nueve lagunas de estudio. *Hydrocotyle bonariensis* con una frecuencia del 100% seguido de *Callitriche palustris* y *Schoenoplectus californicus* con el 92,8% se constituyen como especies dominantes (Tabla 6.1). En cuanto a las plantas sumergidas presentaron una frecuencia del 87,7%, siendo *Potamogeton gayi* la especie más frecuente (71,4%) y *P. Illinoensis* la especie ocasional, encontrándose sólo en una laguna (HR2).

Tabla 6.1.: Estadísticos descriptivos de la cobertura vegetal de macrófitas.

	n	Mín.	Máx.	Mediana	Media	STD	Fi.
Macrófitas Enraizadas Sumergidas	28	0,0	95,0	32,0	43,3	40,5	87,7
Potamogeton gayi	28	0,0	95,0	10,0	16,1	26,2	71,4
Potamogeton illinoensis	28	0,0	70,0	0,0	4,1	15,5	7,1
Nitella sp.	28	0,0	65,0	0,0	9,7	21,9	28,6
Chara sp.	28	0,0	65,0	0,0	9,7	21,9	28,6
Myriophyllum aquaticum	28	0,0	90,0	0,0	17,5	34,3	21,4
Macrófitas Enraizadas Flotantes	28	13,6	95,8	25,3	35,8	23,8	100
Callitriche palustris	28	0,0	47,9	12,6	16,7	12,8	92,8
Hydrocotyle bonariensis	28	6,1	47,9	15,4	18,8	12,6	100
Helófitas	28	9,7	66,8	39,2	38,2	21,9	100
Schoenoplectus Californicus	28	0,0	48,1	9,7	15,0	14,8	92,8
Iris Pseudoacorus	28	0,0	21,6	6,5	7,3	6,5	71,4
Typha Latifolia	28	0,0	21,6	0,0	2,5	5,9	21,4
Althernanthera phyloxeroides	28	0,0	7,8	0,0	2,0	3,3	28,6
Oxycaryum cubense	28	0,0	30,0	3,7	5,1	7,7	57,1
Cyperus alternifolius	28	0,0	10,0	0,5	2,9	3,7	50,0
Cyperus papyrus	28	0,0	4,5	0,0	0,8	1,6	28,6
Ludwigia peploides	28	0,0	10,0	0,0	2,5	3,6	35,7

Los valores máximos de cobertura vegetal de plantas sumergidas se registraron en primavera con un máximo de 95% (Figura 6.1A) y una media de 45,9% en comparación al otoño que registró una media de 40,9% (Figura 6.1B). Mientras que las plantas enraizadas flotantes y helófitas presentaron valores relativamente estables en los dos periodos de estudio, con una media de 35,8% y 38,2% respectivamente.

La laguna HR2 presenta la mayor diversidad de macrófitas sumergidas con 4 especies: *Potamogeton gayi*, *P. Illinoensis*, *Nitella sp*. y *Chara sp*. con un porcentaje de cobertura del 90%, seguido de MT1 y MT2 con tres especies y un 95% de cobertura vegetal (Figura 6.1). Sólo una laguna no registró cobertura de macrófitas acuáticas (OM) que a su vez registra los niveles más bajos de helófitas y plantas flotantes. Por otra parte las lagunas SMT con siete especies y MT1 con 6 especies se consolidan con el mayor número de especies de helófitas, siendo *Schoenoplectus californicus* e *Iris pseudoacorus* las especies dominantes, seguido de las plantas del orden *Poales*: *Typha latifolia*, *Oxycaryum cubense*, *Cyperus alternifolius* y *C. papyrus*. Las especies *Althernanthera phyloxeroides* y *Ludwigia peploides* se encontraron en dos y tres lagunas respectivamente. HR1 fue la laguna con mayor porcentaje de cobertura de helófitas (65,8%) siendo a su vez uno de los cuerpos de agua con menor área entre las lagunas estudiadas.

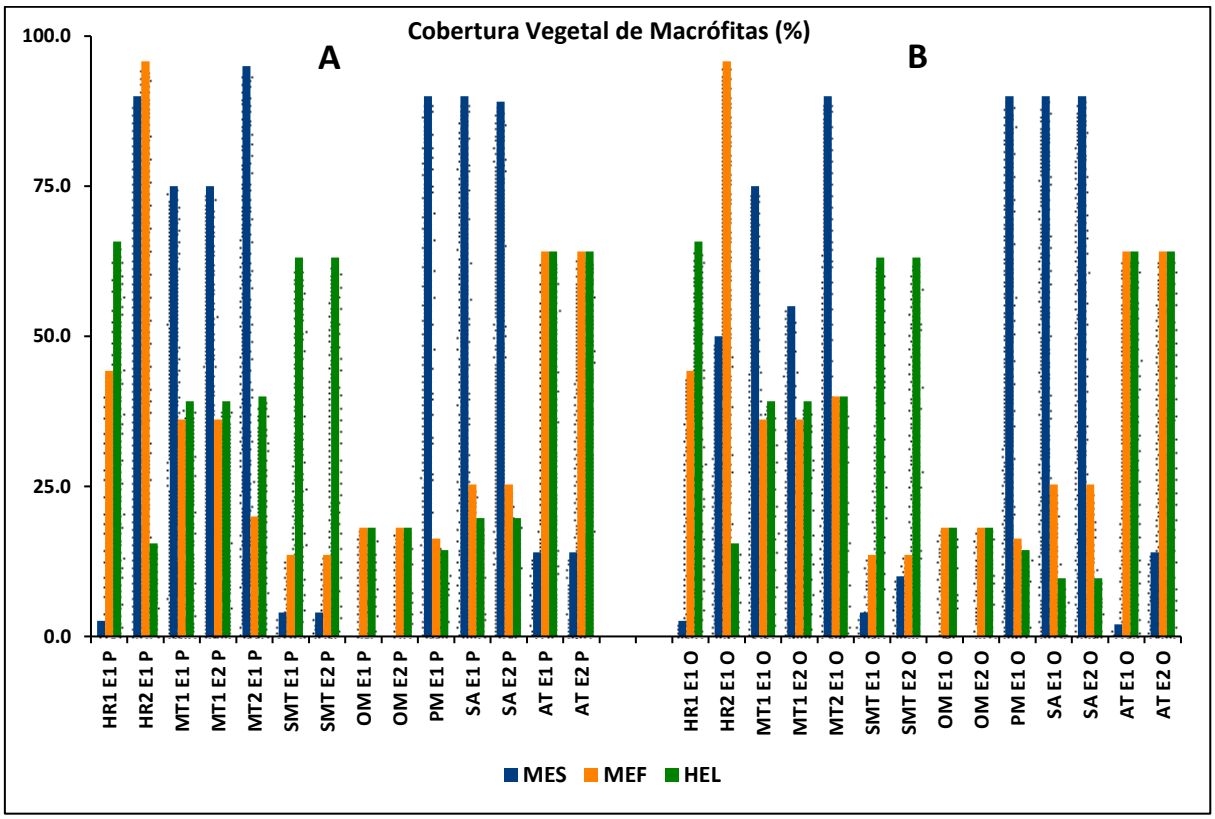


Figura 6.1.: Porcentaje de cobertura vegetal de macrófitas acuáticas para todas las estaciones de estudio. A = Primavera, B = Otoño. MES = Macrófitas Enraizadas Sumergidas, MEF = Macrófitas Enraizadas Flotantes, HEL = Helófitas.

VI.2. Relación entre el Porcentaje de Cobertura Vegetal y las Variables Ambientales.

El análisis de correlaciones de Pearson mostró que las macrófitas enraizadas sumergidas se correlacionan positivamente con el Disco Secchi (r=0,704, p<0,01) y la dinámica de flujo de agua (r=0,473, p<0,05). El fósforo total (r > –0,370, p<0,05) y la concentración de clorofila-*a* (r > –0,379, p<0,05) presentaron una correlación negativa con las macrófitas sumergidas y correlación positiva con las helófitas (r >0,390, p<0,05). Siendo el Disco Secchi el factor que presenta correlación negativa con la totalidad de las especies de helófitas y positiva por todas las especies de macrófitas sumergidas.

Se llevó a cabo un análisis de redundancia (RDA) para identificar los gradientes ambientales que influyen en la cobertura vegetal de macrófitas acuáticas por tipo biológico (Figura 6.2). El RDA indica que los factores morfométricos: nivel de superficie, área, desarrollo de línea de costa, impermeabilización y el tiempo de residencia de agua. Así como los parámetros físico – químicos: OD, conductividad, pH, DQO, NO_3, NH_4 y Clorofila-*a* son fuente significativa de variabilidad para la cobertura vegetal, explicando el 71,7% de varianza para el primer eje y 18,9% para el segundo eje.

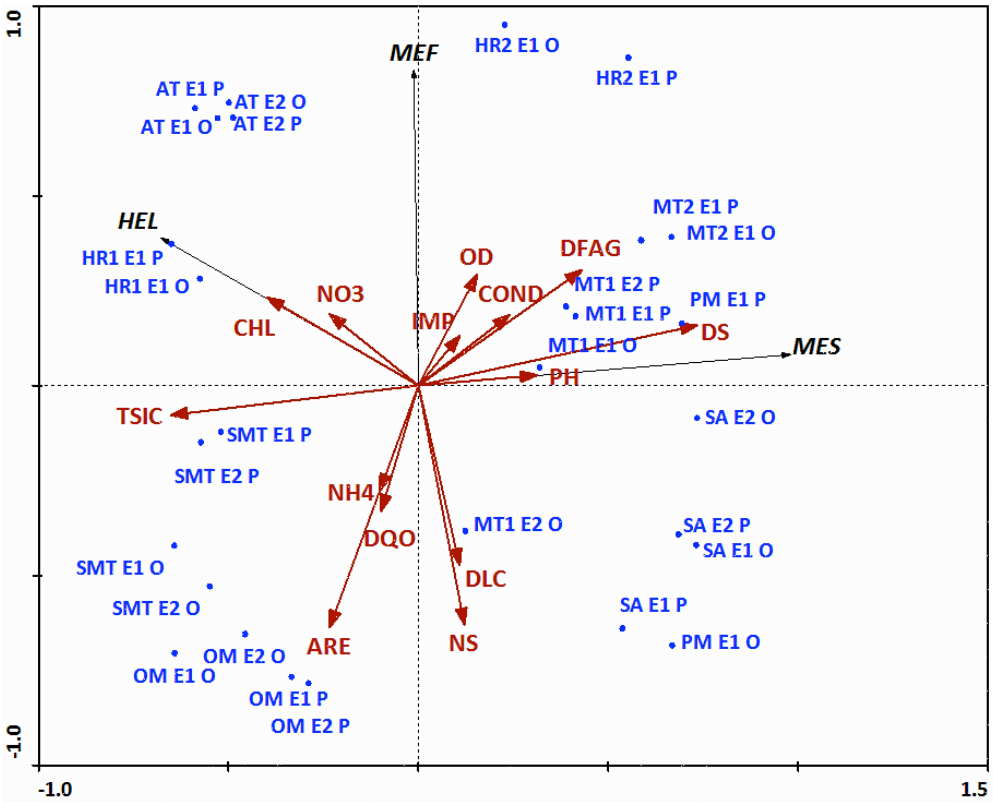


Figura 6.2.: Triplot del Análisis de Redundancia (RDA) para el porcentaje de cobertura de macrófitas por tipo biológico, los factores ambientales y las lagunas estudiadas.
MES = Macrófitas Enraizadas Sumergidas, MEF = Macrófitas Enraizadas Flotantes, HEL= Helófitas. ARE = Área, DLC = Desarrollo línea de costa, NS = Nivel superficie, DFAG = Dinámica flujo de agua, IMP = Impermeabilizado, DS = Disco Secchi.

Los resultados del RDA muestran que el primer eje estuvo definido por el pH, el Disco Secchi (DS) y el TSIC. En tanto que las variables que condicionaron el segundo eje fueron el nivel de superficie (NS), el desarrollo de línea de costa (DLC) la DQO y el oxígeno disuelto (OD). Asimismo se observa que la transparencia con Disco Secchi, la dinámica de flujo de agua y la conductividad son los factores ambientales que influencian la cobertura vegetal de macrófitas acuáticas sumergidas. Para las helófitas los parámetros más relevantes son la concentración de clorofila-*a* y los nitratos. Por ultimo la cobertura de macrófitas flotantes enraizadas se ve influenciada por el área y el nivel de superficie.

VI.3. Relación entre el Ensamble de Macrófitas y las Variables Ambientales.

El segundo análisis de redundancia (RDA) se elaboró con el objetivo de identificar que variables ambientales están asociadas con la variación en la composición de la comunidad de macrófitas. Los resultados del RDA muestran que múltiples factores morfométricos y físico –químicos son fuente de variabilidad en la distribución de las especies de macrófitas, el primer eje explica el 50,5% de la varianza y el segundo el 23,3% de variación (Figura 6.3). Los resultados permiten identificar que las especies están asociadas con un conjunto de lagunas específicas de acuerdo a sus características ambientales y morfométricas. Por ejemplo, *Schoenoplectus californicus*, *Typha latifolia*, *Althernanthera phyloxeroides*, *Iris pseudoacorus* y *Cyperus papyrus* están positivamente correlacionadas con el aumento del fósforo total, el contenido de clorofila-*a*, los nitratos y el desarrollo de línea de costa, agrupándose en lagunas que presentan la mayor cobertura vegetal de helófitas, concentración de nutrientes y forma sub-circular (HR1, SMT, AT).

En contraste *Potamogeton illinoensis*, *Nitella sp*. y *Chara sp*. con las frecuencias más bajas entre todas las especies, presentan un bajo nivel de cobertura en lagunas con pH ligeramente alcalino, una dinámica de flujo de agua alta y uso rural del suelo (HR1, HR2, MT1). *Potamogeton gayi* y *Myriophyllum aquaticum* son las especies con mayor porcentaje de cobertura, amplia distribución de usos del suelo desde semiurbano a rural, *P. gayi* esta influenciado principalmente por la conductividad (r=0,62, p<0,01) y la dinámica de flujo de agua (r=0,57, p<0,01), presentando correlación negativa con el área (r= –0,59, p<0,01). *M. aquaticum* presenta una relación positiva con el disco Secchi (r=0,62, p<0,01) y el nivel de superficie (r=0,64, p<0,01) siendo dominante en las lagunas que registraron la mayor transparencia y profundidad.

El fósforo total, la concentración de clorofila-*a*, la DQO y los compuestos nitrogenados NO_3 y NH_4 presentaron correlación negativa con todas las especies de macrófitas sumergidas a excepción de *M. aquaticum* que registró correlación positiva con DQO y NH_4. Las dos especies de macrófitas enraizadas flotantes *Callitriche palustris* e *Hydrocotyle bonariensis* presentaron correlación negativa con el área y el nivel de superficie, sin embargo no se observan correlaciones significativas con factores físico químicos específicos.

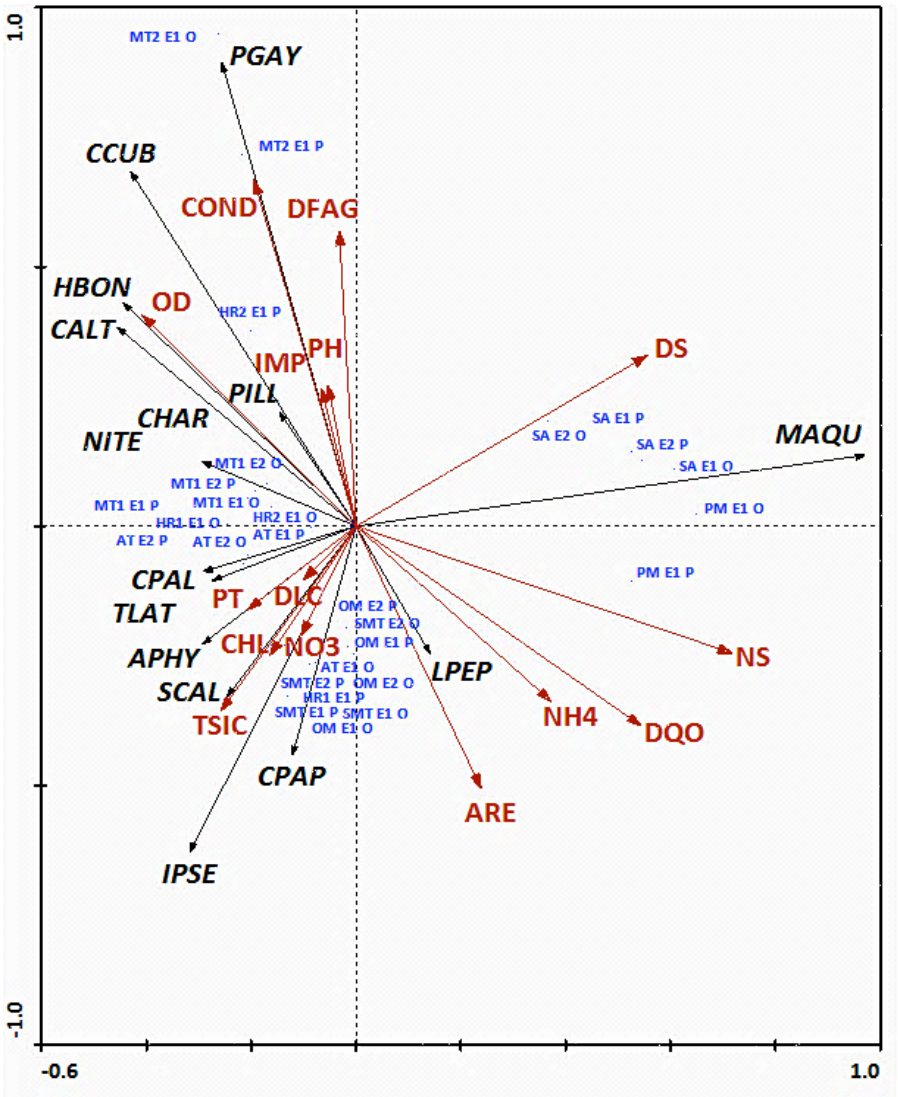


Figura 6.3.: Triplot del Análisis de Redundancia (RDA) para el porcentaje de cobertura vegetal de macrófitas por especies, factores ambientales y lagunas estudiadas.

PGAY = *Potamogeton gayi*, PILL = *P. illinoensis*, NITE = *Nitella sp*., CHAR = *Chara sp*., MAQU = *Myriophyllum aquaticum*, CPAL = *Callitriche palustris*, HBON = *Hydrocotyle bonariensis*, SCAL = *Schoenoplectus californicus*, IPSE = *Iris pseudoacorus*,TLAT = *Typha latifolia*, APHY = *Althernathera phyloxeroides*, CCUB = *Oxycaryum cubense*, CALT = *Cyperus alternifolius*, CPAP = *Cyperus papyrus*, LPEP = *Ludwigia peploides*.

VI.4. Relación entre Fitoplancton y Macrófitas Enraizadas Sumergidas.

Se elaboró un análisis de correlación de Pearson entre clorofila-*a*, densidad relativa por gran grupo taxonómico de fitoplancton y el porcentaje de cobertura de macrófitas sumergidas (MES) total y por especies (Tabla 6.2). Encontrando que la cobertura vegetal sumergida se correlaciona positivamente con las cianobacterias potencialmente tóxicas y de forma negativa con los euglenófitos.

Tabla 6.2.: Coeficientes de correlación de Pearson entre la densidad relativa por grupo taxonómico de fitoplancton y las especies de macrófitas enraizadas sumergidas.

	CYAT	CYTX	CLOR	DIAT	EUGL	DINO	CHL
Macrófitas Enraizadas Sumergidas	0,12	**0,40***		0,14	**-0,38***		**-0,38***
Potamogeton gayi	**-0,41***		**0,45***	**0,47***		-0,16	-0,17
Potamogeton illinoensis	-0,29		0,30	0,29			-0,16
Nitella sp.	**0,33***	-0,14	-0,22		-0,19	-0,18	-0,24
Chara sp.	**0,33***	-0,14	-0,22		-0,19	-0,18	-0,24
Myriophyllum aquaticum	0,24	**0,51****	-0,28	-0,13	-0,22	0,20	-0,17

CYAT = *Cyanophyta*, CYTX = Cianobacterias tóxicas, CLOR = *Chlorophyta*, DIAT = *Bacillariophyta*, EUGL= *Euglenophyta*, DINO = *Miozoa*. CHL = Clorofila-*a*. * Correlación Significativa $p < 0.05$, ** Correlación Significativa $p < 0.01$.

En cuanto a la relación por especies, se resalta la correlación positiva entre *Potamogeton gayi*, las clorofitas y diatomeas, al igual que *Myriophyllum aquaticum* y las cianobacterias potencialmente tóxicas. No se evidencia una relación significativa entre los dinoflagelados y las especies de macrófitas. No se encontró una relación estadística significativa entre la clorofila-*a* y la diversidad de macrófitas sumergidas, sin embargo evaluando el porcentaje total de cobertura y la concentración de clorofila-*a* ésta presenta una correlación negativa (Tabla 6.2), lo cual se puede confirmar en la Figura 6.4 en la que se observa el comportamiento entre estos dos parámetros, en las lagunas en las cuales existe un elevado porcentaje de cobertura vegetal acuática se determinó un bajo contenido de clorofila-*a*, salvo algunas excepciones como SMT que presenta valores similares. A nivel de especies no se observa una distribución específica.

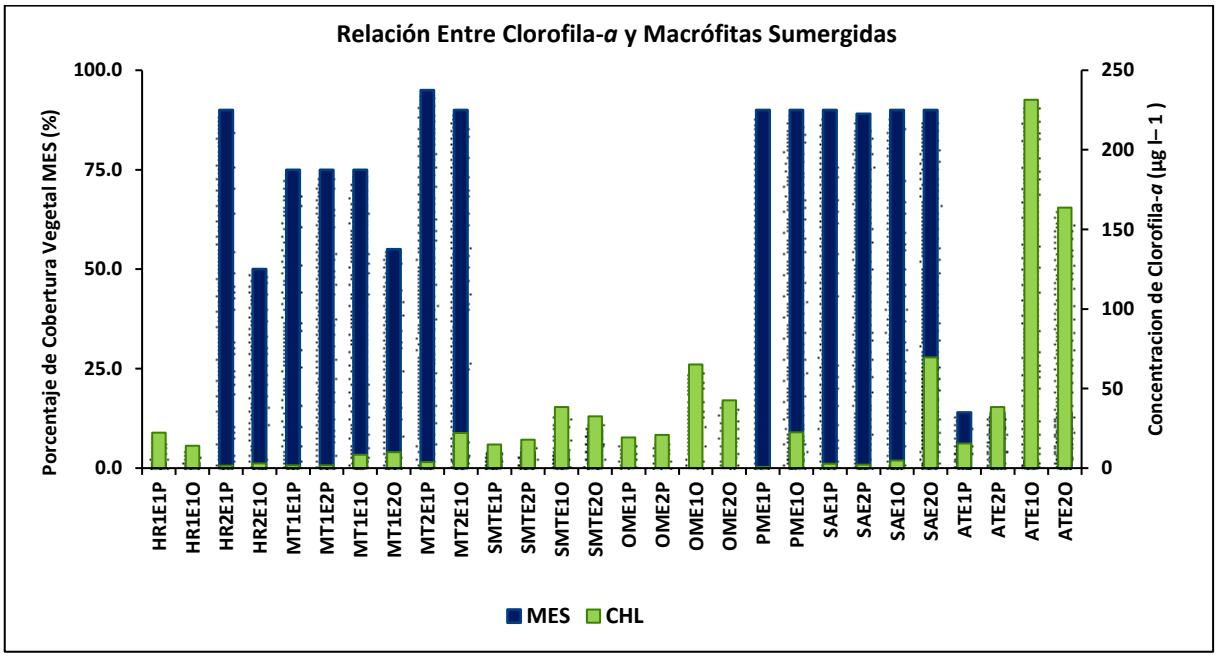


Figura 6.4.: Comportamiento de la concentración de clorofila-*a* (CHL) y macrófitas enraizadas sumergidas (MES) en las lagunas.

