



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN BIOLOGÍA

**ASPECTOS BIOLÓGICOS, ECOLÓGICOS Y
AMBIENTALES DE LA LAGUNA
PAMPEANA SAUCE GRANDE Y LA CUENCA
MEDIA DEL RÍO DE INFLUENCIA**

NOELIA LEONOR CONY

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2018



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN BIOLOGÍA

**ASPECTOS BIOLÓGICOS, ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES
DE LA LAGUNA PAMPEANA SAUCE GRANDE Y LA CUENCA
MEDIA DEL RÍO DE INFLUENCIA**

NOELIA LEONOR CONY

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2018

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia durante el período comprendido entre el 01 de abril de 2012 y el 31 de octubre de 2016, bajo la dirección del Dr. Eduardo J. Cáceres, docente de la UNS e Investigador Principal de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC).



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el/..../..... , mereciendo la calificación de(.....)

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Eduardo Cáceres por haberme brindado la posibilidad de realizar esta tesis bajo su dirección, por su colaboración en la investigación y por su constante apoyo y confianza.

A la Dra. Nora Ferrer, quien fue mi Directora de Beca de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) durante el período de realización de esta tesis, y directora de mi tesis de grado, quien me acompañó y trabajó conmigo, brindándome su apoyo, sabiduría y amistad.

A mis compañeras de laboratorio, Patricia Leonardi, Virginia Bianchinotti, Cecilia Popovich, Alicia Miravalles, Karina Michetti (Cone) y Cecilia Damiani, quienes me brindaron siempre ayuda y una palabra positiva, e hicieron muy agradable mi estadía en el laboratorio de Algas y Hongos de la UNS.

A la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) por haberme apoyado económicamente a través de sus programas de becas.

Al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia de la Universidad Nacional del Sur por brindarme sus instalaciones, a la Dra. Elisa Parodi por facilitarme el laboratorio de Ecología Acuática para la utilización del microscopio invertido y a Rosa Pettigrosso (Rosita) por su acompañamiento y apoyo.

A Ana Martínez (Anita), y al Laboratorio de Química Ambiental del Departamento de Química de la Universidad Nacional del Sur, por su colaboración con el procesamiento de las muestras químicas así como por facilitarme el equipamiento necesario en las campañas de muestreo.

Al Lic. Ricardo Camina por el asesoramiento en el tratamiento estadístico de los datos.

A mis amigos, por estar incondicionalmente conmigo, ayudándome y apoyándome, entendiendo lo difícil de esta tarea.

A mis Hermanos, Sobrinos y Cuñados quienes me empujaron a seguir adelante festejando cada pequeño logro.

A mi Papá y Mamá, quienes creyeron en mí desde el comienzo y permitieron que este camino comience.

A Jose y Camilo, quienes me dan las ganas de ser cada día mejor.

RESUMEN

Los principales objetivos de esta investigación fueron 1) determinar la estructura y dinámica de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande y de la cuenca media del río de influencia, en relación con las variables fisicoquímicas predominantes de ambos sistemas, 2) evaluar el estado trófico de los mismos, 3) establecer el nivel productivo de un sitio litoral y superficial de la laguna y 4) determinar la influencia de las características bióticas y abióticas del río en el cuerpo de agua.

El área de estudio comprendió la laguna Sauce Grande ($38^{\circ} 57' S - 61^{\circ} 24' O$) y la cuenca media del río homónimo ($38^{\circ}59'27''S - 61^{\circ}06'52''O$), el cual entra a la laguna desde el oeste y sale de la misma por el este, poco antes de su desembocadura en el mar. Se realizaron muestreos mensuales en la laguna desde abril de 2012 a julio de 2015, en tres sitios representativos de la misma (**E1**- sector litoral, **E2**- en la entrada del río al cuerpo de agua y **E3**- en el sector más profundo de la laguna) mientras que en el río homónimo se muestreó desde abril de 2014 a julio de 2015 en un punto intermedio (**E4**) de la cuenca media. Se estudió la estructura y dinámica de la comunidad fitoplanctónica, sobre la base de datos de densidades, biovolumen, riqueza específica, diversidad, dominancia y equitatividad, en relación con las variables principales climáticas y fisicoquímicas, tanto a escala temporal (entre ciclos anuales) como a escala espacial (entre sitios de muestreo en la laguna, y entre la laguna y el río). En particular, en la laguna Sauce Grande y durante el ciclo 2014-2015 (abril de 2014 a julio de 2015) se realizaron estudios de la productividad primaria fitoplanctónica.