VI.5. Correlación entre Macrófitas Sumergidas y el Estado Trófico.

El análisis permite establecer una correlación estadística significativa entre el porcentaje total de cobertura de macrófitas sumergidas y los índices de estado trófico, siendo negativo para los tres índices en cuestión (Tabla 6.3), sobresale la relación con el índice para Disco Secchi (TSIS) y clorofila-*a* (TSIC) lo que permite evidenciar que las lagunas con mayor porcentaje de cobertura vegetal presentan los menores valores de estado trófico, siendo clasificados en su mayoría como mesotróficos y dos lagunas HR2 y PM en estado oligotrófico (Figura 6.5 – Tabla 6.4).

A nivel de especies se observa la correlación negativa entre el índice trófico para fósforo (TSIP) y *Potamogeton illinoensis*, considerando además que ésta especie sólo se encuentra en una laguna HR2 que presenta la menor concentración de fósforo (0,02 mg L^{-1}) y clorofila-*a* (1,56 µg L^{-1}) entre todas las lagunas evaluadas y la mayor transparencia con disco Secchi (1,7 m). *Myriophyllum aquaticum* presenta correlación negativa con el índice de Carlson con respecto a la transparencia del Disco de Secchi (TSIS), esta especie de encuentra en dos lagunas PM y SA las cuales presentan valores elevados de transparencia 1,4 m y 1,8 m respectivamente y valores intermedios de fósforo y clorofila-*a*. No se encuentra correlación estadística significativa entre los tres índices de estado trófico y *Potamogeton gayi* considerando que ésta especie presenta la mayor frecuencia entre las cinco especies evaluadas (Tabla 6.1). Por otra parte la cobertura total de helófitas presenta una correlación positiva con los tres índices de estado trófico (Tabla 6.3), todas las especies evaluadas son estrictamente emergentes, es decir parte de su estructura (raíces y tallo) se encuentran sumergidos y arraigados al sedimento en zona litoral, las lagunas con mayor porcentaje de cobertura presentan también los valores más elevados de fósforo y clorofila-*a*, e.g. AT con 0,85 mg L^{-1} de fósforo y 231,50 µg L^{-1} de clorofila-*a*.

La Figura 6.5 permite identificar cuatro lagunas con la mayor cobertura vegetal HR2, MT2, PM y SA las cuales a su vez presentan estados tróficos entre oligotrófico y mesotrófico para clorofila-*a* y transparencia con Disco Secchi (Tabla 6.4), a excepción de MT2 que presenta un nivel de eutrofia para Disco Secchi, aunque hay que considerar que tiene un valor de transparencia de 0,8 m, con una profundidad media de 1,20 m. Mientras que las lagunas HR1, SMT, OM y AT tienen escasa a nula cobertura vegetal sumergida y un estado de eutrofia e incluso hipereutrofia en el caso de AT.

Tabla 6.3.: Coeficientes de correlación de Pearson entre el porcentaje de cobertura total y por especies, de macrófitas enraizadas sumergidas - Helófitas y los índices de estado trófico de Carlson.

	TSIS	TSIP	TSIC
Macrófitas Enraizadas Sumergidas	**– 0,73****	**– 0,46***	**– 0,65****
Potamogeton gayi			
Potamogeton illinoensis	– 0,39*	**– 0,51****	– 0,35*
Nitella sp.		– 0,25	**– 0,40***
Chara sp.		– 0,25	**– 0,40***
Myriophyllum aquaticum	**– 0,58****		– 0,31*
Helófitas	**0,49***	0,39*	**0,41***

TSIS=TSI Disco Secchi; TSIP=TSI Fósforo; TSIC=TSI Clorofila-*a*. *C.Sig.p < 0,05, **C. Sig. p < 0,01.

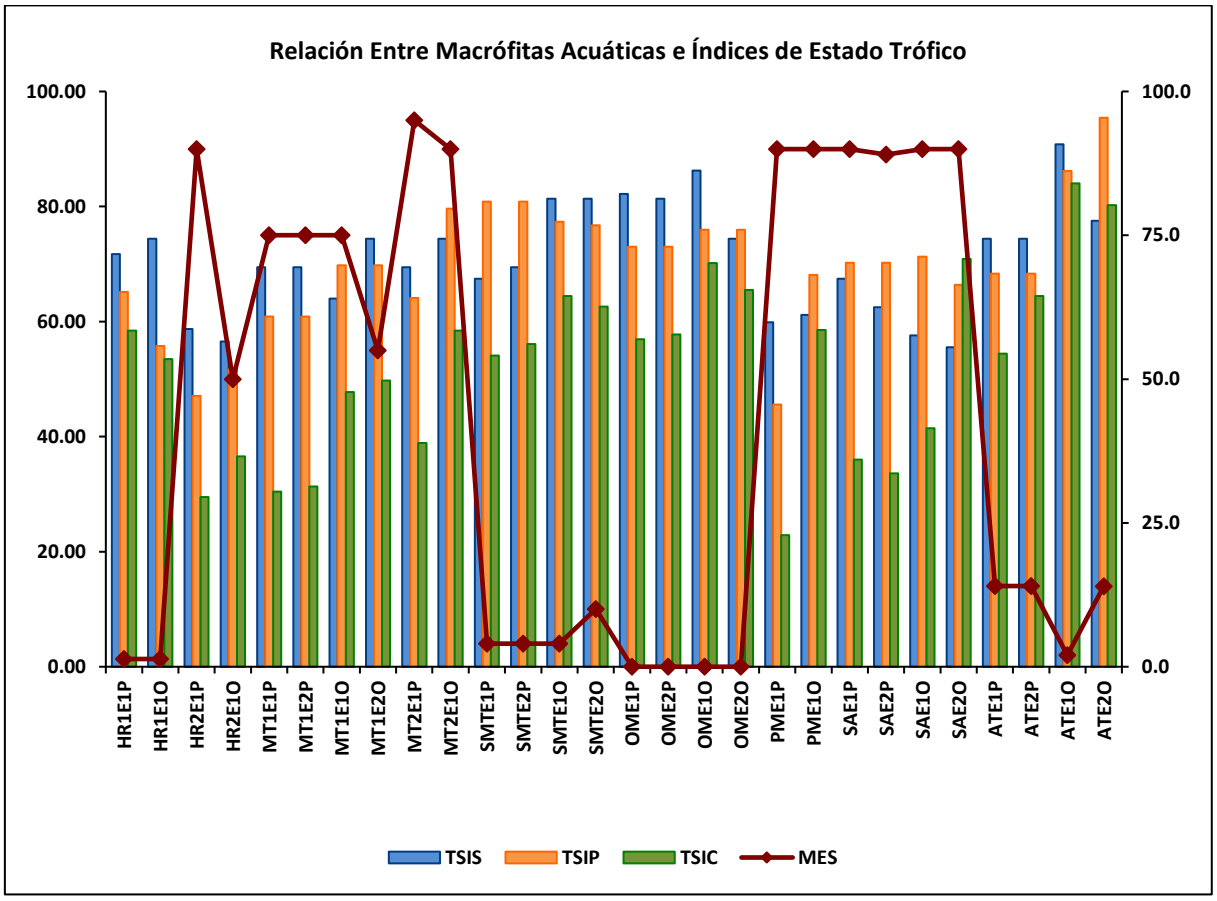


Figura 6.5.: Relación entre el porcentaje de cobertura de macrófitas sumergidas enraizadas (MES) y los índices de estado trófico en las lagunas.

Tabla 6.4.: Clasificación de las lagunas de acuerdo a los tres índices de estado trófico evaluados y el porcentaje de cobertura total de macrófitas enraizadas sumergidas.

	Primavera				Otoño			
	TSIS	TSIP	TSIC	MES %	TSIS	TSIP	TSIC	MES %
HR1	Eutrófico		Mesotrófico	1,3	Eutrófico		Mesotrófico	1,3
HR2	Mesotrófico		Oligotrófico	90	Mesotrófico			50
MT1	Eutrófico		Mesotrófico	75	Eutrófico		Mesotrófico	55
MT2	Eutrófico		Mesotrófico	95	Eutrófico		Mesotrófico	90
SMT	Eutrófico		Mesotrófico	40	Eutrófico			4
OM	Eutrófico		Mesotrófico	0	Eutrófico			0
PM	Mesotrófico		Oligotrófico	90	Eutrófico		Mesotrófico	90
SA	Eutrófico		Mesotrófico	90	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	90
AT	Eutrófico		Mesotrófico	14	Hipereutrófico		Eutrófico	2

VI.6. Relación Zona Fótica – Cobertura de Macrófitas Sumergidas.

Se ha empleado la relación entre la profundidad media y la profundidad de la zona fótica (Z_{media} : $Z_{fótica}$) que se constituye como un buen indicador de la capacidad de la laguna para ser colonizada por macrófitas sumergidas enraizadas (Quirós, 2004). De tal manera que cuando la relación es menor o cercana a uno, es altamente probable que la laguna presente un alto desarrollo de macrófitas sumergidas. De acuerdo a la Figura 6.6 se evidencia que aquellas lagunas con una elevada cobertura vegetal subacuática HR2, MT1, MT2, PM y SA tienen una relación Z_{media} : $Z_{fótica}$ cercana a uno, mientras que aquellas lagunas con escasa a nula cobertura, presentan relaciones superiores a cuatro (SMT, OM).

Asimismo se puede establecer una clasificación general de acuerdo al grado de claridad o turbidez que presentan las lagunas, cuando los valores de Z_{media} : $Z_{fótica}$ son menores a uno se pueden encontrar lagunas transparentes sí y sólo sí están plenamente colonizadas por macrófitas enraizadas sumergidas e.g.: HR2, MT1, MT2, PM, SA. Si bien HR1 muestra valores bajos, al momento del estudio presentaba una escasa cobertura. Las demás lagunas con valores elevados se pueden clasificar como cuerpos de agua turbios, independiente de la concentración de clorofila-*a*, e.g. SMT y OM tienen baja concentración de clorofila-*a* (Figura 6.4) por lo que es de esperar que la turbidez sea otorgada por el material particulado en suspensión (limos y loess).

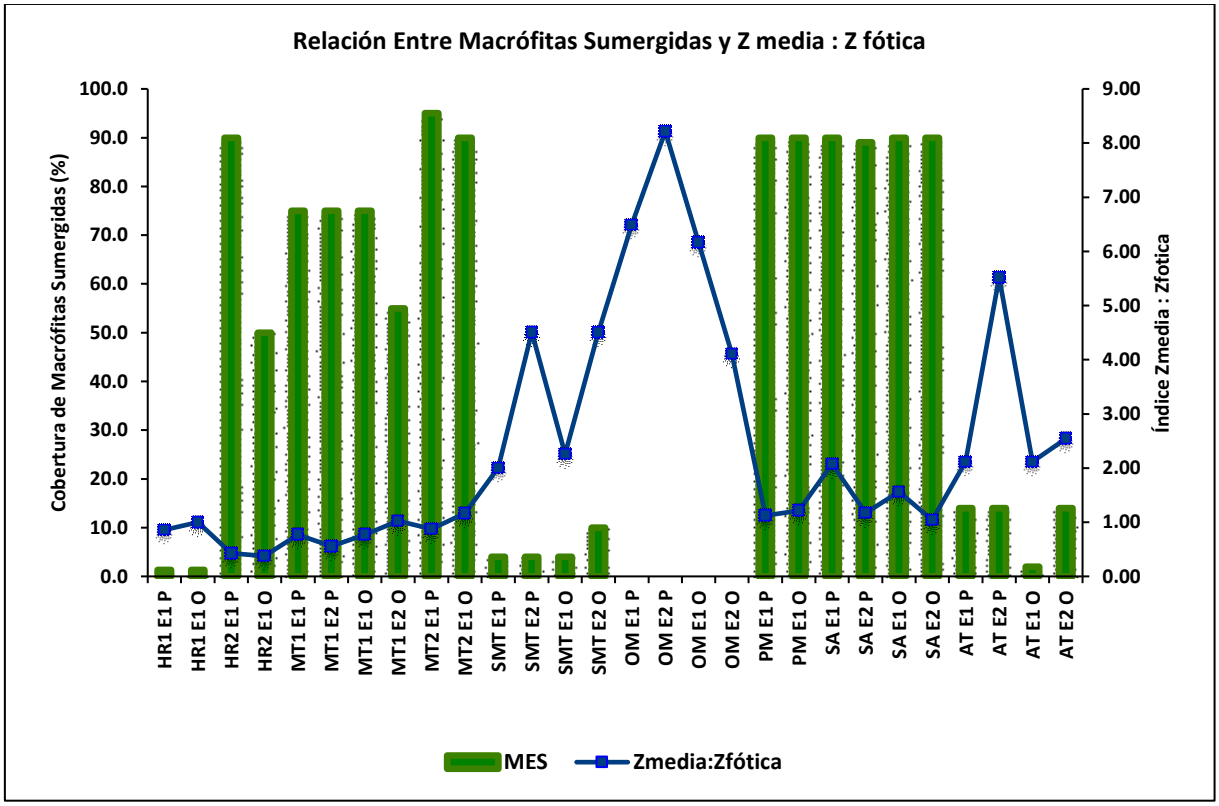


Figura 6.6.: Relación entre el porcentaje de cobertura de macrófitas sumergidas enraizadas (MES) y Z_{media} : $Z_{fótica}$ en las lagunas.

CAPÍTULO 7.

VII. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

VII.1. Relación entre Parámetros Morfométricos y Variables Físico – Químicas.

Esta investigación se llevo a cabo con el objetivo de analizar el estado trófico de lagunas de origen artificial a partir de las relaciones entre fitoplancton, macrófitas acuáticas y las distintas variables morfométricas y ambientales evaluadas. El conjunto de lagunas HR1, HR2 y MT2 ubicadas en zonas rurales, presentan áreas menores a 0,5 hectáreas, una profundidad media entre 1,20 – 1,40 metros y por consiguiente, valores mínimos de volumen, que en ningún caso supera los 6.000 m^3 con una mayor dinámica de flujo de agua y aporte de agua subterránea, lo cual se traduce en un menor tiempo de residencia, a diferencia de las lagunas SMT, SA y OM con un mayor tiempo de residencia de agua, al ser lagunas de mayor área: 6,4, 5,6 y 5,2 hectáreas respectivamente, con volúmenes superiores a los 210.000 m^3 y en zonas plenamente urbanas, lo que dificulta el aporte y acceso a fuentes de agua para la renovación constante de líquido.

Las otras tres lagunas MT1, PM y AT registran valores intermedios de área y volumen, así como una relación $Z_{med.}$ / $Z_{máx.}$ similar (0,6) con un tiempo de residencia de agua elevado, a excepción de MT1 que presenta una elevada dinámica de flujo de agua, gracias a la conexión directa con MT2 por medio de un canal de drenaje. Si bien se pudo establecer un patrón de formas en las lagunas, de acuerdo al desarrollo de línea de costa (Tabla 4.2) no se puede dejar de lado la premisa que todas las cubetas son de origen artificial y en la mayoría de los casos la costa esta siendo continuamente alterada. Ahora bien, en todos los casos la hidrología es altamente dependiente del accionar del hombre, seguido por los fenómenos climáticos y por último la morfología, siendo la regulación del nivel de agua de tipo mecánico sin excepciones, lo que permite clasificar estas lagunas como plenamente endorreicas de tipo artificial.

La forma de un lago es uno de los determinantes, junto con el clima y el tipo de suelo, de su productividad biológica, a medida que aumenta la pendiente del margen de laguna, disminuye su productividad (Wetzel, 1981), toda vez que entre mayor sea el área de contacto entre el sedimento y el agua, mayor será la influencia sobre el metabolismo del sistema. Una laguna varía tanto en su profundidad media como máxima en función de la superficie inundada, sin embargo, en la comparación entre lagunas, la profundidad máxima y media están altamente relacionadas. De acuerdo a Quirós (2004) ambas están menos relacionas con la superficie del espejo de agua, aunque para este estudio, analizando las correlaciones de Pearson, se evidencia una relación significativa (r=0.68 – p<0,001), hay que considerar que todas las lagunas que hicieron parte de este estudio son de origen artificial, por lo que para el diseño y construcción de las mismas, fue necesario el manejo eficiente del suelo y espacio disponibles, con el objetivo de obtener cuerpos de agua aptos para la recreación activa y práctica de deportes náuticos.

Esto es coherente con los resultados, al encontrar lagunas con áreas superiores a las cinco hectáreas, con una profundidad media de 3,7 metros a lo largo del perímetro y zona litoral, lo que permite el uso para bañistas y una profundidad máxima de 10 metros para la práctica de remo, pesca deportiva e incluso el buceo recreativo. Asímismo existen lagunas de menor área (0,4 hectáreas) con una profundidad máxima que no supera los 1,8 metros y una profundidad media de 1,28 metros, lagunas que son utilizadas para recreación pasiva y uso generalmente ornamental, es decir se observan cuerpos de agua con dimensiones proporcionales entre la profundidad y el área inundada.

En concordancia con lo mencionado por Quirós (2004) la forma de las lagunas pampeanas sigue la geomorfología de la región, presentando formas sub-circulares a elípticas. Los resultados de este estudio son similares a los reportados por Dangavs (1976) y Quirós (2004) para lagunas pampeanas, en los cuales el desarrollo de línea de costa (DLC) oscila entre 1,3 y 3,5 con una mediana de 1,6 en lagunas naturales. Para esta investigación los valores de DLC oscilaron entre 1,2 y 2,4 con una mediana de 1,4. Del mismo modo que la relación Z_{media} / $Z_{máxima}$ con una mediana de 0,6 se acerca a los valores propuestos por Wetzel (1981) dando como resultado un predominio de cubetas con forma semi-elipsoidal, a excepción de dos lagunas SA y OM cuya cubeta se asemejaría más a una depresión cónica, dado que cuentan con una elevada pendiente.

Con respecto a las variables físico – químicas se encontró coherencia entre las formas someras elipsoidales y la ausencia de estratificación térmica, en los dos periodos de estudio, con mezcla continua de la masa de agua, concordando con lo mencionado por Scheffer, 2004 y Heiskary & Wilson, 2005. Por otra parte se observa que las lagunas con los valores más elevados de conductividad PM SMT y SA presentan el mayor tiempo de residencia de agua, área y profundidad máxima, en contraposición con las lagunas que presentan un mayor flujo de agua y aporte de agua subterránea, que tienen la menor conductividad (HR1, HR2 y MT2) siendo a su vez las lagunas más alcalinas entre todos los casos de estudio, probablemente por la influencia del aporte de aguas subterránea.

Se pueden encontrar ciertas similitudes entre los cuerpos de agua de estudio y las lagunas pampeanas, siendo lagos someros, con una conductividad y permanencia del agua altamente variables (Quirós, 2004). Aquellas lagunas ubicadas en zonas plenamente urbanas presentaron los valores más elevados de sólidos disueltos totales (> 1,2 g L^{-1}), a medida que se desplazan hacia suelos de uso rural este parámetro disminuye hasta alcanzar lagunas de agua dulce con un rango entre 0,1 y 0,6 g L^{-1} de sólidos disueltos totales. Sin embargo no se encontraron relaciones estadísticas significativas entre los parámetros morfométricos y las variables de tipo físico – químico, a excepción del oxígeno disuelto que presentó una correlación negativa con el área y la profundidad media (figura 4.1), lagunas cuya profundidad media superó los 3,6 metros presentaron la menor concentración de oxígeno disuelto en los dos periodos de tiempo evaluados.

En este contexto las lagunas SMT, OM, PM y SA con una profundidad media elevada, presentan la mayor superficie inundada (área) y tiempo de residencia del agua elevado, a su vez registran también los mayores valores de DQO, lo que significa un mayor consumo de oxigeno en la degradación de materia existente en el agua, esto es coherente con la relación negativa entre la concentración de oxígeno disuelto y DQO determinada en el PCA (Figura 4.1).

VII.2. Variables Físico – Químicas y su Relación con la Calidad del Agua.

Al considerar aquellas variables de tipo físico –químico que son reguladas por normativas ambientales internacionales: Agencia de Protección Ambiental (EPA), Organización Mundial de la Salud (OMS) y regionales: Secretaria de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH), para determinar la calidad del agua, tales como pH, conductividad y sólidos disueltos totales, se pueden establecer diferencias entre las lagunas de estudio, de acuerdo al uso del suelo y la dinámica de flujo de agua.

Según los límites establecidos por la OMS (2006) y EPA (2003) el rango óptimo de pH está entre 6,5 y 8,5, los resultados encontrados permiten evidenciar una tendencia a la alcalinidad en las lagunas a medida que se intensifica el uso del suelo, aquellas lagunas que están implantadas en zonas enteramente urbanas (SMT, OM, AT, PM) presentan los valores más elevados de pH, adicional a ello se estable una diferencia entre estaciones, siendo la primavera el periodo de mayor alcalinidad, con una media de 9,1 y tan sólo una laguna HR1 que presentó un valor dentro del rango (8,3), en tanto que para el otoño hubo una reducción, con una media de 8,2 y seis lagunas que disminuyeron levemente el pH, sólo dos lagunas presentaron valores cercanos a siete HR1 y HR2, estos elevados valores de pH coinciden con los altos niveles de productividad y estados tróficos.

En cuanto al límite establecido para la conductividad (< 0,8 µS cm^{-1}) y sólidos disueltos totales (500 mg L^{-1}) sólo dos lagunas se encuentran por debajo de este valor, HR1 y HR2 que presentan un elevado aporte de agua subterránea, para el resto de lagunas el valor medio de conductividad supera los 1,61 µS cm^{-1} y 1.084 ppm de sólidos disueltos totales, lo que permite clasificarlas como lagunas levemente salinas (Rawson, 1951) siendo en su mayoría lagunas urbanas con un elevado tiempo de residencia del agua.

Lo anterior coincide con el postulado de Hooper (1951) que estable una correlación positiva entre los sólidos disueltos totales y la productividad del sistema, en éste estudio se encontró una relación significativa entre TSD y el índice de estado trófico para fósforo – TSIP (r=0,42 – P<0,05) y amonio (r=0,55 – P<0,01), para ello hay que considerar que la concentración de sólidos disueltos afectan de manera directa la penetración de luz en la columna de agua y la absorción selectiva de las diferentes longitudes de onda que integran el espectro visible, influenciando de este modo el crecimiento de macrófitas sumergidas, así como el desarrollo del fitoplancton, aquellas lagunas con valores inferiores a 200 ppm de TSD presentan dominancia de macrófitas enraizadas sumergidas, Clorofíceas y estados oligotróficos a mesotróficos. Asimismo las especies algales dominantes no mostraron una correlación negativa significativa con el disco Secchi, lo cual implica que el fitoplancton no estaría limitado por la luz.

Con relación a los nutrientes y los límites establecidos por la OMS (2006) y FAO para agua potable y uso recreativo: 1 mg L^{-1} para nitritos, < 5 mg L^{-1} para nitratos y 0,20 mg L^{-1} de amonio, en ningún caso se supera estos valores, por lo que el agua de estas lagunas no representaría inicialmente un riesgo sanitario. Del mismo modo ACUMAR estable un límite de concentración de fósforo total TP para agua de uso recreativo tipo IV (< 5 mg L^{-1}) valor que no es alcanzado en ninguna de las lagunas, sin embargo a pesar de presentar niveles relativamente bajos, la mayoría se encuentra en el rango eutrófico – hipereutrófico, con dos excepciones (HR1 y HR2) que se

clasificaron como lagunas mesotróficas tanto en primavera como en otoño, AT pasó de un estado eutrófico a hipereutrófico con una carga de 0,10 mg L^{-1} a 0,85 mg L^{-1} de primavera a verano. En este sentido aquellas lagunas con mayor carga de fósforo y turbidez presentaron también los valores más elevados de biomasa algal con un rango entre 15.824 – 48.443 cell mL^{-1}, por su parte aquellas lagunas de mayor transparencia mostraron una menor densidad fitoplanctónica, con un máximo de 7.094 cell mL^{-1} para MT2, a excepción de sólo una laguna (SA) que presentó una floración algal con dominancia de *Microcystis aeruginosa* en otoño, superando ampliamente este rango.

Este patrón se refleja claramente en el contenido de clorofila-*a*, que es proporcional tanto al aumento de la densidad total fitoplanctónica por laguna y estación como a la concentración de fósforo, los niveles de estado trófico para clorofila (TSIC) revelan una tendencia a la mesotrofía en la mayoría de lagunas, HR2 y PM presentaron los valores más bajos de clorofila-*a* y fitoplancton por lo que se clasifican como lagunas oligotróficas. Del mismo modo SMT y AT exhiben la mayor concentración de fósforo, clorofila-*a* y turbidez otorgando un nivel eutrófico – hipereutrófico respectivamente, esto es coherente con lo planteado por Quirós (2005) al establecer que ciertos factores como el fósforo, la turbidez y la biomasa algal son determinantes en la productividad de las lagunas.

Del análisis de los parámetros morfométricos y factores físico químicos (Figura 4.1), los resultados permiten separar las lagunas en dos grandes grupos, lagunas con valores máximos de nutrientes (TP, NH_4, NO_2), clorofila-*a*, área y profundidad, en zonas de uso del suelo fundamentalmente urbano o en proceso de transición a urbano y otro grupo de lagunas con menor tiempo de residencia de agua, mayor aporte de agua subterránea, así como los menores estados tróficos y uso del suelo principalmente rural.

VII.3. Relaciones con el Ensamble Fitoplanctónico.

Los ensambles fitoplanctónicos estuvieron compuestos principalmente por *Cyanophyta* (*Microcystis aeruginosa* y *Aphanocapsa delicatissima*) a estas dos especies se suman *Aphanocapsa nubilum* y *Merismopedia tenuissima* en Primavera, *Aphanocapsa incerta* y *Phormidium mucicola* en otoño, *Chlorophyta* (*Scenedesmus*, *Tetraedron*, *Kirchneriella*, *Dictyosphaerium* y *Cosmarium*), *Euglenophyta* (*Euglena caudata* y *Trachelomonas volvocina*), *Dinophyceae* (*Ceratium hirundinella*).

Estas especies presentan una gran significancia en términos de frecuencia y biomasa para las nueve lagunas estudiadas, al tiempo que son géneros comunes en cuerpos de agua subtropicales, enriquecidos con materia orgánica y con tendencia a la eutrofia y mesosaprobiedad (Abrantes *et al*., 2006; Lv *et al*., 2011; Sladecek, 1973). En la gran mayoría de condiciones lacustres, el fósforo y el nitrógeno son los principales nutrientes, que determinan las transiciones metabólicas desde estados oligotróficos a estados de mayor producción o eutróficos (Wetzel, 1981) si uno de los dos elementos es limitante para el sistema, éste influirá de manera directa en el crecimiento y reproducción de la comunidad fitoplanctónica, con implicancia en la diversidad algal y ocurrencia de floraciones algales con plena dominancia de cianobacterias (Reynolds, 2006).

El fósforo es considerado como el principal factor limitante en el crecimiento algal (Schindler, 1977; Smith, 2003; Lv *et al*., 2011). Para este estudio, los resultados de la regresión lineal TP – Chl-*a* efectuada para la totalidad de las estaciones analizadas, evidenció un coeficiente de determinación significativo (Figura 5.6 A), así como una correlación elevada (Figura 4.1), por lo tanto, se puede afirmar que la concentración de fósforo total y su relación con el contenido de clorofila-*a* influencia y ejerce control sobre el crecimiento y dinámica del fitoplancton. En particular en aquellas lagunas con elevado pH, turbidez, fósforo reactivo soluble y sólidos disueltos totales (SMT, OM y AT), esto es coherente con los estudios realizados por Kissoon *et al*. (2013), Nilsson & Hakanson (1992) y Atkinson *et al*. (2011) en lagunas con una elevada influencia antrópica por la agriculturización de sus cuencas.

En cuanto a la regresión para el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) – Chl-*a*, éste presentó un bajo coeficiente de determinación, así como una suave pendiente en la ecuación (Figura 5.6 B), lo que implica que el contenido de clorofila-*a* aumenta ligeramente con el incremento del NID. Si bien se observa una correlación positiva con los nitritos y el amonio (Figura 4.1), se logra discernir que la variación de clorofila-*a* estaría mayormente influenciada por el fósforo total, independiente de la concentración de compuestos nitrogenados.

En el caso particular del fitoplancton, las cianofíceas coloniales mucilaginosas e.g. *Microcystis*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia*, *Synechocystis*, tuvieron mayor relevancia en comparación a las especies filamentosas (*Oscillatoriales* y *Nostocales*), de este último grupo las especies con heterocistes (*Anabaena sphaerica*, *A*. *spiroides*, *Anabaeniopsis arnoldii*, *A*. *circularis* y *Raphidiopsis curvata*) presentaron la menor densidad relativa, que en ningún caso superó el 0,6 % con respecto al total de cianobacterias.

David *et al*. (2008) planteó que las cianobacterias fijadoras de nitrógeno pueden proveer suficiente nitrógeno al medio, permitiendo el crecimiento de la biomasa fitoplanctónica en función de la concentración de fósforo. De acuerdo a los resultados encontrados de la relación entre el nitrógeno inorgánico disponible y el fósforo total, se presenta limitación por nitrógeno en todas las lagunas, según lo establecido en la estequiometría de Redfield (1963) y la relación de Vollenweider (1982) para lagos tropicales.

Sin embargo el desarrollo de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa* fue dominante en la mayoría de lagunas, en particular en aquellas en las cuales el aporte de amonio fue significativo. Esto cobra especial relevancia si se tiene en cuenta que el género *Microcystis* esta asociado al NH_4 (Chorus & Bartram, 1999) y se encuentra en grandes proporciones en agua rica en nutrientes.

En comparación con otras lagunas someras urbanas subtropicales, la concentración de nutrientes encontrada en este estudio es relativamente baja, Lv *et al*. (2011) determinó para 15 lagunas urbanas una concentración media de fósforo total de 0,49 mg l^{-1} y 2,12 mg l^{-1} de amonio, Liu *et al*. (2010) para una laguna de amplio uso recreativo, para agricultura y fuente de agua potable encontró una carga de 0,18 mg l^{-1} de fósforo y 3,1 mg l^{-1} de NH_4, Quirós (2005) plantea que para lagunas de elevado estado trófico y floraciones de cianobacterias frecuentes, la carga de fósforo total supera los 1.000 mg m^3.

Lo anterior permite establecer comparaciones con los resultados encontrados, en primavera se registró una media de 110 mg m^3 y en otoño 200 mg m^3, estos valores se alejan considerablemente de los hallados en otras investigaciones. Por ejemplo, en una laguna (SA) con floración activa de *Microcystis aeruginosa* la concentración máxima de fósforo registrada no superó los 84 mg m^3, en tanto que para AT en otoño se registró el valor más elevado con 850 mg m^3 con dominancia de *Aphanocapsa conferta*, *A*. *delicatissima*, *A. incerta* y un contenido de clorofila-*a* superior a los 230 mg m^3, siendo esta última laguna plenamente hipereutrófica.

Los resultados del CCA revelan que el grupo de euglenófitos se asocia positivamente con lagunas de mayor productividad y elevado estado trófico, este grupo algal se encuentra a menudo en cuerpos lénticos de agua dulce, con abundante materia orgánica, sales de amonio y estancamiento de la masa de agua (Lee, 2008), en línea con la naturaleza heterotrófica de la mayoría de estos organismos y su capacidad de tomar compuestos de materia orgánica en estado soluble o particulado, asociados con la interfase agua – sedimento (Bellinger & Sigee, 2010), estas características responden a las condiciones encontradas en las lagunas AT y OM. Por su parte las Clorofitas se hallaron con mayor frecuencia en lagunas de menor estado trófico, máxima diversidad (H'), mayor tasa de renovación de agua, en áreas rurales menos perturbadas por la acción del hombre y por consiguiente menor concentración de nutrientes (HR1, HR2 y MT2).

En este punto, se encontraron especies de tipo flagelado, cocal y filamentosas, siendo las cocales de mayor predominancia y abundancia con los géneros *Scenedesmus*, *Tetraedron*, *Kirchneriella* y *Pediastrum* con especies ampliamente distribuidas en lagunas ricas en oxígeno, transparentes, con abundante vegetación emergente y sumergida (Bellinger & Sigee, 2010; Pokorny *et al*., 2002). En la figura 5.6A se puede observar la correlación positiva entre clorofíceas, tiempo de residencia de agua y oxígeno disuelto, siendo negativo para la demanda química de oxígeno.

Se destaca la dominancia de los géneros *Scenedesmus* y *Pediastrum* en lagunas con elevado pH (> 8.5) y tendencia a ser eutróficas por concentración de fósforo. En tanto que las especies de tipo filamentoso *Cladophora sp*., *Oedogonium sp*., *Spirogyra sp*. y *Ulothrix subconstricta* que pueden llegar a formar blooms algales, se encontraron en primavera tanto en lagunas eutróficas con abundancia de nutrientes, como en lagunas mesotróficas, estas últimas someras con elevada transparencia, escasa a nula cobertura de macrófitas emergentes y amplio porcentaje de macrófitas enraizadas sumergidas y predominancia de Cianobacterias.

Las cianobacterias se encuentran plenamente representadas en la mayoría de lagunas, a excepción de HR1, MT2 y HR2, en esta última no se observaron en otoño. Dentro de este grupo, se hallaron varios géneros reconocidos como potencialmente capaces de generar cianotoxinas e.g. *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Phormidium* y *Rhaphidiopsis*, siendo *Microcystis* y *Aphanocapsa* dominantes. Las cianobacterias potencialmente tóxicas se destacan por los problemas que causan en los ecosistemas acuáticos, al alterar las características organolépticas y fundamentalmente por la producción de cianotoxinas, compuestos químicos que se agrupan según su modo de acción en hepatotoxinas, neurotoxinas y dermatotoxinas (Sivonen & Jones, 1999).

Las cianotoxinas desencadenan eventos adversos en los ambientes acuáticos entre los que se incluyen la muerte de peces por anoxia, contaminación de fuentes de abastecimiento de agua potable y otros problemas para la salud humana (Echenique *et al*., 2009). A menudo la intoxicación en humanos se debe a la ingestion de agua contaminada con toxinas, por contacto directo con partes expuestas del cuerpo, principalmente mucosas, inhalación de agua y aerosoles durante la práctica de actividades recreativas y en menor medida la ingesta de alimentos contaminados con cianobacterias tóxicas (Hudnell, 2008).

Se han descrito múltiples consecuencias de la intoxicación con cianotoxinas, las hepatotoxinas pueden causar: hepatitis tóxica agua y daños en organos blandos (Chorus & Bartram, 1999), neurotoxinas como la anatoxina inhiben la transmision nerviosa y otras como las dermatotoxinas generan dermatitis y otras afecciones epidérmicas (Giannuzzi, 2009). También se ha descrito que la ingestión crónica de pequeñas dosis puede tener efecto promotor de tumores a largo plazo (Svircev et al, 2009).

Bajo ciertas condiciones ambientales de temperatura, concentración de nutrientes, pH alcalino y bajo caudal, así como por su capacidad para fijar nitrógeno atmosférico y presencia de vesículas gaseosas, las cianobacterias logran formar densas poblaciones o floraciones que llegan a ser evidentes por acumulación en la superficie del agua. Las formas planctónicas productoras de floraciones, de aparición más frecuente, son las especies coloniales que presentan aerótopos y pueden efectuar migraciones en la columna de agua (Giannuzzi, 2009). Entre ellas el género *Microcystis*, especialmente *M. aeruginosa* está ampliamente distribuido, Meichtry *et al*., (2009) destaca en este grupo los géneros *Aphanocapsa* y *Gomphosphaeria*. Y de las formas filamentosas los géneros *Dolichospermum*, *Aphanizomenon, Rhaphidiopsis*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Pseudanabaena*, *Phormidium* y *Planktothrix*.

Considerando el gran número de géneros y especies registradas como potencialmente toxigénicas, para este estudio sólo se han tenido en cuenta aquellas especies que cuentan con registro y antecedentes en la Republica Argentina, fundamentalmente *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena spiroides*, *A. circinalis* y *Rhaphidiopsis curvata*, de las cuales se han registrado floraciones en el Río de la Plata, río Uruguay, embalse de Salto Grande, río Paraná, embalse de Yacyretá, en embalses de la región semiárida de Córdoba, Entre Ríos y el Chaco, entre otros (Meichtry *et al*., 2009).

La organización mundial de la salud (OMS) estable un límite de 20.000 cell mL^{-1} de una población o 10 mg m^3 de clorofila-*a* con dominancia de Cianobacterias, en tanto que la Autoridad del Agua (ADA) en la provincia de Buenos Aires tiene como valor de referencia 100.000 cell mL^{-1} de cianobacterias o 50 mg m^3 (Ley 11820 – valores para agua potable). Para este estudio dos lagunas presentaron valores superiores a lo establecido por la OMS pero inferiores a los valores ADA, en Primavera en AT se registraron 44.000 cell mL^{-1} con dominancia de *Microcystis aeruginosa*, seguido de *Anabaena spiroides* y *Rhaphidiopsis curvata*, mientras que en otoño se identificó una floración en SA con 48.655 cell mL^{-1} exclusivamente de *Microcystis aeruginosa*. Aquellas lagunas en zonas rurales, de menor estado trófico y bajo impacto antrópico (HR1, HR2, MT2) mostraron escasa a nula presencia de cianobacterias potencialmente tóxicas.

Considerando que la ocurrencia de floraciones, son más frecuentes desde mediados de primavera hasta otoño, esto coincide con el aumento en la concentración de fósforo total y amonio, sin embargo en el análisis de CCA no se hallaron relaciones significativas entre la densidad relativa de cianobacterias tóxicas con la concentración de nutrientes y los índices de estado trófico, adicional a ello y de acuerdo a la estequiometría de Redfield, se presenta limitación por nitrógeno. En esta vía hay que tener en cuenta que el pH determina en gran media la concentración de amonio, a pH elevado el amonio disponible se convierte en amoniaco, el cual es más volátil a elevadas temperaturas (Spiro *et al*., 2004).

En aquellas lagunas con mayor densidad de cianobacterias que exhibieron los valores de estado trófico más elevados, e.g. AT hipereutrófica, SMT eutrófica, en primavera presentaron un pH alcalino con elevedas temperaturas, baja concentración de amonio, elevado contenido de fósforo y relación NID:TP cercana a uno. En tanto que en las lagunas con ausencia de cianobacterias tóxicas HR1, HR2 y estados oligotróficos a mesotróficos, el pH se mantuvo alrededor de siete, con temperaturas menos calidas y mayor concentración de amonio.

Por otra parte, hay que considerar la disponibilidad de fósforo, para ello es necesario tener en cuenta los procesos implicados en la movilización de las moléculas de fósforo desde la fase particulada a la disuelta en el agua intersticial del sedimento y su posterior transporte desde la interfase sedimento – agua al agua libre. En este estudio predominan los cuerpos de agua someros, de pendientes suaves con cobertura de macrófitas enraizadas sumergidas. Estas condiciones morfológicas y biológicas influyen en los mecanismos de transporte, como la difusión, turbulencia y almacenamiento, facilitando la movilización del fósforo a la columna de agua (Spiro *et al*., 2004).

VII.4. Macrófitas Acuáticas y su Relación con las Variables Ambientales.

El ensamble de macrófitas, su composición y distribución varían de acuerdo al clima, la hidrología de la cuenca de aporte, el tipo de sustrato, la disponibilidad de nutrientes (Cronk and Fennessy, 2001; Kissoon *et al*., 2013) así como por los múltiples usos del suelo, la geología y química del agua y sedimento (Del Pozo et al., 2011; Scheffer *et al*., 2007) desempeñando un rol esencial en la biogeoquímica y ecología de lagunas y humedales (Dodds *et al*., 2010). En el presente estudio se analizaron las relaciones entre la cobertura de macrófitas total y por especies con las distintas variables ambientales evaluadas, así como con el ensamble fitoplanctónico y los estados tróficos.

De las 15 especies de macrófitas encontradas, las macrófitas enraizadas sumergidas (MES) están representadas por *Potamogeton gayi*, *P. Illinoensis*, *Nitella sp*., *Chara sp*. y *Myriophyllum aquaticum*, siendo *P. gayi* la especie más frecuente, *Nitella sp*. y *Chara sp*. se hallaron exclusivamente en lagunas ubicadas en zonas rurales y *M. aquaticum* sólo se registró en dos lagunas. Por su parte las plantas emergentes (HEL) tuvieron una amplia distribución con dominancia de la especie *Schoenoplectus californicus*, seguida de *iris pseudoacorus*, *Typha latifolia* y *Althernanthera phyloxeroides*. Todos los géneros son comunes y ampliamente distribuidos a nivel mundial (Dodds *et al*., 2010).

Si bien se puede establecer que en primavera se presentó un mayor porcentaje de cobertura total de macrófitas sumergidas, con una media de 45,9% sobre el área total del espejo de agua, ésta se mantuvo relativamente estable entre un periodo y otro analizado (Figura 6.1). En aquellas lagunas emplazadas en zonas rurales y uso fundamentalmente ornamental se halló la mayor diversidad de especies sumergidas (4 especies) con respecto a lagunas urbanas de usos múltiples en actividades acuáticas como remo, pesca y natación (<2 especies).

En el análisis de redundancia (RDA) se observa la influencia de la transparencia, el pH y el tiempo de residencia del agua en el porcentaje de cobertura de macrófitas enraizadas sumergidas (Figura 6.2). A nivel de especies, el área y la profundidad media presentan mayor relevancia con *Potamogeton gayi* y *P. illinoensis*, esto indica que a medida que aumenta la profundidad y el área de la laguna, disminuye el porcentaje de cobertura de estas dos especies (Figura 6.3). De acuerdo a los estudios realizados, la profundidad media óptima en la cual se registró el mayor porcentaje de cobertura está entre 1,23 – 1,40 metros, en aquellas lagunas cuya profundidad media y máxima supera estos valores (SA – AT) *P. gayi* se encontró en zona litoral cuyo nivel de superficie nunca supero los 1,4 metros.

Nitella sp. y *Chara sp*. también se ven influenciadas por la profundidad media y nivel de superficie, estas dos especies sólo se encontraron en lagunas ornamentales con una profundidad media menor a 1,2 metros. En tanto que *Myriophyllum aquaticum* solo se encontró en dos lagunas con una profundidad media > 3,2 metros.

De acuerdo a lo planteado por Scheffer *et al*., (2007) la profundidad del espejo de agua es probablemente el factor morfométrico más relevante que influencia la dominancia de vegetación sumergida. En aguas menos profundas, el fondo presenta un mejor clima lumínico, considerando las propiedades ópticas del agua a mayor intensidad lumínica recibida en la columna de agua, menor será el impacto del sombreado generado por el fitoplancton y los sólidos en suspensión (Scheffer, 1998). Lagunas someras y de menor área tienden a exhibir un estado de mayor riqueza y cobertura de macrófitas (Van Geest et al., 2003) esto se debe a que los cuerpos de agua pequeños son menos vulnerables a la fuerza destructiva del viento y el oleaje que produce (Janse *et al*., 2014) por presentar una menor longitud máxima efectiva (LME) en relación con la dirección del viento. Esto coindice con los resultados encontrados, a menor LME lineal (< 400 m) mayor es el porcentaje de cobertura vegetal y en las dos lagunas con una longitud inferior a los 140 metros (HR2, MT2) se registró el máximo porcentaje de MES.

Los factores morfométricos anteriormente mencionados, tales como el área, la profundidad y la longitud máxima efectiva, tienen mayor influencia en la distribución y disponibilidad de los nutrientes en los diferentes compartimientos de la columna de agua. Este análisis es confirmado por Van Nes *at al*., (2002) al establecer que el rango de concentración de nutrientes es menor en lagos profundos, en tanto que para lagunas someras se pueden presentar fuertes fluctuaciones en la disponibilidad y distribución de los nutrientes como consecuencia de los fenómenos climáticos. Asimismo la profundidad y el área tienden a estar íntimamente correlacionados (Søndergaard *et al*., 2005) y suelen estar ligados en los efectos sobre la masa de agua, en particular si se considera para el análisis las diferentes comunidades ícticas presentes.

Esto tiene especial relevancia, al considerar las relaciones existentes entre la turbidez, la demanda de fósforo y compuestos nitrogenados por parte de la comunidad fitoplanctónica y las macrófitas sumergidas. El RDA permite evidenciar que las variables hidráulicas y morfométricas tales como: el nivel de superficie, el área, el tiempo de residencia de agua, sumado a la transparencia y la concentración de clorofila-*a*, son fuente significativa de varianza (Figura 6.2) por lo tanto, estos influyen en mayor medida en el porcentaje de cobertura total de macrófitas acuáticas.

Esto es coherente con los postulados de Scheffer & van Nes (2007); Moss *et al*., (2003) y Jeppesen, (1998) cuyo modelo se basa en tres supuestos: 1.) La turbidez se incrementa con el aumento en la concentración de nutrientes, debido a un mayor crecimiento del fitoplancton, 2.) A mayor cobertura vegetal, menor será la turbidez, 3.) Por último, a un valor crítico de turbidez, la vegetación tiende a desaparecer. Los efectos positivos de las macrófitas acuáticas sumergidas en la transparencia del agua, son resultado de múltiples mecanismos como por ejemplo, evitar la resuspensión de sedimentos, al proteger y reducir la acción del viento y oleaje, proveer refugio al zooplancton contra los peces planctívoros, reducir la disponibilidad de nutrientes tanto en la columna de agua, como en el sustrato, particularmente el fósforo y finalmente por liberación de sustancias alelopáticas que pueden ser tóxicas para la comunidad algal (Scheffer *et al*., 1993; Hilt *et al*., 2008).