Los resultados sugieren que los ambientes estudiados se encontraron bajo condiciones de estrés por sequía en todo el período analizado y se demostró la dependencia entre el registro de lluvias y la profundidad del cuerpo de agua. Se halló una relación inversa y significativa entre el

nivel hídrico de los ambientes estudiados y los registros de conductividad eléctrica (CE) y turbidez. De acuerdo a los valores de salinidad, la laguna se clasificó como oligohalina e hipereutrónica durante los ciclos 2012-2013 y 2013-2014, cuando la profundidad no excedió los 0,70 m, mientras que fue hipohalina y mesotrófica durante el ciclo 2014-2015, cuando la profundidad ascendió a 1,80 m. El río presentó características de agua clara y niveles eutrofia en límite oligotrófico-mesotrófico. La composición fitoplanctónica de los ambientes mostró una similitud de no menos del 70% y se detectaron representantes de las divisiones Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta, Dinophyta y Chrysophyta. La abundancia fitoplanctónica registró valores muy elevados, siendo Cyanobacteria el grupo dominante en ambos ambientes. El biovolumen fitoplanctónico en la laguna (E1) y en el río estuvo dominado por Bacillariophyta en los tres ciclos estudiados. Los valores promedio de productividad primaria neta (PPN) y respiración (R) indican un nivel productivo alto en el sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande, bajo condiciones de máxima insolación. La relación P/R fue mayor a la unidad en todo el período, lo que implica que la producción de carbono fue superior al gasto respiratorio. El valor promedio de la relación R/B indicaría que la tasa de renovación del sitio E1 es baja y el valor promedio de la relación P/B sugiere una elevada eficiencia fotosintética, siendo B, la biomasa fitoplanctónica en términos de concentración de clorofila *a*.

SUMMARY

The main objectives of this research were: 1) to determine the structure and dynamics of the phytoplankton community of the Sauce Grande lagoon and of the middle basin of the river of influence, in relation to the predominant physicochemical variables, 2) to evaluate the trophic state of both systems, 3) to establish the productive level of a coastal and surface site of the lagoon and 4) to determine the influence of the biotic and abiotic characteristics of the river in the lagoon.

The study area consisted of the Sauce Grande lagoon (38° 57 'S - 61° 24' O) and the middle basin of the homonymous river (38 ° 59'27 "S - 61 ° 06'52" O), which enters in the lagoon from the west and leaves it by the east, shortly before flowing into the sea. Monthly sampling was carried out in the lagoon from April 2012 to July 2015, at three representative sites (E1- coastal sector, E2- at the entrance of the river to the body of water and E3- in the deepest sector of the Lagoon) while in the homonymous river it was sampled from April 2014 to July 2015 at an intermediate point (E4) of the middle basin. The phytoplankton community structure and dynamics, were studied on the basis of densities, bio-volume, specific richness, diversity, dominance and equitability, in relation to the main climatic and physicochemical variables, both on a temporal scale i.e. between annual cycles and on a spatial scale i.e. between sampling sites in the lagoon, and also between the lagoon sites and the river site. In particular in the lagoon, during the 2014-2015 cycle (April 2014 to July 2015) studies of primary phytoplankton productivity were carried out.