A nivel de especies *M. aquaticum* y *P. illinoensis* mostraron un mayor efecto sobre los valores de transparencia, en parte gracias a su morfología, longitud del tallo y amplitud de la lamina foliar (*P. illinoensis*) que ejercen una barrera más eficiente contra la fuerza del viento e incluso las corrientes internas en la columna de agua, estableciendo cierta heterogeneidad espacial en el cuerpo de agua, como se observa en SA, MT1 y AT en las cuales se hallaron diferencias significativas en el índice de diversidad entre estaciones de muestreo (Figura 5.5), al mismo tiempo, la vegetación sumergida presenta mecanismos de retroalimentación positiva (aumento de las tasas de sedimentación de partículas, amortiguación de la resuspensión por acción de las olas, entre otros) que incrementan aún más la transparencia del agua. Las carofitas *Nitella sp*. y *Chara sp*. se encontraron en tres lagunas rurales (HR1, HR2, MT1), formando colchones sobre el sedimento, en zona litoral de pendiente suave hasta alcanzar máximo 1,20 metros de profundidad, en aquellas lagunas con mayor cobertura de carofitas, se halló un menor porcentaje de *P. illinoensis* y *P. gayi*, mientras que en los casos que dominó el Lignillo (*P. gayi*) la cobertura de *Nitella* y *Chara* fue menor.

Van den Berg *et al*., (1999) y Scheffer *et al*., (2007) indican que la co-existencia de *Charophyta* y *Potamogeton* es inestable, al competir mutuamente por los nutrientes y luz, tanto *P. gayi* como *P. illinoensis* crecen de forma vertical, con hojas laminares que pueden flotar en la superficie del agua, por lo que resultan un tipo biológico más exitoso en la competencia por luz. La transparencia con Disco Secchi seguido en menor media del pH y la conductividad son los factores físico químicos que más explican la variabilidad en el porcentaje total de macrófitas enraizadas sumergidas, sin embargo otros estudios realizados por Lehmann *et al*., (1997), Lougheed *et al*., (2001) y Kissoon *et al*., (2013) reportan que la composición de los sedimentos y el tamaño de las partículas son un factor importante que influencia el crecimiento de las plantas acuáticas, en particular de aquellas que están arraigadas y parte de su desarrollo depende de la disponibilidad de nutrientes en las primeras capas del sustrato.

Para este estudio, las lagunas con mayor porcentaje de cobertura vegetal sumergida, en zonas rurales con dominancia de carofitas tienen un sedimento con prevalencia de arenas y arcilla, en cuerpos de agua con dominancia de angiospermas, el sedimento presentó una mayor carga de limos y materia orgánica en su mayoría de origen vegetal. En este sentido la DQO se relaciona con el porcentaje de cobertura de *Myriophyllum aquaticum*, esta especie presenta plena dominancia en PM y SA, lagunas en las cuales se determinó la mayor DQO con 89 mg L^{-1} y 46 mg L^{-1} respectivamente.

La DQO es el parámetro junto con la transparencia que más influencia tiene en el desarrollo de las especies *Potamogeton gayi*, *P. illinoensis*, *Nitella sp*. y *Chara sp*. Murillo, (1991) encontró que varios géneros de *Potamogeton* mostraron gran tolerancia a valores altos de alcalinidad, *P. pusillus* y *P. gayi* son dos de las especies que se pueden encontrar en lagunas con elevado pH (Margalef, 1981; Kadono, 1982) y niveles de eutrofia, mientras que *P. illinoensis* se halla frecuentemente en agua dulce, con baja concentración iónica y bien oxigenadas (Murillo, 1991), en este estudio *P. gayi* se encontró en lagunas de mayor productividad y pH mayor a 8,7.

Con relación a los nutrientes, no se encontró un parámetro estadísticamente significativo el ensamble de macrófitas acuáticas, a excepción del fósforo total (r= –0,37, p<0,05) que influye en la concentración de clorofila-*a*, actuando de forma indirecta en el desarrollo de la vegetación. En la Figura 6.4 se observa el comportamiento de las macrófitas enraizadas sumergidas con la variación en el contenido de clorofila-*a*, en los casos que se presentó un aumento abrupto de clorofila-*a*, la cobertura vegetal descendió en la misma proporción, siendo AT la laguna que quizás registró el mayor cambio entre primavera y otoño, estación en la cual hubo dominancia de cianobacterias.

Kosten *et al*., (2009) encontró que si bien existe un marcado efecto positivo de la vegetación sumergida sobre la transparencia del agua, al comparar entre lagunas a nivel regional (Sudamérica) con y sin macrófitas acuáticas no se halló un efecto tan claro sobre la concentración de nutrientes (Carpenter, 1980), sin observar diferencias en la transparencia a similar contenido de fósforo total y compuestos nitrogenados. Por otra parte Jeppesen *et al*., (1997) expone que en lagunas someras sin estratificación, con abundante vegetación acuática, existe una tendencia a disminuir la concentración de fósforo total a finales de la primavera, época en la cual aumenta el crecimiento vegetal y floración de macrófitas, en especial las angiospermas.

VII.5. Relación entre Macrófitas y los Ensambles Fitoplanctónicos.

Es evidente que las lagunas que presentan un estado de mayor transparencia están generalmente dominadas por macrófitas acuáticas sumergidas, con concentraciones relativamente más bajas de fósforo total y compuestos nitrogenados, así como una mayor penetración de luz en lagunas someras (Kissoon *et al*., 2013), mientras que las lagunas con mayor turbidez tienden a presentar una cobertura incipiente o ausente de vegetación sumergida, con niveles más elevados de nutrientes y material particulado en suspensión.

El análisis de correlaciones de Pearson efectuada para este estudio, indica que existe una correlación negativa entre las macrófitas enraizadas sumergidas, la concentración de clorofila-*a* y los euglenófitos, en tanto que se presentó una relación positiva con las cianobacterias potencialmente tóxicas. También, se destaca la correlación entre *Potamogeton gayi*, Clorofitas y diatomeas, así como la relación entre *Myriophyllum aquaticum* y cianobacterias toxigénicas. La correlación negativa hallada entre las macrófitas enraizadas sumergidas y el contenido de clorofila-*a* es coherente si se tiene en cuenta la competencia por luz entre macrófitas y fitoplancton, a mayor concentración de clorofila-*a* y por ende mayor biomasa algal, la intensidad lumínica disminuirá conforme se desciende en la columna de agua, en detrimento del desarrollo y crecimiento de la vegetación sumergida.

Kissoon *et al*., (2013) y Hansel Welch *et al*., (2003) establecen que los cambios en la estructura de las macrófitas está influenciada por la transparencia del agua y la abundancia de algas de tipo filamentoso, asimismo Zimmer *et al*., (2009) Lougheed *et al*., (2001) y Kissoon *et al*., (2013) encontraron una correlación negativa entre la abundancia de macrófitas sumergidas, la turbidez y la concentración de clorofila-*a*. Lagunas ricas en nutrientes, de aguas turbias tienden a ser dominadas por vegetación emergente, con bajo porcentaje de plantas sumergidas y especies tolerantes a la baja intensidad lumínica (Stuckey, 1975 y Kissoon *et al*., 2013) como por ejemplo *P. gayi* y *P. pusillus*.

Para el ordenamiento efectuado por el RDA de las nueve lagunas de estudio (Figura 6.2), las variables de mayor relevancia fueron: la transparencia con disco Secchi, la dinámica de flujo de agua y la concentración de clorofila-*a* y se constituyen como las principales variables que modularon la densidad fitoplanctónica. Esto permite separar las lagunas en dos grupos, cinco lagunas (HR2, MT1, MT2, PM, SA) con un elevado porcentaje de cobertura vegetal sumergida y un bajo nivel de clorofila (Figura 6.4) que a su vez presentan una menor densidad algal y mayor diversidad – H' (Figura 5.6B). Y otro grupo de lagunas (SMT, OM, AT) con una cobertura vegetal subacuática limitada o nula, densidad fitoplanctónica que oscila entre las 16.262 y 54.000 cell mL^{-1} y una menor diversidad algal. En HR2 y MT2 existe amplia dominancia de *Chlorophyta* en las dos estaciones, mientras que para el resto de lagunas de agua transparente, se evidencia una tendencia de las *Cyanophyta* a ser dominantes, un caso particular se presenta en PM y SA con un porcentaje superior al 90% de cobertura de *Myriophyllum aquaticum* y plena dominancia de cianobacterias coloniales mucilaginosas en los dos periodos de estudio, así como presencia de cianobacterias potencialmente toxicas.

Para el grupo de lagunas turbias es claro la prevalencia de *Cyanophyta* y *Euglenophyta*, tanto en SMT como en AT se encontró *P. gayi* y *P. Pusillus* en zona litoral menos profunda, esta especie es tolerante a la turbidez, al tener hojas con capacidad de flotar en la superficie del agua, Stuckey, (1975) y Mackie, (2004) proponen que algunas especies del género *Potamogeton* pueden indicar un nivel elevado de nutrientes al ser comunes en cuerpos de agua turbios, asociadas a fitoplancton de tipo filamentoso. En contraposición a lo planteado por Hilt *et al*., (2008) y Scheffer *et al*., (1993) para medir los efectos de las macrófitas sumergidas sobre la comunidad fitoplanctónica se deben considerar aparte de su estructura y composición, las redes tróficas generadas en torno al zooplancton y comunidades ícticas presentes en el ecosistema, toda vez que las inter-relaciones entre fitoplancton – zooplancton – peces y disponibilidad de nutrientes, determinará el equilibrio en un estado de aguas transparentes o aguas turbias, mediado por el control top-down, el cual es más relevante en lagunas someras que en grandes lagos profundos (Jeppesen *et al*., 1997).

VII.6. Estados Tróficos, Macrófitas y Fitoplancton.

Como se mencionó en párrafos precedentes, la eutrofización de los sistemas acuáticos de ha convertido en un serio problema ambiental, afectando desde ecosistemas naturales por su cercanía con suelos agrícolas hasta lagunas urbanas con el ingreso de aguas servidas, generando múltiples inconvenientes, incluso en fuentes de agua potable. Entre los efectos más comunes de la eutrofización de lagunas someras, están el incremento de la productividad y biomasa algal o de macrófitas (Hu *et al*., 2014) este exceso de biomasa provoca la formación de blooms de tipo filamentoso o floraciones unicelulares que conllevan al colapso del sistema por reducción del oxígeno disuelto, aumento de la turbidez, producción de toxinas, muerte de peces y cambios en las características organolépticas (Conley *et al*., 2009; Smith, 2003).

Del mismo modo las macrófitas en exceso causan la pérdida de profundidad por aumento de la materia orgánica de origen vegetal que producen durante su ciclo de vida, generando colmatación, perdida del espejo de agua y formación de focos de maleza aptos para hábitat de vectores (Qin *et al*., 2004). El comportamiento del ensamble fitoplanctónico y de macrófitas en menor medida, permite dilucidar el estado trófico de un cuerpo de agua, si se tienen en cuenta las vías de retroalimentación existentes entre grupos taxonómicos, disponibilidad de nutrientes y características físico – químicas. Quirós, (2005) expone que aquellas lagunas con elevada transparencia y menor estado trófico, se encuentran colonizadas por macrófitas sumergidas, con una biomasa algal relativamente más baja y una comunidad de peces más diversa. En cambio una laguna con elevada concentración de nutrientes, se caracteriza por una mayor biomasa algal, cobertura vegetal subacuática ausente y un estado trófico elevado.

En este estudio los cuerpos de agua agrupados con mayor transparencia, se caracterizaron por tener una elevada cobertura de macrófitas sumergidas, baja densidad fitoplanctónica, mayor diversidad relativa y estados tróficos que oscilan entre oligotrófico y eutrófico, sin embargo estos estados, estarían controlados en gran medida por la disponibilidad de fósforo, a excepción de HR2 y PM (Mesotróficas). Las demás lagunas se clasifican como eutróficas para TP y Disco Secchi, en tanto que para clorofila-*a*, HR2 y PM son oligotróficas y MT1, MT2, SA mesotróficas, lo que indica que los valores de transparencia se ven influenciados por el material particulado en suspensión.

Por el contrario el conjunto de lagunas turbias, presentan mayor densidad fitoplanctónica, cobertura de macrófitas sumergidas incipiente o ausente, menor diversidad algal y mayor carga de nutrientes, exhibiendo en todos los casos elevada cobertura de plantas emergentes, clasificándose como eutróficas y en el caso de AT hipereutrófica (Figura 6.5). Múltiples estudios revelan que tanto el fitoplancton como las macrófitas juegan un rol importante en la estructura biótica y funcionamiento de los lagos (Hu *et al*., 2014). El fitoplancton influencia directamente la calidad del agua, siendo empleado en índices de calidad y estados ecológicos (Carvalho *et al*., 2008; Jeppesen *et al*., 1997; Sfriso *et al*., 2014). Por su parte las macrófitas sumergidas, responden con cambios en estructura y composición frente a la eutrofización, siendo empleados en índices de calidad ecológica (Moss *et al*., 2003; Søndergaard *et al*., 2010; Scheffer *et al*., 1993).

Como lo expone Hu *et al*., (2014) la competencia entre comunidades fitoplanctónicas y macrófitas es elevado, si se tienen en cuenta los múltiples factores que alteran el equilibrio, como se ha mencionado en reiteradas ocasiones, tolerancia al sombreado, capacidad para acceder a los nutrientes disueltos y almacenados en el sustrato (Barko *et al*., 1991), liberación de compuestos tóxicos y control top–down vía herbívoros (Kosten *et al*., 2009).

Entender la retroalimentación entre estos dos grandes grupos biológicos es fundamental para establecer el estado ecológico en los ecosistemas acuáticos. Yan *et al*., (2012) indica que los estados tróficos calculados para una laguna no son sinónimo de calidad del agua, en parte por que el TSI considera la concentración de clorofila-*a* desde la biomasa fitoplanctónica, excluyendo la biomasa producida por las macrófitas sumergidas. En este sentido Bachmann *et al*., (2002) en investigaciones previas establece que las macrófitas deben ser incluidas en la clasificación trófica, al proveer energía y materia orgánica que permiten el funcionamiento del sistema.

Los estudios realizados por Quirós (2005) establecen que la estructura de las comunidades, varía conforme se modifica el estado trófico de una laguna, la perdida o ganancia de cobertura vegetal arraigada se ve reflejada en la variación de la biomasa algal y la disponibilidad de nutrientes. En esta investigación se evidencia una correlación estadística significativa entre la cobertura total de macrófitas enraizadas sumergidas y los tres índices de estado trófico evaluados (Tabla 6.3), lo que permite afirmar que la vegetación acuática promueve una mayor transparencia del agua, una menor concentración de clorofila-a y de fósforo total.

VII.7. Rol del Uso del Suelo y la Dinámica del Flujo de Agua.

Los usos del suelo cumplen un papel importante en el estado de las lagunas, teniendo en cuenta que la cuenca de la que hacen parte, así como los suelos en los cuales han sido implantadas, ha soportado fuertes alteraciones y modificaciones en las últimas décadas, los bañados de los ríos Luján, Tigre, Reconquista y La Plata se han modificado en la mayoría de los casos de manera irreversible por desecado, pérdida de morfología, sustitución de flora y contaminación por aguas servidas e industriales, que en la mayoría de los casos representa un elevado riesgo sanitario.

En esta tesis se han seleccionado para su análisis, lagunas ubicadas en el partido de Tigre, en inmediaciones de los ríos Reconquista y Luján, arroyo Tigre y Canal Benavidez (Figura 3.1A) cuyas cuencas y suelos han sido plenamente urbanizados (PM, OM, SMT) o están en transición a serlo (AT, SA). Mientras que por el otro lado las lagunas MT1, MT2, HR1, HR2 se encuentran en suelos rurales en mayor o menor grado impactados, pero con influencia de campos susceptibles de recibir tratamientos con fertilizantes, herbicidas y plaguicidas. El estado actual de las lagunas sean éstas transparentes o turbias, es producto del impacto antrópico generado sobre la masa de agua y la cuenca de la cual hace parte, dependiendo de la intensidad del uso del suelo e hidrodinámica en torno a la regulación del nivel de agua. Aquellas lagunas que se acercan más a lo que sería un estado natural meso – eutróficas (Quirós, 2005) presentan mayor transparencia, abundancia de macrófitas, mayor diversidad fitoplanctónica y menores concentraciones de fósforo y compuestos nitrogenados.

Tal es el caso de HR1, HR2, MT1 y MT2 lagunas de zonas rurales, menos alteradas y con aporte directo y permanente de agua subterránea, ésta elevada dinámica de flujo de agua, reduce la concentración salina por dilución, facilitando la adecuada oxigenación del sedimento y con ello el desarrollo de macrófitas sumergidas gracias a la disponibilidad de iones fosfato que están retenidos en las partículas de óxidos de hierro y manganeso (Spiro *et al*., 2004). La influencia de el uso del suelo, el tiempo de residencia de agua y el aporte de agua subterránea, con las macrófitas enraizadas sumergidas (Figura 6.2) y la densidad relativa de *Chlorophyta* (Figura 5.6A) estaría indicando que estos tres parámetros son fundamentales en el mantenimiento de un bajo nivel trófico.

En el lado opuesto, está el grupo de lagunas turbias SMT, AT, OM, emplazadas en zonas urbanizadas, con un fuerte impacto sobre los bañados del río Luján y Reconquista. Presentando un elevado tiempo de residencia de agua y un aporte directo de agua subterránea exiguo o nulo, al ser cuerpos de agua sin impermeabilizado reciente, pueden presentar intercambio con la zona freática. Registrando un nivel de conductividad y sólidos disueltos totales que las clasifica como salobres oligohalinas, con importantes valores de fósforo total y compuestos nitrogenados, así como un sedimento pobre en oxígeno que a principios de otoño llega a ser anóxico.

Esto último sumado a la elevada turbidez otorgada por la concentración de clorofila y material particulado en suspensión, dificultan el crecimiento de plantas acuáticas sumergidas, cuando el sedimento es anóxico, los metales se reducen a sus formas divalentes, los óxidos se disuelven y los iones fosfato se liberan a la columna de agua, permaneciendo disponibles para el desarrollo de fitoplancton (Spiro *et al*., 2004). En este caso predominan las especies de *Cyanophyta*, *Euglenophyta* y Dinoflagelados, en detrimento de las Clorofíceas, se destaca la fuerte correlación negativa entre cianobacterias y Clorofitas (r=–0,90, p<0,01) que estaría dando cuenta de las múltiples respuestas de la comunidad fitoplanctónica frente al aumento de estado trófico.

Kissoon *et al*., (2013) y Atkinson *et al*., (2011) encontraron que lagunas turbias en áreas de agricultura intensiva o urbanas tienden a presentar una mayor concentración de clorofila-*a*, pH alcalino, elevada concentración de sólidos en suspensión y fósforo, en comparación con lagos de zonas naturales. Del mismo modo Sass *et al*., (2010) y Kissoon *et al*., (2013) hallaron correlaciones significativas entre el uso del suelo y la abundancia y composición de macrófitas acuáticas, estableciendo así, que la cobertura del suelo en la cuenca de la laguna, juega un papel importante en la diversidad y estructura de las comunidades vegetales presentes.

En este punto hay que considerar que todas las lagunas analizadas en esta tesis, tienen a lo largo de su perímetro en zona de costa, sobre las márgenes vegetación principalmente herbácea y rastrera compuesta por Junco Lacustre (*Schoenoplectus californicus*), Lirios (*Iris pseudoacorus*), Totoras (*Typha latifolia*), Camalotes (*Pontederia cordata*), Saetillas (*Sagittaria sagittifolia*), Chilillos (*Polygonum punctatum*), Paragüitas (*Cyperus alternifolius*), Papiros (*Cyperus papyrus*), Calas (*Zantedeschia aethiopica*), Talias (*Thalia multiflora*), Catay Dulce (*Polygonum punctatum*), Juncos (*Oxycaryum cubense*), Duraznillos (*Ludwigia peploides*), Lagunillas (*Alternanthera philoxeroides*), Cortaderas (*Cortaderia selloana*), Canutillos (*Panicum elephantipes*) y Margaritas del bañado (*Senecio bonariensis*). Estrato arbóreo incipiente aún, compuesto por Sauces (*Salix babylonica*, *S. erythroflexuosa*), Álamos (*Populus tremula*, *P. nigra*), Eucaliptos (*Eucalyptus spp*.) y Pinos (*Pinus maritimus, Pinus tumbergii, Pinus radiata*).

Esta franja de vegetación puede actuar como un área de amortiguación, ya que contituyen zonas de retención de nutrientes, controlando así el ingreso de estos al ecosistema acuático artificial. Esto puede llegar a ser relevante si se tienen en cuenta los planes de fertilización anual de los campos y jardines, con lo cual una parte de residuos alcanza la masa de agua por escorrentía, aportando nutrientes (principalmente fósforo y nitrógeno) desde comienzos de la primavera hasta mediados del verano. A esto se suma la extracción de agua para riego, que modifica el nivel de agua (en sequias prolongadas) y los programas de aplicación de plaguicidas y herbicidas trimestralmente, que conducen a un aumento de la contaminación de agua y sedimento.

Quirós *et al*, (2005) elaboró un importante estudio sobre los efectos de la agricultura en la eutrofización de lagunas en el humedal pampeano, en el mismo hace mención al estado de los humedales pampeanos en condiciones naturales y como el tipo e intensidad del uso del suelo esta modificando de forma acelerada esta estructura, conduciendo a un estado de lagunas turbias hipertróficas, baja relación nitrógeno – fósforo, con comunidades de peces planctívoros y dominancia de cianobacterias.

VII.8. Conclusiones sobre las Hipótesis de Trabajo.

1. El porcentaje de macrófitas acuáticas sumergidas disminuye significativamente con el aumento de la biomasa algal.

De acuerdo a los resultados obtenidos y la comparación entre lagunas con elevado porcentaje de cobertura vegetal y lagunas con escasa a nula presencia de vegetación acuática sumergida, se observa que en aquellas con un porcentaje de cobertura superior al 50% la densidad relativa de fitoplancton y concentración de clorifila-*a* fue menor, en contraste con aquellas lagunas sin presencia de macrófitas, por lo que no se rechaza esta hipótesis.

2. El tiempo de residencia del agua regula la concentración de nutrientes y refleja un cambio significativo en la estructura fitoplanctónica de las lagunas.

Los resultados de este estudio, permiten establecer que en lagunas con elevado tiempo de residencia del agua predominaron los estados eutrófico a hipereutrófico con baja diversidad fitoplanctónica (H´). En contraste con lagunas de bajo tiempo de residencia del agua, en las cuales se determinaron estados oligotróficos a mesotróficos con la mayor diversidad fitoplanctónica entre la totalidad de lagunas estudiadas. En esta vía se ha encontrado una fuerte correlación entre el tiempo de residencia del agua y la concentración de nutrientes, lo que permite no rechazar esta hipótesis de trabajo.

3. El porcentaje de cobertura vegetal acuática se modifica significativamente con las fluctuaciones del nivel de la superficie libre y la concentración de nutrientes.