The results suggest that the studied environments were under drought stress conditions throughout the analyzed period. The dependence between the rainfall record and the depth of the body of water was demonstrated. An inverse and significant relationship was found between the

water level of the studied environments and the EC and turbidity records. The salinity records of the lagoon was classified as oligohaline and hypereutrophic during the 2012-2013 and 2013-2014 cycles when the depth did not exceed 0.70 m, whereas it was hypohaline and mesotrophic during the 2014-2015 cycle when depth ascended to 1.80 m. The river presented a clear water condition and eutrophic levels in the oligotrophic-mesotrophic limit. The phytoplankton composition of both environments showed a similarity of not less than 70% and representatives of the divisions Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta, Dinophyta and Chrysophyta were detected. The phytoplankton abundance registered very high values, being Cyanobacteria the dominant group in both environments. The phytoplankton biovolumes in the lagoon (E1) and in the river were dominated by Bacillariophyta in the three studied cycles. The PPN and R average values indicate a high productive level in the coastal and surface site of the lagoon. The P / R ratio was greater than unity over the whole period, implying that carbon production was higher than respiratory consumption. The average value of the R / B ratio would indicate that the site renewal rate is low and the average value of the P / B ratio suggests a high photosynthetic efficiency.

ÍNDICE GENERAL

Capítulo 1: INTRODUCCIÓN

1.1. Introducción	1
1.2. Objetivos	7
1.2.1. Objetivos Generales	7
1.2.2. Objetivos Específicos	8
1.3. Hipótesis	9
1.4. Área de Estudio	10
1.4.1. Laguna Sauce Grande	11
1.4.2. Río Sauce Grande	13

Capítulo 2: VARIABLES CLIMÁTICAS: Precipitación, temperatura y viento

2.1. Introducción	15
2.2. Objetivos	18
2.2.1. Objetivo General	18
2.2.2. Objetivos Específicos	18
2.3. Materiales y Métodos	19
2.4. Resultados	20
2.4.1. Precipitación	20
2.4.2. Temperatura	22
2.4.3. Velocidad del viento	23

Capítulo 3: FACTORES FÍSICOQUÍMICOS Y ESTADO TRÓFICO

3.1. Introducción	24
3.2. Objetivos	27
3.2.1. Objetivo General	27
3.2.2. Objetivos Específicos	27

3.3. Materiales y Métodos	28
3.3.1. Diseño de muestreo	28
3.3.1.1. Laguna Sauce Grande	28
3.3.1.2. Río Sauce Grande	33
3.3.2. Esquema general de muestreo	34
3.3.3. Tareas de Campo	35
3.3.4. Tareas de Laboratorio	36
3.3.4.1. Determinación de la concentración de nutrientes inorgánicos	36
3.3.4.2. Determinación de la concentración de Clorofila <i>a</i>	38
3.3.4.3. Determinación del Estado Trófico	38
3.3.4.4. Determinación de la concentración de oxígeno disuelto en la laguna Sauce Grande (E1) y el río homónimo.	39
3.3.5. Análisis de los datos	39
3.4. Resultados	41
3.4.1 Variables fisicoquímicas	41
3.4.1.1. Laguna Sauce Grande	41
3.4.1.2. Río Sauce Grande	51
3.4.2. Nutrientes inorgánicos disueltos	55
3.4.2.1. Laguna Sauce Grande	55
3.4.2.2. Río Sauce Grande	58
3.4.3. Concentración de oxígeno disuelto	60
3.4.4. Concentración de clorofila <i>a</i> y Estado Trófico de la laguna Sauce Grande y el río Sauce Grande	61
3.4.4.1. Laguna Sauce Grande	61
3.4.4.2. Río Sauce Grande	62

Capítulo 4: ANÁLISIS CUALITATIVO Y CUANTITATIVO DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA

4.1. Introducción	65
--------------------------	----

4.2. Objetivos	67
4.2.1. Objetivo General	67
4.2.2. Objetivos Específicos	68
4.3. Materiales y Métodos	69
4.3.1. Diseño de Muestreo	69
4.3.2. Recolección y procesamiento de las muestras	69
4.3.2.1. Análisis cualitativo	69
4.3.2.2. Análisis cuantitativo	71
4.3.2.3. Frecuencia de ocurrencia (FO, %)	73
4.3.2.4. Índices biológicos	74
4.3.2.5. Biovolumen	75
4.3.2.6. Análisis de los datos	75
4.3.3. Resultados	77
4.3.3.1. Análisis cualitativo	77
4.3.3.1.1. Laguna Sauce Grande	77
4.3.3.1.2. Río Sauce Grande	78
4.3.3.1.3. Análisis de agrupamiento (Cluster)	79
4.3.3.2. Análisis cuantitativo	95
4.3.3.2.1. Abundancia fitoplanctónica	95
4.3.3.2.1.1. Laguna Sauce Grande	95
4.3.3.2.1.2. Río Sauce Grande	99
4.3.3.2.2. Frecuencia de ocurrencia (FO): Especies constantes,	
comunes y raras	107
4.3.3.2.3. Índices biológicos	113
4.3.3.2.4. Biovolumen	117
4.3.3.2.4.1. Laguna Sauce Grande	117
4.3.3.2.4.2. Río Sauce Grande	120

**Capítulo 5: ANÁLISIS MULTIVARIADO DE LA COMUNIDAD
FITOPLANCTÓNICA CON RELACIÓN A LOS FACTORES FISICOQUÍMICOS
Y AMBIENTALES**

5.1. Introducción	127
5.2. Objetivos	129
5.2.1. Objetivo General	129
5.2.2. Objetivos Específicos	129
5.3. Materiales y Métodos	130
5.4. Resultados	131
5.4.1. Ciclo 2012-2013, laguna Sauce Grande	131
5.4.1.1. Correlaciones de Spearman	131
5.4.1.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)	133
5.4.1.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)	135
5.4.1.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y la densidad fitoplanctónica de las especies constantes	135
5.4.1.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes	137
5.4.2. Ciclo 2013-2014, laguna Sauce Grande	139
5.4.2.1. Correlaciones de Spearman	139
5.4.2.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)	141
5.4.2.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)	143
5.4.2.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y la densidad fitoplanctónica de las especies constantes	143
5.4.2.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes	145
5.4.3. Ciclo 2014-2015	147
5.4.3.1. Ciclo 2014-2015, laguna Sauce Grande	147
5.4.3.1.1. Correlaciones de Spearman	147
5.4.3.1.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)	150
5.4.3.1.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)	152

5.4.3.1.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y la abundancia fitoplanctónica de las especies constantes de laguna Sauce Grande	152
5.4.3.1.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes de la laguna Sauce Grande	154
5.4.3.2. Ciclo 2014-2015, río Sauce Grande	156
5.4.3.2.1. Correlaciones de Spearman	156
5.4.3.2.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)	158
5.4.3.2.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)	160
5.4.3.2.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y la abundancia fitoplanctónica de las especies constantes del río Sauce Grande	160
5.4.3.2.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila <i>a</i> y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes del río Sauce Grande	162

Capítulo 6: PRODUCTIVIDAD PRIMARIA FITOPLANCTÓNICA

6.1. Introducción	164
6.2. Objetivos	166
6.2.1. Objetivo General	166
6.2.2. Objetivos Específicos	166
6.3. Materiales y métodos	167
6.3.1. Diseño de muestreo, recolección y procesamiento de las muestras	167
6.3.2. Análisis de los datos	170
6.4. Resultados	171
6.4.1. Productividad Primaria neta, bruta y Respiración	171
6.4.2. Relaciones P/R, R/B y P/B	173
6.4.3. Correlaciones de Spearman	175

6.4.4. Relación de variación entre la PPN y la PPB respecto de la clorofila <i>a</i> y el biovolumen fitoplanctónico	177
--	-----

Capítulo 7: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

7.1. Discusión General	180
------------------------	-----

7.2. Conclusiones	196
-------------------	-----

BIBLIOGRAFÍA	202
---------------------	-----

ANEXO	226
--------------	-----

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN

1.1. Introducción

La Pampa, o la región pampeana de las regiones central y noreste de la República Argentina, integra una de las vastas cuencas sedimentarias continentales. Climáticamente presenta una alternancia de períodos secos y húmedos que, en el marco de su geomorfología, conlleva a un importante desarrollo de sistemas de humedales (Quirós *et al.*, 2002a). El término humedal engloba a una amplia variedad de ambientes que comparten una propiedad que los diferencia de los ecosistemas terrestres, que consiste en la presencia de agua como componente característico, cuyo rol resulta fundamental en la determinación de su estructura y ecología (Dangavs, 2005).

El humedal pampeano cubre una superficie de unos 100.000 Km² de la planicie de las Pampas, constituyendo una de las zonas de humedales más extensas de América del Sur (Quirós, 2005). De acuerdo con los datos reportados por el INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), la región pampeana de la República Argentina cuenta con alrededor de 13.800 lagos poco profundos con una superficie de más de 10 ha. Este número se incrementa hasta 146.000 si son considerados pequeños lagos y estanques temporales (Geraldini *et al.*, 2011).

Entre los principales factores que determinan las características básicas de los humedales pampeanos se encuentran la geomorfología de la planicie y la variabilidad

climática estacional interanual (con períodos de sequía e inundación variables de 3-5 años) y de períodos secos y húmedos alternantes de varios años de duración (40-50 años) (Quirós *et al.*, 2005).

Las lagunas son el componente esencial del humedal pampeano (Quirós, 2005). De acuerdo a Quirós *et al.* (2002a), las lagunas pampeanas son lagos de llanura, muy poco profundos, que no estratifican térmicamente excepto por períodos muy cortos de tiempo. Poseen tiempos de permanencia del agua y salinidades altamente variables, son naturalmente eutróficos y actualmente están bajo estrés ambiental manifiesto lo que incrementa aún más sus contenidos de nutrientes (Quirós & Drago 1999). La gran mayoría de las lagunas presentan una hidroquímica altamente variable ya que sus concentraciones salinas permiten clasificarlas tanto como lagos subsalinos y salinos (Ringuelet 1962; Ringuelet *et al.*, 1967; Drago & Quirós, 1996) y, en algunos casos, como lagos de agua dulce (<0.5 g/L de sólidos disueltos totales). Su hidrología, al ser lagos de llanura, es altamente dependiente de las precipitaciones *in situ* (Fuschini Mejía, 1994), principalmente de aquellas que se producen hacia fines del otoño (Vervoorst, 1967).

Las lagunas pampeanas son muy vulnerables al aumento de impactos externos tales como cambios en el nivel del agua, la llegada o la introducción de especies exóticas, el aumento de la carga de nutrientes y agroquímicos (Meerhoff *et al.*, 2010). La importancia de las fluctuaciones del nivel del agua en los lagos de llanura es reconocida como el principal factor que influye en los cambios limnológicos temporales (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990). Tanto la composición de especies como el cambio en la abundancia del fitoplancton responden a la duración y la intensidad de las fluctuaciones hidrológicas (García de Emiliani, 1997; Hamilton & Lewis, 1987; Engle & Melack, 1993).

En este sentido, Zinger (2000) considera que estos sistemas lagunares son de especial interés, pues la sucesión de ciclos secos y húmedos altera tanto sus caracteres bióticos como los abióticos, especialmente la composición salina de las aguas, que se concentra o diluye respectivamente, según la duración e intensidad de los mismos. Estos cambios originan una respuesta de los organismos que habitan esos biotopos y modifican el ecosistema. Asimismo, como consecuencia de esos ritmos y según el ciclo que estén atravesando, varían las actividades humanas asociadas a las características de los sistemas lagunares.

Uno de los problemas medioambientales más frecuentes en los sistemas continentales es el proceso de eutrofización de sus aguas, causado principalmente por el aumento de las concentraciones de dos nutrientes fundamentales: nitrógeno y fósforo, generalmente como resultado de actividad antrópica (Organización para la Cooperación Económica y Desarrollo, OCDE, 1982).

La OCDE define a la eutrofización como “el enriquecimiento en nutrientes de las aguas, que estimula una serie de cambios sintomáticos, entre los que está el incremento en la producción de algas y macrófitas, el deterioro de la calidad del agua y otras alteraciones indeseables para la utilización del recurso” (Ryding y Rast, 1992).