Dada las condiciones inherentes a lagunas artificiales, en las cuales prevalecen las intervenciones antrópicas, las fluctuaciones en el nivel de superficie no son tan evidentes y son controladas tanto en espacio como en tiempo, sin que se pueda observar alteración significativa en estructura y densidad del ensamble de macrófitas acuáticas. No se encontró ningún caso en el cual la pérdida de agua haya sido significativa y objeto de modificación de la cobertura vegetal, por lo cual, se rechaza la hipótesis planteada.

4. La concentración de nutrientes y el porcentaje de macrófitas acuáticas sumergidas modulan los distintos niveles de turbidez y la transición entre estados de máxima transparencia y aguas turbias.

Tomando como premisa que a mayor porcentaje de cobertura vegetal acuática sumergida, mayor será la transparencia en lagunas someras, los resultados de este estudio son coherentes con esto. Aquellas lagunas con un porcentaje de cobertura vegetal superior al 75% presentaron los mayores registros de transparencia con bajas concentraciones de fósforo total y compuestos nitrogenados. No obstante, en lagunas con escasa cobertura de macrófitas, elevada turbidez pero baja concentración de nutrientes, la turbidez la otorga el material particulado en suspensión (limos arenas y arcillas), por lo que no se rechaza esta hipótesis de trabajo.

5. El deterioro en la calidad del agua en términos del estado trófico es un factor relevante en el descenso de la riqueza fitoplanctónica.

La calidad del agua se tomó en términos del estado trófico, de acuerdo a esto, lagunas con un estado oligotrófico – mesotrófico presentaron la mayor diversidad fitoplanctónica con un bajo índice de dominancia. En contraposición, en laguna con estados tróficos entre eutrófico – hipereutrófico se encontró menor diversidad y mayor dominancia, por lo que no se rechaza esta hipótesis.

6. Un mayor estado trófico (eutrófico – Hipereutrófico) favorece el incremento de poblaciones de cianobacterias potencialmente tóxicas.

Si bien los resultados arrojan que en dos lagunas eutróficas – hipereutróficas existe una elevada densidad de cianobacterias potencialmente tóxicas, se han encontrado también, lagunas con un estado trófico que oscila entre oligotrófico y mesotrófico y una densidad significativa de cianobacterias. Por lo que se rechaza esta hipótesis de trabajo.

7. El uso del suelo y las presiones que se ejercen sobre la línea de costa influencian el estado trófico de las lagunas.

Este estudio tuvo en cuenta tres categorías de uso del suelo (urbano, semiurbano, rural), en este sentido, al comparar entre las dos categorías más contrastantes: urbano – rural, se observa que las lagunas cuyo entorno es principalmente rural, los estados tróficos oscilaron entre oligotrófico y mesotrófico. Lagunas urbanas presentaron estados tróficos elevados. Lagunas en zonas de transición o semiurbanas presentan una alternancia de estados tróficos (mesotrófico – eutrófico). A nivel estadístico se halló una fuerte correlación negativa entre los estados tróficos, concentración de nutrientes y usos del suelo cuando este es rural. Por lo que no se rechaza esta hipótesis.

PARTE III

CAPÍTULO 8.

VIII.1. PRESIONES AMBIENTALES

El presente capítulo tiene por objetivo dilucidar las causas y efectos de las principales presiones ambientales registradas en el área de estudio, fundamentalmente en la zona urbana del partido de Tigre, en la cual se encuentran la mayor parte de los emprendimientos urbanos privados con una o más lagunas de origen artificial para uso recreativo y ornamental. Como se mencionó en el Capítulo Tres, las mismas se encuentran ubicadas en inmediaciones del canal aliviador del río Reconquista, el río Luján y arroyos tributarios al Río de La Plata y Delta del Tigre. En la Tabla 8.1 se resumen las principales causas y consecuencias observadas de acuerdo a la presión ejercida.

La mayoría de las lagunas de origen artificial en la provincia de Buenos Aires son pequeñas y someras, con áreas que no superan las 10 hectáreas y un promedio de 3,0 metros de profundidad. A la vez que muestran dos estados contrastantes: lagunas claras dominadas por macrófitas acuáticas y lagunas turbias con elevada biomasa fitoplanctónica. Si bien no es claro, que éstas dos fases representen estados de equilibrio alternativo, el establecimiento de los mecanismos que tienden a mantener el sistema en uno u otro estadio de dominancia, son fundamentales en el desarrollo y aplicación de estrategias de manejo, recuperación y depuración de estos ecosistemas acuáticos.

Según lo expuesto por Hilt *et al*., (2008) y Körner (2002), la pérdida de vegetación sumergida responde a menudo, a un aumento del estado trófico (eutrofización), lo cual promueve el desarrollo y crecimiento de la comunidad fitoplanctónica y perifiton. Lo anterior es argumentado por Moss *et al* (1978) y Jones & Sayer (2003) en términos de competencia por luz y dióxido de carbono, en el cual, el fitoplancton es altamente dominante.

Durante el proceso de manejo y control de lagunas, esta competencia por recursos y la retroalimentación entre los dos grupos biológicos, es fundamental en la elaboración de planes de monitoreo y contingencia, así como en la respuesta del sistema ante un tratamiento o acción, encaminado a la recuperación de las condiciones físico – químicas, hidráulicas, biológicas o estéticas.

A continuación se efectúa una revisión de las principales presiones ambientales encontradas en las lagunas de estudio, las causas y consecuencias, así como los servicios ambientales afectados o perdidos durante la contrucción de las mismas. Como se puede observar en la Tabla 8.1 se han identificado cuatro grandes presiones sobre el sistema: Transformación paisajística, contaminación de cuerpos de agua superficial, introducción de plantas invasoras y ocurrencia de floraciones algales.

En todos los casos se deduce que de no tomar medidas y establecer esquemas claros de manejo y control, el resultado final será el deterioro de la masa de agua y el entorno que lo rodea, con enormes problemas en términos de salud pública y calidad de vida. Entre las consecuencias a considerar se tiene: reducción de fuentes de agua potable, producción de toxinas algales, generación de focos de vectores trasmisores de enfermedades, mayor impacto de tormentas sobre el suelo impermeabilizado, entre otras.

Tabla 8.1.: Causas y efectos de las principales presiones ambientales observadas en el área de estudio.

Presiones Ambientales	Causas	Efectos
Transformación Paisajística	Impermeabilización Levantamiento suelos Sustitución flora funcional Pérdida suelos anegables Especies Invasoras	Sobreexplotación de agua subterránea Aumento de inundaciones Aumento de temperatura Migración de especies
Contaminación cuerpos de agua	Aguas servidas Fertilizantes Pesticidas Producción Industrial	Aumento del estado trófico Pérdida de biodiversidad Deterioro fuentes de agua potable Bajo índice de desarrollo social Problemas de salud pública
Floraciones Algales	Crecimiento masivo de algas: Unicelulares Filamentosas	Reducción transparencia Aumento de pH Descenso de O_2 Incremento de biomasa Producción de toxinas Hipoxia / Anoxia Aumento de MO y nutrientes Muerte de fauna Deterioro de la calidad del agua.
Plantas Invasoras	Introducción de Plantas: Sumergidas Flotantes Emergentes	Aumento de biomasa Exceso de sedimentos Colmatación de la laguna Perdida espejo de agua Aumento transparencia

VIII.1.1. Transformación Paisajística.

Sobre una extensa área de pastizales y humedales pampeanos de la provincia de Buenos Aires, las actividades agropecuarias en primer lugar y los desarrollos inmobiliarios en segundo grado han sido los principales factores que han modificado el paisaje (Quirós *et al*., 2005). Entre los procesos funcionales que conducen a la transformación a escala del paisaje se encuentran: la regulación y canalización de arroyos, el desecamiento de suelos anegadizos como bañados y por ende la retracción de áreas inundables y de amortiguación, impermeabilización de grandes superficies, urbanización y construcción de espejos de agua integrados plenamente a estos emprendimientos urbanos (Pírez *et al*., 2008). También influye la sustitución de flora endémica (de estar presente) por vegetación exótica y el levantamiento de suelos.

Todo lo anterior, genera fuertes alteraciones en el conjunto de unidades distribuidas en el medio ambiente, cambios en el comportamiento ecológico y flujos energéticos del sistema, los principales efectos se pueden observar en la disminución y deterioro de los puntos de recarga de agua subterránea, cambios sustanciales en los patrones de drenaje natural, reducción de la capacidad de retención e infiltración de agua en el subsuelo, aumento de la temperatura ambiental por pérdida de cobertura vegetal y sustitución por superficies de hormigón y asfalto en edificaciones y vías de acceso que conllevan a la modificación de los usos del suelo, de natural – rural a urbano con el consecuente aumento del consumo de recursos energéticos y generación de residuos.

Esto conduce a la migración y pérdida de especies tanto de fauna como de flora, con impacto en el comportamiento y metabolismo de los ecosistemas terrestres y acuáticos, transformando poblaciones, alterando su diversidad y abundancia. Al tiempo que amplifica la incidencia de inundaciones y cambios sustanciales en factores físico – químicos y aporte de nutrientes. Culminando con el deterioro de los sistemas naturales, áreas de amortiguación y eutrofización de aguas superficiales.

En la secuencia de imágenes que se presentan a continuación en la Figura 8.1, se puede observar la modificación de las distintas unidades que constituyen la zona del delta, en área continental del municipio de Tigre. En el mismo se identifica el proceso de sustitución de bañados y suelos anegadizos sobre los ríos Luján, Reconquista y Tigre por zonas urbanas o en transición, a la vez se identifica el aumento considerable de espejos de agua artificiales sobre una superficie aproximada de 200 km^2 comparando entre las imágenes del año 1986 al 2016.

Figura 8.1.: Secuencia de imagenes de la transformación paisajística a partir del desarrollo inmobiliario en el Delta del Tigre. Tomadas desde Google Earth Pro.

Año 1984

Año 1996

Año 2000

Año 2006

Año 2012

Año 2016

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

VIII.1.2. Contaminación de Cuerpos de Agua.

La alteración de los ecosistemas acuáticos debido a la contaminación puede ocurrir por diferentes vías y fuentes de contaminantes inorgánicos u orgánicos. Entre los más frecuentes se encuentran el ingreso de efluentes con descarga de aguas servidas, debido a sistemas de tratamiento cloacal deficientes o ausentes, el aporte de residuos de fertilizantes químicos por escorrentía y el ingreso de herbicidas y plaguicidas utilizados en las prácticas de mantenimiento estético, así como el manejo inadecuado de residuos sólidos urbanos y los lixiviados que estos liberan al sistema.

Este aporte de cargas de nutrientes y contaminates desde las zonas de influencia de las lagunas es consecuencia de una gestión ambiental deficiente, lo cual se ve reflejado en el aumento del estado trófico por el enriquecimiento en nutrientes (N y P), el aumento de la sedimentación orgánica e inorgánica, y la contaminación con sustancias tóxicas empleadas en las actividades de mantenimiento estético en las áreas circundantes. Con el consiguiente deterioro de las fuentes de agua potable y espacios de recreación, así como cambios abruptos en la biodiversidad, esto se traduce en un bajo índice de desarrollo urbano y el aumento de enfermedades asociadas. Dentro de las consecuencias más relevantes a nivel ecológico por la contaminación de cuerpos de agua, se encuentra las alteraciones en la diverdidad fitoplanctónica, siendo dominadas en grado variable por las cianobacterias, como se mencionó en capítulos precedentes, este grupo algal es altamente competitivo al estar en capacidad de almacenar fósforo y fijar nitrógeno, lo que le permite crecer y desarrollarse a una tasa mayor en comparación a otros grupos fitoplanctónicos como las clorofíceas.

Este crecimiento acelerado conlleva a la formación de floraciones algales cuyos efectos se pueden resumir en una reducción significativa de la transparencia, el aumento del pH, descenso del dióxido de carbono e incremento de la biomasa (Giannuzzi *et al*., 2012). Cuando la floración alcanza una densidad elevada puede causar hipoxia – anoxia tanto en la columna de agua como en el sedimento, con la consecuente muerte de peces y demás fauna acuática. Por otra parte y en mayor grado de importancia se encuentra la producción de toxinas que causa enormes pérdidas en términos económicos y sanitarios, al afectar el aprovechamiento de los ecosistemas acuáticos para recursos pesqueros, usos recreativos y potabilización del agua.

VIII.1.3. Plantas Acuáticas.

La introducción de plantas exóticas con fines estéticos es quizás la forma más común de propagación de especies invasoras, en el entorno de las lagunas artificiales, seguido por la dispersión de propágulos por procesos de zoocoria, anemocoria y migración desde la cuenca alta y media, posterior a la ocurrencia de fenómenos anormales de lluvia y viento. La introducción al ecosistema acuático se presenta para los grandes grupos biológicos: higrófitos, helófitos, macrófitos flotantes y sumergidos. Sin embargo la invasión de cuerpos de agua con helófitas, macrófitas flotantes libres y sumergidas son quizás las que generan mayores impactos a nivel ecológico y sanitario.

La introducción de higrófitos y helófitos se da más con fines estéticos (tipo y calidad de floraciones, características del follaje, entre otros) en intervenciones paisajísticas principalmente, seguido por el abandono de humedales, en los cuales proliferan las malezas. La especie invasora más frecuente y dominante es el lirio amarillo (*Iris pseudoacorus*) pudiendo observarse tanto en los márgenes de las lagunas como en bañados y humedales en áreas del río Reconquista, Luján y La Plata, sustituyendo incluso a otras especies como las totoras (*Typha latifolia*), Juncos (*Shoenoplectus californicus*), Pontederias (*Pontedería cordata*) y Saetillas (*Sagittaria montevidensis*).

Las consecuencias más relevantes del crecimiento acelerado de este tipo de plantas son la pérdida de zonas litorales de gran importancia en las múltiples interacciones agua - sedimento, colmatación y reducción del espejo de agua, aumento de barreras vegetales que modifican el drenaje a las lagunas y el aumento de la biomasa. Las macrófitas acuáticas juegan un rol importante en los ecosistemas acuáticos, al proveer alimento y hábitat a peces, aves y demás organismos acuáticos. Las plantas estabilizan los sedimentos, incrementando la transparencia del agua y la diversidad en áreas someras de las lagunas. Sin embargo la introducción de plantas exóticas sin control, a menudo se convierten en focos de maleza, interfiriendo en los usos y tratamientos, al tiempo que alteran la estructura y función de la diversidad acuática nativa (Gettys *et al*., 2009). Anualmente se invierten enormes recursos económicos en el manejo y control de las malezas acuáticas, ya que deterioran áreas navegables, de uso recreativo, pesquero y energético, incrementando el riesgo de colmatación, perdida del espejo de agua y proliferación de vectores transmisores de enfermedades, con serias consecuencias para la salud pública. Un factor muy importante en las macrófitas flotantes es la producción de anoxia en el cuerpo de agua, promoviendo cambios radicales en la biota.

VIII.2. Servicios Ecosistémicos.

El área metropolitana del Gran Buenos Aires, incluye alrededor del 30% de la población total de la Argentina, en una superficie aproximada de 1.800 Km^2, en la cual se concentra gran parte de la producción y consumo industrial del país. Tanto la población como las actividades económicas desarrolladas por los mismos, son enteramente dependientes de zonas naturales externas para su mantenimiento, al extraer y consumir recursos de ecosistemas adyacentes y producir enormes salidas de materia residual. El concepto de servicio ecológico se define como aquellos beneficios para la población, derivados, directa o indirectamente, de funciones ecosistémicas (Costanza *et al*., 1997).

Dichas funciones ecosistémicas incluyen la captura, transformación y reciclaje de nutrientes, ciclos biogeoquímicos, productividad primaria, regulación de las poblaciones y comportamiento hidrológico, entre otras. (Morello, 2000). De lo anterior se pueden elucidar aquellos beneficios y recursos que se encuentran en los humedales y bañados de la zona del Delta del Tigre, en el área que comprende los ríos Luján, Reconquista, Tigre, Paraná y Río de La Plata. En líneas generales, los humedales juegan un rol indispensable en los sistemas acuáticos y terrestres, ya que en ellos el tiempo de residencia del agua es mayor, favoreciendo la regulación del excedente hídrico y la recarga de agua subterránea. Asimismo sirven como zonas de almacenamiento de nutrientes, sedimentos y contaminantes, permitiendo el reciclado y transformación de la mayor parte de estos compuestos y en gran medida como zonas de amortiguación y depuración del agua (Montes, 1998).

El área de humedales que comprende el Bajo Delta del Paraná, en zona continental hace parte de esta línea de ecosistemas que se encuentran bajo una fuerte presión antrópica, como consecuencia de estar integrado al Gran Buenos Aires y la influencia que recibe de zonas urbanas, industriales y rurales. Del mismo se extraen materias primas como la madera o arena, los cursos de agua permanentes son empleados para navegación y transporte de carga, es una zona de pesca comercial y deportiva relevante, sirve de abastecimiento de agua potable tanto superficial como subterránea.

Del mismo modo son fuente importante de biodiversidad de flora y fauna, regulan los ciclos hidrológicos y los pulsos hídricos generados durante las temporadas de lluvia y sudestadas, además de almacenar y procesar la materia orgánica e inorgánica que llega procedente de zonas urbanas. Sin embargo y a pesar de lo anterior, en las últimas décadas han soportado el avance de los desarrollos urbanos de tipo privado, que buscan en un primer intento modificar y "*recuperar*" áreas degradadas, que por años han sido ocupadas por grandes cinturones de pobreza en los márgenes de riós y tierras anegadizas adyacentes, principalmente en los partidos de Tigre y Escobar.

El Delta, a partir de la localidad de San Fernando, comprende alrededor de 88.000 hectáreas, de las cuales sólo el 12% es empleado para la conservación de la vida silvestre. En una zona de aproximadamente 15.000 ha se desarrollan actividades agrícolas sustentables y en la zona de transición (62.500 ha) se llevan a cabo actividades agropecuarias intensivas. Esta extensa área desde San Fernando hasta San Isido, pasando por el municipio de Tigre, se puede considerar como una zona de interfase ecológica, en la cual se integran diversos paisajes, características naturales y usos del suelo que modelan un mosaico paisajístico resultante de las acciones naturales y humanas.

De acuerdo a lo planteado por Morello (2000) en este tipo de sistemas o interfases, se atenúan servicios como el suministro de agua potable, energía, disposición de aguas servidas y residuos urbanos. A la vez que se excede la capacidad de absorber dióxido de carbono, retener agua, reciclar compuestos químicos y controlar las poblaciones tanto de animales (vectores) como de plantas (focos de maleza). Incorporando nuevos procesos o acrecentadolos como son el aporte de compuestos inorgánicos e hidrocarburos de alta resiliencia y difícilmente degradables.

Fernandez (2002) ha identificado cinco ecosistemas representativos en el área del delta, estos son: 1.) Praderas de herbáceas altas costituidas por pajonales, carrizales, juncales y praderas mixtas. 2.) Forestaciones de Sauces (*Salix spp*.) y Álamos (*Populus spp*.). 3.) Bosques de albardón, Morello *et al*., (1999), los clasifica como espacios seminaturales o neoecosistemas, producto de la modificación antrópica. 4.) Cursos de agua, entre los que se incluyen ríos, arroyos, canalizaciones, lagunas naturales y artificiales y otras retenciones de agua. 5.) Urbanizaciones en bajos, de las que hacen parte tanto los emprendimiento urbanos de alto poder adquisitivo como los asentamientos irregulares de pobreza. Los procesos de regulación hidrológica, preservación de la biodiversidad, reciclado de nutrientes como parte del suministro y depuración de agua, así como los valores socio – culturales agregados, son los servicios ecológicos más relevantes identificados en la zona de Tigre. En la Tabla 8.2 se resumen los principales servicios que se ven afectados como consecuencia de las transformaciones paisajísticas y la contaminación de los cuerpos de agua.

El proceso de deterioro y perdida de servicios ecológicos en esta zona, empieza con los asentamiento y cinturones de pobreza que ocupan por lo general áreas costeras alrededor de ríos y arroyos, deforestando en un primer momento zonas de pajonales y carrizales, posterior a ello depositan materiales como escombros con el propósito de descecar partes del bañado y ocuparlos con viviendas precarias, a todo lo anterior se suma que ante la imposibilidad de acceder a redes cloacales, aportan volúmenes significativos de aguas servidas a los cuerpos de agua, excediendo la capacidad de estos de autodepuración.

De manera simultánea se lleva a cabo el desarrollo de emprendimientos urbanos de tipo privado, debido al marco de normas municipales que facilitaron el acceso a este tipo de tierras vacantes. Esto conduce a modificaciones en infraestructura vial y fluvial, levantamiento de suelos para la construcción de espejos de agua con el consiguiente cambio en la naturaleza del drenaje, impermeabilizado y descecado de grandes hectáreas de suelo para la consolidación de estos proyectos inmobiliarios y las intervenciones paisajísticas de adecuación final. En la serie de imágenes expuestas (Figura 8.1) se observa como en las ultimas décadas se han perdido alrededor de 200 Km^2 de áreas de bañados y suelos anegadizos en un proceso continuo de ocupación de territorio natural vacante. Esto a su vez significa el aumento en la extracción de recursos energéticos y materias primas, requeridos para soportar el incremento de la densidad poblacional.

Esto influye en la perdida de biodiversidad y alteración de los ciclos de nutrientes que conllevan a la contaminación de fuentes de agua potable y suelos de buena calidad para uso agropecuario sustentable. Afectando de forma directa el balance hídrico por la reducción de la capacidad de retención de agua en el suelo con el subsecuente aumento de las inundaciones ante lluvias intensas, en detrimento de sistemas naturales de amortiguación ambiental y recursos paisajísticos de uso recreativo, exploración e investigación científica.

Tabla 8.2.: Servicios ambientales afectados de acuerdo a las presiones ambientales observadas en el área de estudio.

Servicios Ambientales	Efectos y/o Pérdidas
Servicios de Soporte	**Necesarios en la producción de los ecosistemas** ➢ Alteración del ciclo de nutrientes: Nitrógeno y Fósforo. ➢ Alteraciones en los ciclos biogeoquímicos. ➢ Reducción de la formación de suelos de utilidad agrícola. ➢ Aumento considerable de la producción primaria. ➢ Pérdida de bosques endémicos.
Servicios de Provisión	**Bienes que se pueden obtener y extraer del ecosistema** ➢ Pérdida fuentes de agua potable. ➢ Detrimento fuentes de agua para riego e industrias. ➢ Disminución del tipo y calidad de la pesca de consumo. ➢ Dificultad de extracción maderera sostenible. ➢ Abandono plantaciones de álamos, sauces, eucaliptos. ➢ Pérdida de áreas de producción agropecuaria sostenible.
Servicios de Regulación	**Responsables de mantener los procesos y la dinámica natural** ➢ Pérdida de ecosistemas como humedales y bañados. ➢ Alteración de la estructura ecosistémica. ➢ Excede la capacidad de descomposición de materia orgánica. ➢ Pérdida de capacidad de retención de excedentes hídricos. ➢ Pérdida de suelos aptos para usos recreativos, en infraestructura y conservación de la naturaleza. ➢ Pérdida de la capacidad de dilución de contaminantes. ➢ Alteración de los procesos de autodepuración. ➢ Pérdida de regulación de procesos hidrológicos en inundaciones o sequias. ➢ Alteración de los puntos de recarga de agua subterránea. ➢ Incremento de la incidencia de enfermedades de orden sanitario. ➢ Pérdida de áreas de importancia económica.
Servicios Culturales	**Fuente de beneficios recreativos, estéticos, culturales y científicos** ➢ Pérdida de recursos paisajisticos, de uso recreativo. ➢ Reducción de áreas de exploración y aplicación investigativa. ➢ Privatización de extensas áreas de beneficio público. ➢ Deterioro de áreas naturales de preservación cultural como zonas de pesca y actividades náuticas.

CAPITULO 9.

IX. ESTRATEGIAS DE MANTENIMIENTO Y CONTROL

IX.1. Antecedentes.

A nivel mundial, se han desarrollado a lo largo de los años, múltiples estrategias de recuperación y manejo de cuerpos de agua para uso recreativo, con el empleo de técnicas físicas, mecánicas, químicas y biológicas, de acuerdo a los distintos problemas ambientales que se ejercen en el ecosistema y los efectos que traen consigo. Los estudios más relevantes incluyen el control de floraciones algales (Graham *et al*., 2008, Pan *et al*., 2011, Ramírez, 2000, Chang *et al*., 2012), exceso de macrófitas acuáticas sumergidas y flotantes (Gettys *et al*., 2009, Madsen & Wersal, 2012, Kelly *et al*., 2009, Sondergaard *et al*., 2000), modelos ecológicos (Lytras, 2007, Gal *et al*., 2009, Zhao *et al*., 2013, Human *et al*., 2015 y Burger *et al*., 2008), manejo de lagunas (Pírez *et al*., 2008, Quirós, 2007, Beascoechea *et al*., 2000), directrices y procedimientos de manejo (WHO 2003 – 2006, Wagner *et al*., 2006, Palaniappan *et al*., 2010).

Lytras (2007) ha definido una serie de parámetros que es necesario determinar para estar en capacidad de desarrollar modelos matemáticos que permitan describir y predecir el comportamiento de los ecosistemas acuáticos. A su vez Gal *et al*., (2009) hace énfasis en la necesidad de tener bases científicas sólidas, con el establecimiento de relaciones cuantitativas entre los procesos al interior del lago, responsables de la calidad del agua. Entre los parámetros más relevantes se encuentran la determinación de la geomorfología, la distribución del calor y el oxígeno en la columna de agua, la composición iónica, la concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) así como los micronutrientes.

Al respecto Zhao *et al*., (2013), en una serie de estudios y modelación matemática de la hidrodinámica y calidad del agua en interacción con nutrientes, fitoplancton y macrófitas, ha encontrado que incluso con una reducción de más del 70% en el ingreso de nutrientes al sistema, la concentración de clorofila-*a* sólo se redujo un 50% con escasas modificaciones en la biodiversidad fitoplanctónica. Una de las conclusiones más relevantes de este análisis, es la necesidad de aplicar un manejo integral que incorpore los procesos e impactos que ocurren tanto en la cuenca como los que ocurren al interior de la laguna, con el objetivo de llevar a cabo una restauración exitosa.

Por otra parte, se han llevado a cabo investigaciones en campo para medir los efectos de las macrófitas acuáticas en la restauración de lagunas eutróficas con presencia de floraciones algales, basados en el principio de producción de sustancias alelopáticas de algunas especies de macrófitas enraizadas sumergidas. En esta vía Chang *et al*., (2012) y Pan *et al*., (2011) llevaron a cabo experimentos con el objetivo de medir la capacidad de las sustancias alelopáticas producidas por *Potamogeton crispus* y *Myriophyllum verticillatum* en la inhibición de floraciones algales de cianobacterias, principalmente de la especie *Microcystis aeruginosa*.

Los resultados de estos estudios incluyen el aumento significativo de la transparencia, la reducción de más del 80% en la concentración de nitrógeno y fósforo, así como el descenso de más del 50% de microcistinas en la columna de agua, con el consiguiente aumento de la biodiversidad. No obstante Hilt *et al*., (2008) concluye que el proceso de inhibición de floraciones algales, debido a la liberación de sustancias alelopáticas por macrófitas acuáticas de los géneros *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Elodea*, *Potamogeton*, *Najas* y algunas Carofitas, es uno de los mecanismos que ayudan a clarificar y estabilizar la columna de agua en lagunas someras. Aunque existen dificultades para el empleo efectivo de éstas en la supresión del crecimiento fitoplanctónico y manejo de lagunas eutrófica, como consecuencias de la escasa evidencia *in situ* y la combinación con experimentos que intenten recrear condiciones más realistas.

Beascoechea *et al*., 2000 elaboró un manual de fitodepuración, con el empleo de macrófitas emergentes de la especie *Typha latifolia* sembradas en islas flotantes, para depuración de aguas servidas, con importantes resultados en la reducción del contenido de materia orgánica, nutrientes y aumento de la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua. Con referencia al manejo de plantas acuáticas Gettys *et al*., (2009) y Madsen & Wersal (2012) han elaborado manuales de monitoreo y pautas para el control de las mismas, dadas las importantes pérdidas ecológicas y económicas que generan la propagación de numerosas especies invasoras en los ecosistemas acuáticos.

Por último la Organización Mundial de la Salud (WHO) y el U.S Geological Survey han establecido las directrices de monitoreo y manejo de las condiciones básicas de seguridad en ecosistemas acuáticos de uso recreativo, los mismos incluyen la descripción de los múltiples tipos de riesgos y problemas que se pueden encontrar en estos ecosistemas, elevando recomendaciones tanto para la prevención, como para el manejo y respuesta efectiva frente a problemas identificados.

IX.2. Factores que Influyen en la Intervención.

Para el manejo y control de espejos de agua recreativos, es indispensable la integración de todos los actores involucrados en la intervención y uso de estos ecosistemas acuáticos (Figura 9.1). Para ello hay que tener en cuenta varios frentes de trabajo:

1. Aplicación y regulación de la legislación ambiental vigente, en procura de establecer normas básicas de convivencia y preservación del medio ambiente de manera sostenible, que permita reducir las presiones sobre éste y reducir los efectos sobre el entorno y los seres humanos..

2. Incorporar elementos de educación ambiental, enfocados en la prevención acerca de la introducción de especies invasoras, disposición adecuada de residuos sólidos y líquidos y la importancia de la conservación de los ecosistemas y los servicios que estos brinda a la sociedad.

3. Identificar todos los impactos que ocurren sobre el ecosistema, su origen y consecuencias a corto y largo plazo.

4. Integrar a todos los actores involucrados y en capacidad de tomar decisiones en la intervención y recuperación de los espejos de agua, entre los más relevantes se encuentran: constructoras, consorcio administrativo, copropietarios y empresas externas contratadas para el manejo de las lagunas e intervenciones paisajísticas.

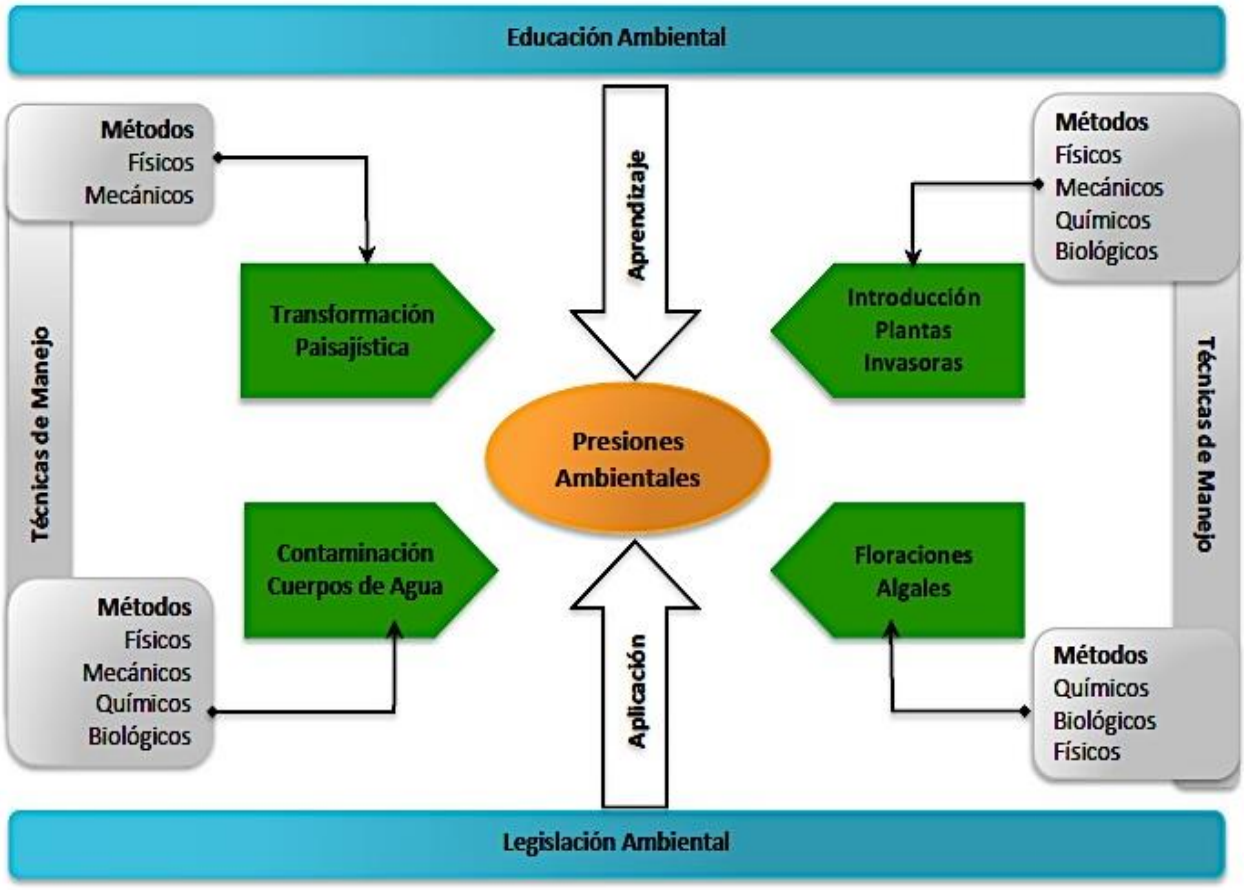


Figura 9.1.: Principales técnicas de manejo aplicadas sobre las presiones ambientales más importantes, identificadas en los ecosistemas acuáticos.

IX.3. Recomendaciones de Manejo y Recuperación.

El conocimiento en detalle de los procesos físico – químicos y biológicos que regulan y tienen lugar en los ecosistemas acuáticos, es indispensable para la elaboración y aplicación de modelos y técnicas de manejo, tendientes a la restauración ecológica de estos sistemas alterados o en vías de degradación. Es por ello que un diagnostico inicial y el monitoreo periódico de la laguna, es fundamental para la correcta toma de decisiones y acciones de manejo.

A menudo el diseño y construcción de espejos de agua en urbanizaciones privadas va en contraposición a los requerimientos mínimos de oxigenación e hidrodinámica. A esto se suman los problemas iniciales que generan la decapitación del suelo sobre los márgenes de costa, la mezcla de tierra y agua durante el llenado de la cubeta, la ausencia total de cobertura vegetal terrestre y acuática, el empleo excesivo de fertilizantes químicos en jardines, así como errores en el diseño de redes cloacales y receptores pluviales.

Todo lo anterior genera alteraciones en el estado trófico de lagunas ya consolidadas, así como elevadas fluctuaciones a nivel físico – químico y biológico, en detrimento de las adecuadas condiciones ecológicas y estéticas del ecosistema, con la consiguiente problemática a nivel sanitario y pérdida de recursos de gran valor paisajístico, recreativo y económico.

En la Tabla 9.1 se presenta un resumen de las tres principales técnicas de trabajo, por una parte se emplean técnicas de tipo físico – mecánico a gran escala y que por lo general abarcan la superficie total del cuerpo de agua y el entorno. Técnicas de tipo químico de uso recurrente y cuya aplicación se realiza en zonas específicas de la laguna. Por último técnicas biológicas menos frecuentes, que incluyen a menudo la introducción de organismos con funciones ecológicas específicas (herbivoría, detritívoros, planctófagos) siendo más sostenibles en el tiempo. A continuación se describen las técnicas más relevantes y se elevan algunas recomendaciones de manejo y control

Tabla 9.1.: Resumen de las técnicas de manejo aplicadas en ecosistemas acuáticos de uso recreativo.

	Agua	Sedimentos	Vegetación	Vectores
Físicas Mecánicas	Es frecuente la instalación de Bombas de oxigenación	Dados sus altos costos y logística no es frecuente el dragado de sedimentos	Es común la poda, instalación de barreras físicas y el empleo de bote cosechador	Predomina el control del entorno, manejo de residuos sólidos y poda de vegetación
Químicas	Predomina el uso de alguicidas como el sulfato de cobre por su bajo costo	Es habitual el empleo de sulfato de aluminio para el manejo temporal de la turbidez	En focos de maleza se usan herbicidas de contacto y/o sistémicos	Es habitual la aplicación de insecticidas para el control de larvas
Biológicas	Introducción de vegetación acuática, peces y microorganismos, es una práctica menos frecuente, en algunos casos de bajo costo y sostenible en el tiempo			

IX.3.1. Manejo de las Características del Agua.

Los problemas más comunes que presenta la masa de agua y que son objeto de control y manejo son:

1. **Turbidez** (permanente o temporal): Puede ser consecuencia de un elevado contenido de material particulado en suspensión, materia orgánica y fitoplancton.

Técnicas de Manejo.

- Dilución por recambio de agua.
- Aplicación de floculantes como el sulfato de aluminio (No se recomienda su uso).
- Alguicidas como el sulfato de cobre (No se recomienda su uso).
- En casos ocasionales, mediante siembra de macrófitas sumergidas (*Nitella sp*., *Chara sp*., *Myriophyllum aquaticum*, *Potamogeton pusilum*).

2. **Eutrofización**: Causado por el aporte constante de residuos de fertilizantes (N-P-K) aplicados en jardines, campos de polo y golf o el Ingreso de aguas servidas sin depuración.

Técnicas de Manejo.

- Obras de recuperación de suelo y protección del talud mediante la incorporación de barreras.
- Instalación de cobertura vegetal de amortiguación que permitan retener, fijar y filtrar compuestos externos, con especies como: *Typha latifolia*; *Schoenoplectus californicus*, *Pontederia cordata* y especies acuáticas nativas.
- Elevar recomendaciones de corrección de obras para el adecuado manejo de aguas negras y transporte de efluentes domésticos por redes cloacales, en caso de detectar filtraciones.
- Oxigenación por bombeo, en caso de hipoxia – anoxia.

3. **Contaminación por herbicidas o plaguicidas**: Debido al manejo inadecuado de estos productos.

Técnicas de Manejo.

- Identificación de productos empleados, regulación y control de normas de manejo y seguridad de agroquímicos, determinación de dosis mínimas óptimas o restricción de uso.
- Dilución y recambio parcial de agua por bombeo.
- Tratamiento inmediato mediante retención y confinamiento con barreras deflectoras.
- Extracción por bombeo, disposición en tanques y posterior eliminación como residuo especial.
- Tratamiento biológico mediante la incorporación de especies con capacidad para degradar hidrocarburos de bajo y medio peso molecular.

IX.3.2. Manejo de Sedimentos.

A nivel general los sedimentos no son objeto de mantenimiento o control frecuente y su manejo se da en casos muy específicos, las acciones que se realizan tanto en el agua como en las márgenes de costa, inciden de manera directa o indirecta sobre estos.

1. **Exceso de materia orgánica**: Su origen puede ser por el aporte de aguas servidas sin depuración, alteración de la cobertura vegetal sumergida, emergente o flotante, con el consecuente deposito de biomasa de origen vegetal en el fondo y en menor medida muerte de fauna acuática.

2. **Anoxia**: Consecuencia directa de la eutrofización, ocurrencia de floraciones algales o exceso de material en proceso de degradación (oxido – reducción).

3. **Colmatación**: Pérdida de profundidad por acumulación de material sólido en el sedimento, como consecuencia del aporte de materia orgánica.

Técnicas de Manejo:

- Reducción de la erosión en costas mediante la siembra de plantas acuáticas palustres.
- Protección física del talud con barreras cuando la morfología de la cubeta lo permite.
- Tratamiento de lodos mediante dragado.
- Manejo de la cobertura de plantas acúaticas sumergidas.

IX.3.3. Control de Vegetación Acuática.

Las plantas acuáticas juegan un rol importante en los sistemas acuáticos, cumpliendo funciones ecológicas diversas y de gran importancia. La aplicación de medidas de contingencia, tienden a corregir el crecimiento indiscriminado, aumento de follaje y aparición de focos de malezas, que causan un impacto negativo sobre el ecosistema por:

1. **Pérdida del espejo de agua**: Crecimiento acelerado de especies flotantes (*Azolla filiculoides*, *Lemna minor*, *Pistia stratiotes*, *Eichornia crassipes*, *Salvinia auriculata*) que pueden provocar migración y/o sustitución de especies nativas de alto valor ecológico; aumento de materia orgánica por acumulación de biomasa; reducción de la luz en la columna de agua y anoxia.

2. **Colmatación**: Exceso de macrófitas sumergidas, principalmente de las especies (*Potamogeton illinoensis*, *Myriophyllum aquaticum*, *Elodea sp*., *Nitella sp*. y *Chara sp*.). Propagación descontrolada de plantas emergentes como las totoras (*Typha spp*.) o Juncos (*Schoenoplectus californicus*)

3. **Desarrollo de vectores**: La formación de focos de maleza y estancamiento de la masa de agua, genera hábitats propicios para el desarrollo de especies que son huésped de vectores, como insectos, moluscos y roedores asociados al follaje de las plantas.

Técnicas de Manejo:

- **Vegetación lacustre:** Poda manual de vegetación terrestre y palustre en exceso, remoción de exceso de follaje y plantas senescentes. Eliminación de focos de maleza identificados, principalmente de especies exóticas introducidas sin ningún valor ecológico particular. Es frecuente el empleo de reguladores de crecimiento vegetal (e.g. Reglone) según sea el caso evaluado, aplicando las dosis óptimas recomendadas, bajo estrictas normas de seguridad e higiene. No obstante es recomendable efectuar el control mecánico (poda y cosecha), por lo que se desaconseja la aplicación de agroquímicos.

- **Vegetación acuática flotante:** Remoción de plantas senescentes y en exceso sobre el espejo de agua. Aislamiento mediante barreras físicas y extracción con redes aptas a este fin. No se aconseja la aplicación de reguladores de crecimiento o cualquier tipo de agroquímico, dados los perjuicios que esto trae para el ecosistema.

- **Vegetación acuática sumergida:** Reducción de cobertura y plantas senescentes con el uso de bote cosechador. Si bien es frecuente la aplicación de reguladores de crecimiento sistémicos, independiente del volumen aplicado, no es una práctica recomendable dados los altos riesgos sanitarios que conlleva y la contaminación progresiva del ecosistema por acumulación de residuos en el sedimento.

IX.3.4. Floraciones Algales.

A pesar de las dificultades operativas que representa este factor y que es consecuencia de un manejo inadecuado del ecosistema, que conduce a su eutroficación, el primer paso, posterior al diagnóstico del estado trófico es intentar reducir los ingresos externos de nutrientes que contribuyen al crecimiento de las algas.

Técnicas de Manejo:

- Adecuación de redes cloacales, elevar recomendación de obras para el adecuado manejo de aguas negras y transporte de efluentes domésticos.
- Reducción y aplicación adecuada de fertilizantes químicos.
- Instalación de aireadores que oxigenen adecuadamente los estratos inferiores de la columna de agua.
- Aplicación de compuestos químicos autorizados, bajo estrictas normas de seguridad e higiene, con estimación de dosis óptima que no altere la vida de fauna y flora en el sistema.
- Instalación de cobertura vegetal de amortiguación que permitan retener, fijar y filtrar compuestos externos, con especies como: *Typha latifolia* y *Schoenoplectus californicus*.
- Introducción de peces nativos, herbívoros ó filtradores de fitoplancton.

IX.3.5. Cianobacterias Potencialmente Tóxicas.

Es necesario comprender que el manejo de las floraciones de cianobacterias debe ser parte en el diseño y aplicación de planes integrales de gestión de los espejos de agua de uso recreativo. En los cuales se debe intervenir para prevenir, mitigar y remediar los efectos adversos de los desarrollos masivos de cianobacterias.

Acciones de prevención o mitigación:

- Aireación del estrato inferior de la laguna, mediante el uso de bombas de aireación que permitan la oxigenación de los estratos inferiores y el desplazamiento de las cianobacterias por debajo de la zona eufótica, limitando la disponibilidad de luz y generando competencia por nutrientes.
- Dragado o recubrimiento del fondo con arcilla o arena para suprimir la solubilización del fósforo, el dragado se realiza con el fin de remover el sedimento rico en fósforo.
- Aumento de la cobertura vegetal subacuática arraigada con el fin de generar competencia por nutrientes, recubrir el sedimento evitando la re-suspensión de material particulado y solubilización del fósforo, oxigenar la masa de agua y servir de hábitat a especies ícticas.
- Instalación de barreras de contención que impidan la dispersión de las floraciones en el espejo de agua.
- Impedir la aplicación de alguicidas, ya que la liberación de toxinas esta asociado a la muerte celular en las colonias de cianobacterias.

IX.3.6. Control de Vectores.

A continuación se presentan algunas generalidades sobre la clasificación e identificación de vectores. En general, los vectores de régimen urbano se pueden clasificar como:

- **Salud Pública**: Cuando son habituales transmisores de enfermedades y/o portadores de microorganismos patógenos: (roedores, moscas, mosquitos, cucarachas, pulgas) o cuando son parásitos internos o externos de los seres humanos (*Escherichia coli*, *Pseudomonas*)
- **Industriales**: Presentes en productos almacenados o actividades agrícolas como producción de alimentos o comunes de jardines y zonas verdes.
- **Circunstanciales**: Murciélagos, palomas, arañas, escorpiones, víboras y fauna salvaje de ecosistemas naturales o rurales, que coincide con áreas urbanas, como en el caso de los emprendimientos urbanos.

Entre los vectores y plagas se pueden identificar diversos organismos que habitan en la vegetación terrestre y acuática susceptibles de ser transmisores de enfermedades o causar daños en la flora ornamental.

Estrategias de Manejo y Control.

1. Control del Entorno.

Es esta etapa, quizás la que resulta de mayor importancia y que eventualmente puede permitir la reducción en la aplicación de plaguicidas y herbicidas. Una vez efectuado el monitoreo e identificados los lugares susceptibles de hospedar vectores, se hace necesario el control del entorno, mediante acciones mecánicas y biológicas.

- Poda de exceso de vegetación lacustre, eliminación de focos de maleza y manejo adecuado de los desechos (residuos de poda) se deben eliminar de forma adecuada para evitar que los huevecillos de mosca hagan eclosión.
- Reducción de vegetación subacuática emergente y en exceso principalmente en margen litoral y zonas de estancamiento del agua.
- Manejo adecuado y disposición final de residuos sólidos urbanos.
- Introducción de especies ícticas que se alimenten de huevos y larvas de moscas y mosquitos.

2. Tratamiento Químico.

Existe gran variedad de referencias para el uso de insecticidas en general, tipo de compuestos, graduación, espectro de uso, periodos de aplicación y estrategias ante la resistencia a cada formulación. Sin embargo no es el propósito de este documento proveer un listado de todos los insecticidas que actualmente son aplicados en el control de vectores. Pero si el proponer y elevar recomendaciones en el tratamiento de plagas y vectores. Al respecto, se proponen las siguientes recomendaciones:

- Limitar la aplicación de insecticidas sólo en las áreas identificadas con mayor concentración de vectores, en los periodos estaciónales de ocurrencia de picos poblacionales de moscas y mosquitos.
- Preponderar el monitoreo, control biológico y mecánico como medidas preventivas para reducir el uso de métodos químicos.
- Reemplazar insecticidas residuales por compuestos biológicos que no dejen residuos y se degraden fácilmente, sin contaminar la masa de agua.
- Elegir preferiblemente compuestos que permitan eliminar sólo hembras o larvas en el agua.
- Generar rotación anual entre productos para evitar resistencia a los compuestos.

IX.3.7. Coliformes Fecales.

Una de las mayores fuentes de contaminación del agua se da por la introducción y presencia de microorganismos patogénicos: Bacterias, Protozoos y Virus. Estos organismos constituyen uno de los principales problemas para la salud pública a nivel global. El mayor riesgo de la contaminación con microorganismos patógenos, es el consumo de agua contaminada con heces fecales. Los cuales generan graves problemas sanitarios, entre las enfermedades se incluyen infecciones gastrointestinales, encefalitis amebiana, meningitis e incluso la muerte. El grupo de coliformes totales incluye varios géneros de bacterias que se encuentran principalmente en el intestino de humanos y animales de sangre caliente. Aunque no todos son de origen fecal. En condiciones adecuadas, pueden multiplicarse en presencia de materia orgánica, algunas especies están asociadas a material vegetal y el sustrato.

Entre los coliformes totales se encuentran cuatro géneros de la familia Enterobacteriaceae: *Escherichia, Klebsiella, Citrobacter y Enterobacter*. De estos organismos, sólo *Escherichia coli* se encuentra exclusivamente en heces, constituyendo casi el 97% de las especies de coliformes en las heces humanas, *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter* aportan el porcentaje restante. El género *Klebsiella* no es un buen indicador de contaminación fecal pues podría estar presente en niveles elevados en residuos industriales, por ejemplo de plantas de producción de pulpa de papel y plantas procesadoras de alimentos.

Manejo y Control

Es necesario adecuar un plan de manejo y control para los casos en los cuales se haya determinado la presencia de microorganismos patogénicos, con el objeto de disminuir su densidad en la columna de agua y sedimentos. El manejo integrado es el mejor método para controlar y erradicar la presencia de estos microorganismos patógenos, incluyendo el monitoreo, control del entorno y tratamiento biológico.

La Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación, ha establecido límites estándar para la presencia de Coliformes Fecales y *Escherichia coli*, de acuerdo con los parámetros determinados por el US – EPA como medida para clasificar cuerpos de agua de uso recreativo de contacto primario o secundario. Los análisis bacteriológicos que determinan la presencia de coliformes fecales constituyen el mejor indicador de contaminación en el agua por materia de origen fecal, siendo *Escherichia coli* la especie predominante.

Control del Entorno y Tratamiento Biológico

Es esta etapa, quizás la que resulta de mayor importancia y que eventualmente puede permitir la erradicación de microorganismos patogénicos. Una vez efectuado el monitoreo y análisis bacteriológico, se hace necesario el control del entorno, mediante acciones mecánicas y biológicas.

- Determinación de posibles filtraciones desde la red cloacal al cuerpo de agua.
- Corrección de fallas en la infraestructura, de ser esto posible.
- Aumento de la cobertura vegetal subacuática arraigada.
- Instalación de zonas verdes de amortiguación que permitan degradar la materia orgánica de forma eficiente, con especies como: *Typha latifolia*; *Schoenoplectus californicus* y *Pontederia cordata*.
- Oxigenación de la masa de agua y sedimentos mediante bombas de aireación.
- Introducción de microorganismos con capacidad de degradar la materia orgánica.

No obstante, este tipo de introducción requiere de estudios previos de impacto sobre las especies nativas y análisis posteriores sobre el efecto a nivel metabólico en el sedimento y columna de agua, así como las alteraciones en diferente grado a nivel bacteriológico, micótico, en flora y fauna nativa en general.

Por lo que su uso se debería restringir a sistemas cerrados en los cuales se pueda tener control sobre las variables ambientales y en ningún caso ser empleado en lagunas que presenten retroalimentación con ecosistemas naturales como bañados y arroyos, hasta tanto no se tengan estudios adelantados del impacto que generan.

CONCLUSIONES

Este estudio ha presentado información relevante acerca del estado trófico de nueve lagunas de origen artificial en emprendimientos urbanos ubicados en los municipios de Tigre, Cañuelas y Pinamar. A partir del establecimiento de correlaciones entre parámetros de tipo morfométrico y físico químico, con la composición y estructura del fitoplanctón y el porcentaje de cobertura de macrófitas acúaticas. Asímismo se han elucidado las presiones ambientales que se ejercen sobre estos sistemas y los servicios ecológicos que se ven alterados por acciones de orden antrópico. Por último se enumeran lás técnicas más frecuentes de manejo y recuperación de ecosistemas acuáticos de uso recreativo alterados o en proceso de deterioro.

Los resultados muestran que el área, la profundidad y el desarrollo de línea de costa, son los parámetros morfométricos más relevantes y que influyen en los procesos y comportamiento físico – químico y biológico de estas lagunas, ya que de estos dependen las múltiples respuestas al proceso de eutrofización. Del mismo modo la dinámica del flujo de agua, interpretado como el tiempo de residencia, ha mostrado que en lagunas con elevada concentración de nutrientes, baja diversidad fitoplanctónica y estados eutróficos predomina un mayor tiempo de residencia hidráulica, coincidente con una mayor área, profundidad y un menor aporte de agua subterránea. En tanto que en aquellas lagunas con menor tiempo de residencia del agua, gracias al elevado aporte de agua subterránea, predominó un bajo nivel de estado trófico, al igual que la concentración de nutrientes, acompañado de una mayor diversidad algal y cobertura de macrófitas acuáticas.

Los estados eutrófico e hipereutrófico prevalecen en lagunas urbanas con mayor concentración de nutrientes, se observó que los estados tróficos modulan la estructura de la comunidad fitoplanctónica. El deterioro de la calidad del agua, establece una modificación significativa de la diversidad y riqueza del fitoplancton. Lagunas urbanas con estados eutróficos e hipereutróficos presentaron una diversidad muy baja con dominancia de cianobacterias, en tanto que lagunas rurales con buena calidad del agua (oligotróficas – mesotróficas) presentaron máximos valores de diversidad con escasa dominancia de cianobacterias. Sin embargo no se encontró una relación significativa entre el aumento de los estados tróficos y el incremento de cianobacterias con potencial toxigénico, en parte debido a la falta de muestras en otras estaciones del año con mayor incidencia de estos fenómenos.

Con respecto a la composición y estructura de macrófitas acuáticas, es clara su influencia en los niveles de turbidez, favoreciendo la clarificación de la columna de agua cuando se presenta un porcentaje de cobertura superior al 50%. Del mismo modo el estado trófico determina la presencia de macrófitas sumergidas, lagunas oligotróficas y mesotróficas presentaron un porcentaje de cobertura mayor al 75%. Entretanto, en aquellas lagunas en las cuales las macrofitas estuvieron ausentes predominó el estado eutrófico, siendo coherente con la fuerte correlación negativa hallada entre el porcentaje de cobertura de macrófitas enraizadas sumergidas y los índices de estado trófico.

De lo anterior se infiere que existe una relación entre el porcentaje de macrófitas acuáticas y la biomasa algal, en este sentido a mayor cobertura vegetal, menor concentración de clorofila-*a* con una amplia diversidad fitoplanctónica, esto es apoyado por la correlación negativa encontrada entre estos dos parámetros.

Este estudio también demuestra que los usos del suelo y las presiones ambientales que se ejercen en el entorno o cuenca, así como el aporte de aguas subterránea, influencian el estado trófico de las lagunas. Encontrando que todas las lagunas ubicadas en áreas urbanas presentarón estados eutróficos y las lagunas de zonas plenamente rurales mostraron estados oligotróficos a mesotróficos. Con ello se establece que los procesos y alteraciones en la cuenca de influencia de las lagunas impactan directamente en la calidad del agua de estos ecosistemas acuáticos.

Por último se concluye que es necesario contar con información detallada a nivel espacial y temporal de las condiciones y procesos de tipo físico – químico y biológico, sustentado en un monitoreo integral tanto del cuerpo de agua como de su entorno, para poder estar en capacidad de aplicar medidas de recuperación y restauración exitosas y sostenibles en el tiempo.

BIBLIOGRAFÍA

[1]. **APHA (American Public Health Association), 1998**. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, DC, 113 pp.

[2]. **Arbo, M., Lopez, M., Schinini, A., 2000.** Las plantas acuáticas del macrosistema Iberá. Universidad Nacional Del Nordeste. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas, 5 pp.

[3]. **Beascoechea, M., González, J., Muñoz, J., Fernández D., 2000.** Manual de Fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación. Proyecto Life. Universidad Politécnica de Madrid. 129 pp.

[4]. **Bauer, D., Conde, M., Gómez, N., 2002**. Phytoplankton of a small lowland stream related to water quality and hydraulic discontinuities. Arch. Für Hydrobiol. 153, 421-442 pp.

[5]. **Bourrely, P., 1968.** Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues Jaunes et Brunes. - Editions N. Boubée & Cie, Paris, 438 pp.

[6]. **Bourrely, P., 1970.** Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues Bleues et Rouges. - Editions N. Boubée & Cie, Paris, 512 pp.

[7]. **Bourrely, P., 1972.** Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues Vertes. - Editions N. Boubée & Cie, Paris, 569 pp.

[8]. **Bracaccini, O.I., 1972**. Cuenca del Salado, En Geología Regional Argentina. Ed. Leanza, A.F. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba. 407-417 pp.

[9]. **Cabrera, A., 1971**. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. Vol. XIV, N°12.

[10]. **Canfiel, D., Langeland, K., Linda, S., Haller, W., 1985**. Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. J. Aquat. Plant Manag. 23, 25-28 p.

[11]. **Carlson, R., 1977**. A Trophic State Index for Lakes. Limnology and Oceanography 22:361-369.

[12]. **Carmichael, W., 2001**. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: ''the CyanoHABs''. Hum. Ecol. Risk Assess. 7, 1393–1407 pp.

[13]. **Carper, G., Bachmann, R., 1984**. Wind resuspension of sediments in a prairie lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, 1763-1767 pp.

[14]. **Carvalho, C., Hepp, L., Palma-Silva, C., 2015**. Decomposition of macrophytes in a shallow subtropical lake. Limnologica 53, 1-9 pp.

[15]. **Cavalier Smith, T., 1987.** Eukaryotes with no mitochondria . Nature, London 326: 323-333 pp.

[16]. **Cirujano, S., Medina, L., 2002**. Plantas Acuáticas de las Lagunas y Humedales de Castilla – La Mancha. España. 19–118 pp.

[17]. **Chalar, G., 2009**. The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. Limnologica 39, 200–208 pp.

[18]. **Chang, X., Eigemann, F., Hilt, S., 2012**. Do macrophytes support harmful cyanobacteria? Interactions with a green alga reverse the inhibiting effects of macrophyte allelochemicals on *Microcystis aeruginosa*. Harmful Algae 19, 76-84 pp.

[19]. **Chorus, I., Bartram, J., 1999.** Toxic cyanobacteria in water a guide to their public health consequences monitoring and management. London: E and FN Spon 416 pp.

[20]. **Chow, V.T., Maidment, D., Mays, L.W., 1994**. Hidrología Aplicada. McGraw – Hill Interamericana, 577 pp.

[21]. **Cook C.K.K., 1974.** Water Plants of the World. Dr. W.Junk b.v., Pub., The Hague. 561 pp.

[22]. **Cook C.D.K. & Urmi-Köning K., 1983.** A revision of the genus Limnobium including Hydromystria (Hydrocharitaceae). Aquatic Bot. 17: 1-28 pp.

[23]. **Cook C.D.K. & Urmi-Köning K., 1984.** A revision of the genus Egeria (Hydrocharitaceae). Aquatic Bot. 19: 73-96 pp.

[24]. **Dangavs, N., 1976**. Descripción Sistemática de los Parámetros Morfométricos Considerados en las Lagunas Pampásicas. Limnobios, Vol. 1, Fasc. 2.

[25]. **Davis, T., Blasco, D., Carbonell, M., 1996**. Manual de la convención Ramsar. Una guía a la convención sobre los Humedales de Importancia Internacional. Oficina de la Convención de Ramsar, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, España, 211 pp.

[26]. **Den Hartog, C. & S. Segal., 1964.** A new classification of the water-plants communities. Acta Botanica Neerlandica , 13: 367-393 pp.

[27]. **Desikachary, T., 1950.** Cyanophyta. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, 686 p.

[28]. **Dodds, W., Whiles, M., 2010**. Freshwater Ecology. 2º ed. Cap. 8, 144–150 pp.

[29]. **Evangelista, V., Barsanti, L., Frassanito, A., Passarelli, V., Gualtieri, P., 2007.** Algal toxins: Nature, Ocurrence, Effect and Detection. The NATO Science for peace and security programme. CNR Institute of Biophysics. Pisa, Italy. 398 pp.

[30]. **Fernández, L., 2002.** Los servicios ecológicos que brindan los humedales. El caso de Tigre, provincia de Buenos Aires. Tesis de la licenciatura en Ecología Urbana. Instituto del Conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento.

[31]. **Frazier, S., 1999**. Visión General de los Sitios Ramsar. Wetlands International. 42 pp.

[32]. **Gal, G., Hipsey, M., Parparova, A., Wagner, U., Makler, V., Zohary, T., 2009.** Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake Kinneret as a case study. Ecological Modelling 220. 1697–1718 pp.

[33]. **Gettys, L., Haller, W., Bellaud, M., 2009.** Biology and control of aquatic plants: a best management practices handbook. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, M.G.A. 210 p.

[34]. **Giannuzzi, L., Carvajal, G., Corradini,M. G., Araujo Andrade, C., Echenique, R., & Andrinolo, D., 2012.** Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in Rio de la Plata Estuary, Argentina: field study and data analysis. J. Toxicol. 238 pp.

[35]. **Gorman, M., Zimmer, K., Herwig, B., Hanson, M., Wright, R., Vaughn, S., Younk, J., 2014**. Relative importance of phosphorus, fish biomass, and watershed land use as drivers of phytoplankton abundance is shallow lakes. Science of the Total Environmental 466-467, 849-855 pp.

[36]. **Graham, J.L., Loftin, K.A., Ziegler, A.C., and Meyer, M.T., 2008**. Guidelines for design and sampling for cyanobacterial toxin and taste-and-odor studies in lakes and reservoirs: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008–5038, 39 pp.

[37]. **Graham, L., Graham, J., Wilcox, L., 2009**. Algae, second ed. Benjamin Cumming (Pearson), San Francisco, CA.

[38]. **Guarrera, S. A., Cabrera, S. M., López, F. & Tell, G., 1968.** Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires I. Area de la pampa deprimida. - Rev. Mus. La Plata, Sec. Bot. X 49: 223- 331 pp.

[39]. **Guarrera, S. A., Malacalza, L. & López, F., 1972.** Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires II. Complejo lagunar Salada Grande; Encadenadas del Oeste y Encadenadas del Sur. - Rev. Mus. La Plata, Sec. Bot. XII 67: 161-219 pp.

[40]. **Guiry, M.D. & Guiry, G.M., 2017.** *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org.

[41]. **Habib, A., Tippett, R., Murphy, K., 2010.** Seasonal changes in phytoplankton community structure in relation to physico–chemical factors in Loch Lomond, Scotland. Hydrobiologica 350, 63-79 pp.

[42]. **Havens, K. E., 2008.** Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs. New York, Springer. 733-747p.

[43]. **Heiskary, S., Wilson, C., 2005**. Minnesota Lake Water Quality Assessment Report: Developing Nutrient Criteria. Third ed. Minnesota Pollution Control Agency, St. Paul, MN.

[44]. **Hilt, S., Gross, E., 2008**. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes?. Basic and Applied Ecology 9, 422–432 pp.

[45]. **Hu, Z., Guo, L., Liu, T., Chuai, X., Chen, Q., Shi, F., Jiang, L., Yang, L., 2014**. Uniformisation of phytoplankton chlorophyll *a* and macrophyte biomass to characterise the potential trophic state of shallow lakes. Ecological Indicators 37, 1-9 pp.

[46]. **Huber-Pestalozzi, G., 1955.** Die Binnengewasser. Das Phytoplankton des Süβwassers, 16 (4). - E. Schweizerbart' sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1135 pp.

[47]. **Hudnell, H., 2008.** Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs. Springer Science and Business Media, Vol. 619, 885 pp.

[48]. **Human, L., Snow, G., Adams, J., Bate, G., Yang, S., 2015**. The role of submerged macrophytes and macroalgae in nutrient cycling: A budget approach. Estarine, Coastal and Shelf Science 154, 169-178 pp.

[49]. **Hustedt, F., 1930.** Bacillariophyta (Diatomeae) In: Die Süiwasserflora Mitteleuropas, vol. 10. Ed. A. Pascher, Jena, 465 pp.

[50]. **INTA., 1990.** Atlas de suelos de la República Argentina. Tomo I y II. G.N. Moscatelli (ed.). SAGyP-INTA. Proyecto PNUD Argentina 85/019, Buenos Aires.

[51]. **INTA., 1988**. Cartas de Suelos de la República Argentina. SAGyP, INTA, Proyecto PNUD ARG 85/019.

[52]. **Janssen, A., Teurlincx, S., An, S., Janse, J., Paerl, H., Mooij, W., 2014**. Alternative stable states in large shallow lakes?. Journal of Great Lakes Research 40, 813-826 pp.

[53]. **Jeppesen, E., Jensen, J., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L., Jensen, L., 1997**. Top – down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/434, 151-164 pp.

[54]. **Jones, J., Eaton, J., Hardwick, K., 2000**. The influence of periphyton on boundary layer conditions: a pH microolectrode investigation. Aquatic Botany. 67, 191-206 pp.

[55]. **Kelly, J., and Maguire, C.M., 2009.** Azolla filiculoides Invasive Species Action Plan. Prepared for NIEA and NPWS as part of Invasive Species Ireland.

[56]. **Kissoon, T., Jacob, D., Hanson, M., Herwig, B., Bowe, S., Otte, M., 2013**. Macrophytes in shallow lakes: Relationships with water, sediment and watershed characteristics. Aquatic Botany 109, 39–48 pp.

[57]. **Komarek, J. & Anagnostidis, K., 1999.** Süβwasserflora von Mitteleuropa, Cyanoprokaryota 2: Oscillatoriales. - Gustav Fischer, Stuttgart.

[58]. **Komarek, J & Fott, B., 1983.** Das Phytoplankton des SüBwassers 7 (1). - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1044 pp.

[59]. **Kosten, S., Lacerot, G., Jeppesen, E., Motta, D., Van Nes, E., Mazzeo, N., Scheffer, M., 2009**. Effects of submerged vegetation on water clarity across climates. Ecosystems 12, 1117-1129 pp.

[60]. **Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1986.** SUBwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 1: Naviculaceae. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 876 pp.

[61]. **Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1988.** SiBwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 2: Bacillariaceae, Epthemiaceae, Surirellaceae. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 596 pp.

[62]. **Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1991 a.** SüBwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 576 pp.

[63]. **Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1991 b.** SüBwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 4: Achnanthaceae, Literaturverzeichnis. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 437 pp.

[64]. **Liu, C., Liu, L., Shen, H., 2010**. Seasonal variations of phytoplankton community structure in relation to physic-chemical factors in Lake Baiyangdian, China. Procedia Environmental Science 2, 1622-1631 pp.

[65]. **Lorenzo, F., Paladino, J., Lorenzi, C., 2006.** Evaluación de Impacto Ambiental. Proyecto Paseo Costero de Pinamar.

[66]. **Lund, J. W. G., Kipling, C. & Le Cren, E. D., 1958**. The Inverted Microscope Method of Estimating Algal Numbers and the Statistical Basis of Estimations by Counting. Hydrobiologia 11, 143-170 pp.

[67]. **Lv, J., Wu, H., Chen M., 2011**. Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. Limnologica 41, 48–56 pp.

[68]. **Lytras, E., 2007.** Developing models for lake management. Desalination 213, 129–134 pp.

[69]. **Madsen, J. D., Wersal, R. M., 2012.** A Review of Aquatic Plant Monitoring and Assessment Methods. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, 24 pp.

[70]. **Metodología Para El Establecimiento Del Estado Ecológico., 2004.** Según La Directiva Marco Del Agua En La Confederación Hidrográfica Del Ebro. Protocolos de muestreo y análisis para Macrófitos. Cap.3, 119 pp.

[71]. **Mircovich, I., Almonacid, R., Paladino, J., Cirio, G., Aguerre, G., 2015**. Estudio De Impacto Ambiental (EsIA). Proyecto : "Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales de la localidad de Pinamar". Municipalidad de Pinamar, Cooperativa de Agua y Luz de Pinamar Limitada, Provincia de Buenos Aires**.**

[72]. **Moss B *et al*., (48 autores más)., 2003**. The determination of ecological status in shallow lakes a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems 13, 507-549 pp.

[73]. **Murillo, P., 1991.** Identificación De Las Especies Ibéricas Y Baleáricas Del Género *Potamogeton* L. En Estado Vegetativo. Limnética 7, 71-82 pp.

[74]. **Organization for Economic Cooperation and Development (OECD)., 1982**. Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control. OECD, Paris, France.

[75]. **Orth, J., Van Montfrans, J., 1984**. Epiphyte – seagrass relationships with an emphasis on the role of micrograzing: a review. Aquat. Bot. 18, 43-69 pp.

[76]. **Paerl, W., Fulton, S., Moisander, H., Dyble, J., 2001**. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacterial. Sci. World 1, 76-113 pp.

[77]. **Palaniappan, M., Gleick, P., Allen, L., Cohen, M., Smith, J., Smith, C., Ross, N., 2010.** Clearing the Water. A focus on wáter quality solutions. United Nations Environment Programme. Pacific Institute. Nairobi, Kenya.

[78]. **Pan, G., Yang, B., Wang, D., Chen, H., Tian, B., Zhang, M., Yuan, X., Chen, J., 2011**. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils. Ecological Engineering 37, 302-308 pp.

[79]. **Parker, G., y R. A. Violante., 1989.** Geología del Frente de costa y plataforma interior entre Pinamar y Mar del Ajó. Acta Oceanográfica Argentina 3 (1): 57-91. Pasteur. Buenos Aires, 103-199 pp.

[80]. **Parker, G., R:A. Violante, M. Paterlini, P. Costa., S. Marcolini, S., J.L. Cavalloto, A. de León, y Cannilla., 1999**. Descripción Geológica de la terraza Rioplatense (Plataforma interior norbonaerese-Mapa Geológico-Submarino, 1:500.000). Buenos Aires, Boletín N 273.

[81]. **Patrick, R. & Reimer, C. W., 1966.** The Diatom of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Vol. I N° 13: 668 pp.

[82]. **Patrick, R. & Reimer, C. W., 1975.** The Diatom of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. - Academy of Natural Sciences of Philadelphia Vol.II.,Nº13:213 pp.

[83]. **Pereyra, F., 2004.** Geología urbana del área metropolitana bonaerense y su influencia en la problemática ambiental. Revista de la Asociación Geológica Argentina 59, 394-410 pp.

[84]. **Perruche, C., Rivière, P., Pondaven, P., Carton, X., 2010**. Phytoplankton competition and coexistence: Intrinsic ecosystem dynamics and impact of vertical mixing. Journal of Marine Systems 81, 99-111 pp.

[85]. **Quinn, F., Sellinger, C., 2006.** A reconstruction of Lake Michigan-Huron water levels derived from tree ring chronologies for the period 1600-1961. J. Great Lakes Res. 32, 29-39 pp.

[86]. **Quirós, R., 2005.** La Ecología de las Lagunas de Las Pampas. Investigación y Ciencia. Madrid, España.

[87]. **Quirós, R., Boveri, C., Petracchi, A., Rennella, J., Rosso, A., Sosnovsky, H, von Bernard., 2005.** Los Efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Rede EUTROSUL, PROSUL, Sao Carlos, Brasil.

[88]. **Quirós, R., 2007.** Manejo y Recuperación de Lagos Urbanos. Documento de Trabajo del Área de Sistemas de Producción Acuática Nº6. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

[89]. **Ramirez, J. J., 2000.** Fitoplancton de Agua Dulce: Aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios. Editorial Universidad de Antioquia. Medellin, Colombia. 207 pp.

[90]. **Ramos, V., 1999.** Las provincias geológicas argentinas. En R. Caminos (ed.) Geología Argentina. SEGEMAR, Anales 29, 41-97 pp.

[91]. **Reynolds C. S., 2006**. The Ecology of Phytoplankton, ecology, biodiversity and conservation. Cambridge University Press.

[92]. **Ríos, D., Pírez, P., 2008.** Urbanizaciones cerradas en áreas inundables del municipio de Tigre: ¿producción de espacio urbano de alta calidad ambiental?. Santiago de Chile. Revista eure Vol. XXXIV, Nº 101, 99-119 pp.

[93]. **Sala, M., González N., Kruse E., 1983**. Generalización hidrológica de la Provincia de Buenos Aires. En: M. C. Fuschini Mejía. Hidrología de las Grandes Llanuras. Actas del Coloquio de Olavaria. UNESCO, Argentina. 973-1009 pp.

[94]. **Sala J. y Auge M., 1969.** Algunas características geohidrológicas del nordeste de la Pcia. De Buenos Aires. Actas 4a Jornadas Geológicas Argentinas. Buenos Aires.

[95]. **Sakamoto, M., 1966**. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62, 1-28 pp.

[96]. **Sarubbi, A., Pittau, M., Menéndez, A., 2006.** Delta Del Paraná: Avance Del Frente e Incremento Areal. Proyecto "Simulación Y Predicción del Crecimiento del Frente del Delta del Río Paraná". Instituto Nacional Del Agua Subsecretaría De Recursos Hídricos Secretaría de Obras y Servicios Públicos República Argentina.

[97]. **Schnack, J., De Francesco, O., Colado, U., Novoa, M., Schnack E., 2000**. Humedales Antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. Asociación Argentina de Ecología. Ecología Austral 10, 63-80 pp.

[98]. **Scheffer, M., 2004**. Ecology of shallow lakes. In: Usher, M,B., DeAngelis, D. L.,Manly, B.F.J. (Eds.), Population and Community Biology Series, 202. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

[99]. **Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J., Folkes, C., Walker, B., 2001**. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413, 591-596 pp.

[100]. **Scheffer, M., Hosper, S., Meijer, M., Moss, B., Jeppesen, E., 1993**. Alternative Equilibria in Shallow Lakes. Trends in Ecology and Evolution. Vol. 8, Nº 8, 275-279 pp.

[101]. **Scheffer, M., Van Nes, E., 2007**. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. Hydrobiologia 584, 455-466 pp.

[102]. **Sfriso, A., Facca, C., Bon, D., Giovannone, F., Buosi, A., 2014**. Using phytoplankton and macrophytes to assess the trophic and ecological status of some Italian transitional systems. Continental Shelf Research 81, 88–98 pp.

[103]. **Secretaría de la Convención de Ramsar., 2010.** Evaluación del impacto: Directrices sobre evaluación del impacto ambiental y evaluación ambiental estratégica, incluida la diversidad biológica. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 4ª edición, vol. 16. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).

[104]. **Sladecek, V., 1973.** System of water quality from the biological point of view.Arch. Hydrobiol. 7: 1-218 pp.

[105]. **Sivonen, K. & G. Jones., 1999.** Cyanobacterial toxins. En: Toxic cyanobacteria in water; A guide to their public health consequences, monitoring and management. I. Chorus and J. Bartram (Eds.) London, Chapman and Hall: 41-111 pp.

[106]. **Skorupka, C., Colombo, J., 2011**. Química Ambiental – apuntes de clase. Laboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica. FCNyM – UNLP.

[107]. **Smith, V.H., 1982**. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. Limnol. Oceanogr. 27, 1101-1112 pp.

[108]. **Strickland, J., Parson, T., 1972**. A practical handbook of seawater analysis. Bulletin of Fishing Research Bd. Can. (2nd ed) 167 pp.

[109]. **Søndergaard, M., Bruun, L., Lauridsen, T., Jeppesen, E., Madsen, V., 1996**. The impact of grazing waterfowl on submerged macrophytes: in situ experiments in a shallow eutrophic lake. Aquat. Bot. 53, 73–84 pp.

[110]. **Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Lauridsen, T., 2000.** Lake restoration in Denmark Lakes & Reservoirs: Research and Management. 5: 151-159 pp.

[111]. **Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J., 2005**. Pond or Lake: Does it Make any Difference?. Archiv. Für Hydrobiologie 162, 143-165 pp.

[112]. **Søndergaard, M., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L., Jørgensen, T.B., Liboriussen, L.,Jeppesen, E., 2010**. Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. Freshwater Biol. 55, 893-908 pp.

[113]. **Spiro, T., Stigliani, W., 2004**. Química Medioambiental. Pearson Ed., Madrid, 524 pp.

[114]. **Suthers, I., Rissik, D., 2009**. Plankton. A guide to their ecology and monitoring for water quality. Ed. CSIRO. 256 pp.

[115]. **Svircev, Z., S. Krstic, M. Miladinov-Mikov, V. Baltic & M. Vidovic., 2009.** Freshwater cyanobacterial blooms and primary liver cancer epidemiological studies in Serbia. Journal of Environmental Science and Health - Part C: Environmental Carcinogenesis & Ecotoxicology Reviews 27: 36-55 pp.

[116]. **Tell, G. & Conforti, V., 1986.** Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. - Bibliotheca Phycologica, Band 75. Ed. J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 301 pp.

[117]. **Ter Braak C.J.F., Smilauer P., 2012**. Canoco reference manual and user´s guide: Software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.

[118]. **UNESCO/WHO/UNEP., 1996.** Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Second Edition, 651 pp.

[119]. **UTERMÖL H., 1958**. Zur Vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen Internationale Vereingung für Limnologie 9, 1-38 pp.

[120]. **UTN., 2010.** Caracterización y Estado Ambiental de Mar de Las Pampas, Partido de Villa Gesell, Provincia de Buenos Aires, República Argentina. Centro de Estudios Mar del Plata, Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires.

[121]. **Van Geest, G., Roozen, F., Coops, H., Roijackers, A., Buijse, E., Scheffer, M., 2003**. Vegetation Abundance in Lowland Flood Plan Lakes Determined by Surface Area, Age and Connectivity. Freswater Biology 48, 440-454 pp.

[122]. **Vollenweider, R.A., and Kerekes, J., 1982**. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. 154 pp.

[123]. **Wantzen, K., Rothhaupt, K., Mörtl, M., Cantonati, M., Tóth, L., Fischer, P., 2008**. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue Hydrobiologia 613, 1-4 pp.

[124]. **Wagner, R.J., Boulger, R.W., Jr., Oblinger, C.J., and Smith, B.A., 2006.** Guidelines and standard procedures for continuous water-quality monitors—Station operation, record computation, and data reporting: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 1–D3, 51 p. + 8 attachments; accessed April 10, 2006, at http://pubs.water.usgs.gov/tm1d3.

[125]. **Wetzel, R., 1981**. Limnología. Ed. Omega. Barcelona, 345 pp.

[126]. **World Health Organization., 2003.** Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and fresh waters, 253 pp.

[127]. **World Health Organization., 2006.** Guidelines for safe recreational water environments. Volume 2, Swimming pools and similar environments, 146 pp.

[128]. **Yacubson, S. 1965.** El fitoplancton de la laguna de Chascomus (Prov. de Buenos Aires) con algunas consideraciones ecológicas. - Rev. Inst. Nac. Invest. Cs. Nat. y Mus. Arg. Cs. Nat., Hidrobiol., 17: 197-267 pp.

[129]. **Zhao, L., Li, Y., Zou, R., He, B., Zhu, X., Liu, Y., Wang, J., Zhu, Y., 2013.** A three-dimensional water quality modeling approach for exploring the eutrophication responses to load reduction scenarios in Lake Yilong (China). Environmental Pollution 177. 13-21 pp.

[130]. **Zhixin Hu, Liyun Guo, Tao Liu, Xiaoming Chuai, Qiankun Chen, Fei Shi, Lijuan Jiang, Liuyan Yang., 2014**. Uniformisation of phytoplankton chlorophyll-a and macrophyte biomass to characterise the potential trophic state of shallow lakes. Ecological Indicators 37, 1-9 pp.

ANEXOS

Fotografias Fitoplancton.

Figura 1. *Scenedesmus quadricauda* y *Pediastrum duplex* var. *subgranulatum*

Figura 2. *Pediastrum boryanum*

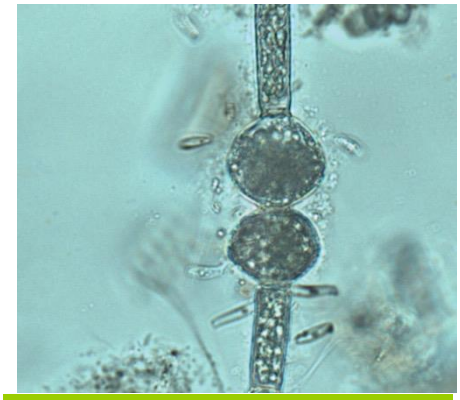


Figura 3. *Oedogonium sp.*

Figura 4. *Eudorina elegans.*

Figura 5. *Ceratium hirundinella.*

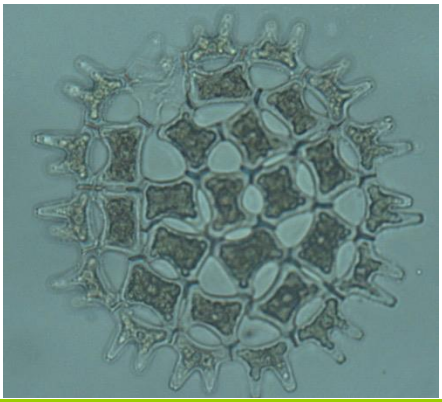


Figura 6. *Pediastrum duplex*

MAESTRÍA EN ecohidrología

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

ANEXO 2. **Especies fitoplanctónicas por laguna estudiada y estación de muestreo.**

Especie	Acrónimo	HR1 E1P	HR1 E1O	HR2 E1P	HR2 E1O	MT1 E1P	MT1 E1O	MT1 E2P	MT1 E2O	MT2 E1P	MT2 E1O	SMT E1P	SMT E1O	SMT E2P	SMT E2O	OM E1P	OM E1O	OM E2P	OM E2O	PM E1P	PM E1O	SA E1P	SA E1O	SA E2P	SA E2O	AT E1P	AT E1O	AT E2P	AT E2O
Achnanthes coarctata	**ACOA**																									X			
Actinastrum hantzschii	**AHAN**					X	X		X		X		X		X											X	X		X
Anabaena sphaerica	**ASPH**					X		X																					
Anabaena spiroides	**ASPI**															X		X								X			
Anabaena sp.	**ANSP**			X		X		X																		X			
Anabaenopsis arnoldii	**AARN**																									X			
Anabaenopsis circularis	**ACIR**					X	X	X																				X	
Anabaenopsis nadsonii	**ANAD**																									X			
Ankistrodesmus falcatus	**AFAL**	X				X	X	X	X								X		X								X		X
Ankistrodesmus gracile	**ANGR**						X						X		X														
Ankistrodesmus mucicola	**AMUC**												X		X														
Ankistrodesmus spiralis	**ASPI**	X											X																X
Aphanocapsa conferta	**ACON**															X		X									X		X
Aphanocapsa delicatissima	**ADEL**			X		X	X	X	X	X		X	X	X									X	X	X		X	X	X
Aphanocapsa incerta	**AINC**						X				X	X	X	X	X		X		X								X		X
Aphanocapsa nubilum	**ANUB**			X						X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X				X	
Aulacoseira granulata	**AGRA**					X				X		X	X	X	X							X						X	
Campylodiscus sp.	**CASP**													X															
Ceratium hirundinela	**CHIR**											X	X	X	X						X	X	X	X	X				
Cladophora sp.	**CLSP**																									X			
Closterium archerianum	**CARC**								X																				
Closterium parvulum	**CPAR**	X						X				X		X	X	X													
Coelastrum cubicum	**CCUB**																										X		X
Coelastrum microporum	**CMIC**											X		X												X		X	
Coelastrum proboscideum	**CPRO**	X																											
Coelastrum sphaericum	**CSPH**	X			X															X						X	X	X	X
Cosmarium angulosum	**CANG**						X		X																				
Cosmarium bioculatum	**CBIO**									X																			
Cosmarium circulare	**CCIR**		X		X		X		X										X										
Cosmarium humile var.substriatum	**CHUM**				X		X		X																				

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

FACULTAD DE INGENIERÍA

Facultad de Ciencias Naturales y Museo

Especie		HR1 E1P	HR1 E1O	HR2 E1P	HR2 E1O	MT1 E1P	MT1 E1O	MT1 E2P	MT1 E2O	MT2 E1P	MT2 E1O	SMT E1P	SMT E1O	SMT E2P	SMT E2O	OM E1P	OM E1O	OM E2P	OM E2O	PM E1P	PM E1O	SA E1P	SA E1O	SA E2P	SA E2O	AT E1P	AT E1O	AT E2P	AT E2O
Cosmarium granatum	**CGRA**								X																				
Cosmarium tenue	**CTEN**	X		X				X	X				X	X												X			
Crucigeniela quadrata	**CCUA**		X				X								X		X										X		X
Crucigeniela rectangularis	**CREC**			X							X		X				X		X										X
Cyclotella sp.	**CYSP**													X						X						X		X	
Cylindrocapsa amoena	**CAMO**																									X		X	
Cymbella ventricosa	**CVEN**				X																								
Dictyosphaerium ehrembergianum	**DEHR**																									X		X	
Dictyosphaerium pulchellum	**DPUL**	X	X	X			X	X		X		X	X	X	X		X	X	X		X	X		X		X	X	X	X
Dictyosphaerium reniformis	**DREN**											X		X				X		X				X					
Dictyosphaerium subsolitarium	**DSUB**			X				X						X															
Dictyosphaerium tetrachotomum	**DTET**											X																	
Dinoflagelados	**DINO**	X						X	X		X					X	X	X								X	X	X	X
Eudorina elegans	**EELE**											X		X		X		X											
Eudorina unicocca	**EUNI**																									X			
Euglena sp.	**EUGL**					X		X									X							X		X	X	X	X
Fragilaria ulna	**FULN**		X						X	X																			
Gloeocapsa atrata	**GATR**															X	X	X	X										
Gloeocystis ampla	**GAMP**											X									X						X		X
Golenkinia radiata	**GRAD**	X																								X		X	
Gomphonema pseudoagur	**GPSE**									X																X			
Hyaloraphidium contortum	**HCON**												X		X														
Kirchneriella aperta	**KAPE**								X			X	X	X	X														
Kirchneriella arcuata	**KARC**																	X						X					
Kirchneriella contorta	**KCON**	X		X		X		X		X																X		X	
Kirchneriella lunaris	**KLUN**								X																				
Kirchneriella irregularis	**KIRR**								X				X		X	X	X		X	X								X	
Kirchneriella obesa	**KOBE**		X																										
Lyngbya birgei	**LBIR**								`				X		X														
Komvophoron constrictum	**PCON**								X								X		X										
Merismopedia convoluta	**MCON**																									X		X	
Merismopedia glauca	**MGLA**			X		X				X			X		X									X					

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

Especie		HR1 E1P	HR1 E1O	HR2 E1P	HR2 E1O	MT1 E1P	MT1 E1O	MT1 E2P	MT1 E2O	MT2 E1P	MT2 E1O	SMT E1P	SMT E1O	SMT E2P	SMT E2O	OM E1P	OM E1O	OM E2P	OM E2O	PM E1P	PM E1O	SA E1P	SA E1O	SA E2P	SA E2O	AT E1P	AT E1O	AT E2P	AT E2O
Merismopedia hyalina	**MHYA**											X																	
Merismopedia punctata	**MPUN**		X			X		X	X																				
Merismopedia tenuissima	**MTEN**	X				X	X	X					X		X		X		X			X		X			X		X
Microcystis aeruginosa	**MAER**			X			X				X	X	X	X	X		X			X		X	X	X	X	X	X		X
Microcystis flos - aquae	**MFAQ**																											X	
Monoraphidium arcuatum	**MARC**	X		X		X		X	X	X	X	X		X		X		X		X		X		X				X	
Monoraphidium circinale	**MCIR**					X		X								X													
Monoraphidium contortum	**MOCO**		X																										
Monoraphidium falcatus	**MFAL**						X																						
Monoraphidium irregulare	**MIRR**					X																							
Monoraphidium komarkovae	**MKOM**	X																											
Monoraphidium mirabile	**MNIR**		X																										
Oedogonium sp.	**OESP**			X	X					X																			
Oocystis borgei	**OBOR**			X						X		X		X	X	X	X		X							X			
Oocystis lacustris	**OLAC**											X																	
Oocystis parva	**OPAR**											X		X		X		X			X			X				X	
Oocystis pusilla	**OPUS**			X		X						X	X	X															
Oscillatoria tenuis	**OTEN**			X					X						X														
Pandorina morum	**PMOR**																									X		X	
Pediastrum biradiatum	**PBIR**									X																			
Pediastrum boryanum	**PBOR**	X		X	X	X	X		X	X	X																		
Pediastrum duplex	**PDUP**		X		X			X		X																			
Pediastrum duplex var. Subgranulatum	**PDUS**	X		X	X																								
Pediastrum tetras	**PTET**	X	X	X	X			X		X					X	X	X												
Phacus sp.	**PHSP**					X					X		X		X	X		X								X		X	
Planktothrix sp.	**PTSP**							X																					
Pleudorina sp.	**PLSP**																									X			
Phormidium mucicola	**PMUC**			X					X	X		X	X	X	X	X	X		X					X			X	X	
Primnesium sp.	**PRSP**																											X	
Raphidiopsis curvata	**RCUR**																										X	X	
Scenedesmus acuminatus	**SACU**		X						X		X																		
Scenedesmus arcuatus	**SARC**													X	X														

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP

Especie		HR1 E1P	HR1 E1O	HR2 E1P	HR2 E1O	MT1 E1P	MT1 E1O	MT1 E2P	MT1 E2O	MT2 E1P	MT2 E1O	SMT E1P	SMT E1O	SMT E2P	SMT E2O	OM E1P	OM E1O	OM E2P	OM E2O	PM E1P	PM E1O	SA E1P	SA E1O	SA E2P	SA E2O	AT E1P	AT E1O	AT E2P	AT E2O
Scenedesmus intermedius	**SINT**									X																			
Scenedesmus magnus	**SMAG**	X	X		X	X									X													X	
Scenedesmus falcatus	**SFAL**									X			X		X														
Scenedesmus linearis	**SLIN**																X		X										
Scenedesmus obtusus	**SOBT**			X								X																	
Scenedesmus opoliensis	**SOPO**	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X			X				X	X	X	X
Scenedesmus quadricauda	**SQUA**	X	X	X	X			X	X	X		X		X														X	X
Schroederia setigera	**SSET**	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Selenastrum gracile	**SGEA**												X		X														
Spirogyra sp.	**SPSP**							X																					
Staurastrum leptocladum	**SLEP**				X																								
Staurastrum tetracerum	**STET**	X	X	X																									
Synechocystis minuscula	**SMIN**											X																	
Sphaerocystis schroeteri	**SSCH**			X		X		X	X	X		X	X	X	X			X						X					
Tetraedron caudatum	**TCAU**		X			X		X		X																			
Tetraedron constrictum	**TCON**			X																									
Tetraedron minimum	**TMIN**	X	X			X		X	X	X		X	X		X		X				X	X	X		X	X	X	X	X
Tetraedron muticum	**TMUT**			X		X	X	X	X	X	X					X										X	X	X	
Tetraedron regulare	**TREG**		X		X										X														
Tetraedron trigonum var. Gracile	**TTRG**					X																							
Tetraedron tumidulum	**TTUM**	X		X																									
Trachelomonas hispida var. Hispida	**THIH**					X				X											X		X			X	X	X	X
Trachelomonas volvocina	**TVOL**																X		X								X		X
Treubaria triappendiculata	**TTRI**									X																			
Ulothrix subconstricta	**USUB**																									X			
Volvox aureus	**VAUR**																									X			

ANEXO 3.

Especies de Macrófitas Acuáticas por Laguna Estudiada

Especie		HR1 E1P	HR1 E1O	HR2 E1P	HR2 E1O	MT1 E1P	MT1 E1O	MT1 E2P	MT1 E2O	MT2 E1P	MT2 E1O	SMT E1P	SMT E1O	SMT E2P	SMT E2O	OM E1P	OM E1O	OM E2P	OM E2O	PM E1P	PM E1O	SA E1P	SA E1O	SA E2P	SA E2O	AT E1P	AT E1O	AT E2P	AT E2O
MACROFITAS ENRAIZADAS SUMERGIDAS																													
Potamogeton gayi	**PGAY**			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X							X	X	X	X	X	X	X	X
Potamogeton illinoensis	**PILL**			X	X																								
Nitella sp.	**NITE**	X	X	X	X	X	X	X	X																				
Chara sp.	**CHAR**	X	X	X	X	X	X	X	X																				
Myriophyllum aquaticum	**MAQU**																			X	X	X	X	X	X				
MACROFITAS ENRAIZADAS FLOTANTES																													
Callitriche palustris	**CPAL**	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hydrocotyle bonariensis	**HBON**	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
HELOFITAS																													
Schoenoplectus Californicus	**SCAL**	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Iris Pseudoacorus	**IPSE**	X	X			X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	X	X
Typha Latifolia	**TLAT**	X	X			X	X	X	X																				
Althernathera phyloxeroides	**APHY**					X	X	X	X			X	X	X	X														
Oxycaryum cubense	**CCUB**			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X											X	X	X	X
Cyperus alternifolius	**CALT**	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X														
Cyperus papyrus	**CPAP**											X	X	X	X	X	X	X	X										
Ludwigia peploides	**LPEP**											X	X	X	X							X		X		X	X	X	X

Julián Pérez Romero
Biólogo Universidad Nacional de Colombia
Maestría en Ecohidrología - UNLP