Encontramos también factores causales relacionados con la cuenca de drenaje, tanto naturales como antrópicos. Los primeros se refieren a la localización geográfica, el clima, la hidrología, la geología y la fisiología geoquímica de dicha cuenca. Estos factores pueden influir significativamente sobre la entrada de nutrientes a la masa de agua y por lo tanto sobre su productividad biológica. Los factores antrópicos comprenden fuentes localizadas, como por ejemplo el vertido de líquidos provenientes de plantas de tratamiento de residuos

y fuentes no localizadas, tales como la utilización de la tierra con fines agrícolas ganaderos (Ryding y Rast, 1992).

En los lagos someros los procesos de eutrofización son particularmente complejos debido a las muy estrechas interacciones agua-tierra, agua-aire y agua-sedimentos que tienen lugar en los mismos (Quinn & Sellinger, 2006; Smolders *et al.*, 2006).

La evolución del estado trófico de los cuerpos de agua someros conlleva cambios en la composición específica y abundancia de las comunidades que lo habitan (Ortega Murillo *et al.*, 2010). Una consecuencia especialmente indeseable de la eutrofización es el desarrollo de proliferaciones (“blooms”) fitoplanctónicas, como resultado de la producción de una biomasa fitoplanctónica mayor al promedio del lago, y que generalmente incluye a sólo una o dos especies (Oliver & Ganf, 2000). De este modo, se produce el incremento de los productores primarios (Dolbeth *et al.*, 2003), especialmente de las poblaciones fitoplanctónicas (Weisner *et al.*, 1997; Weithoff *et al.*, 2000; Muylaert *et al.*, 2002) las que, dada su elevada actividad fotosintética, provocan aumentos significativos de la biomasa y del oxígeno disuelto en el ecosistema (Smith & Smith, 2001). Además, el desarrollo de estos organismos aumenta la turbidez, impidiendo que la luz penetre hasta regiones profundas de la columna de agua (Moreno *et al.*, 2010). Asimismo, la biodiversidad se reduce significativamente, tanto por la disminución del número de especies (Ryding y Rast, 1992), como por el incremento diferencial de algunas de ellas (Smith, 1990).

Como ha sido reconocido, la ecología de sistemas turbios es controlada por interacciones físicas, incluyendo una gran cantidad de material en suspensión que ejerce un profundo efecto sobre la atenuación de la luz bajo el agua, con la consiguiente selección de especies “light-antenna”, que tienen una elevada relación superficie/volumen (SA/V) (Reynolds, 1994). Pequeñas especies de cianobacterias del orden Chroococcales están

claramente bien adaptadas a estas condiciones debido a su alta relación SA/V. Varias características fisiológicas permiten el predominio de diferentes taxones de este grupo bajo condiciones fluctuantes (Carey *et al.*, 2012). En las cianobacterias en general, estas características están principalmente relacionados con ciertas capacidades de las mismas, como la de fijación de nitrógeno en heterocistos, la de regulación de la flotabilidad mediante aerotopos, la de almacenar fósforo, la de poseer altas tasas de crecimiento en temperaturas más cálidas, la de una gran eficiencia en la captura de luz en un amplio intervalo de longitudes de onda, la de supervivencia durante condiciones adversas debido al desarrollo de acinetos y la de una mejor cinética de absorción del carbono inorgánico (Dokulil & Teubner, 2000;. Litchman *et al.*, 2010). Uno o más de estos rasgos eco-fisiológicos adaptables colocan a las cianobacterias en una posición altamente competitiva (O'Farrell *et al.*, 2015).

Asimismo, Paerl & Paul (2012) llegaron a la conclusión de que la carga de nutrientes de origen antropogénico o antrópico, el aumento de la temperatura, la estratificación vertical acentuada y el aumento de CO₂ atmosférico actúan a favor de la dominancia de las cianobacterias en una amplia gama de ecosistemas acuáticos.

De acuerdo a Scheffer *et al.* (1993) los lagos poco profundos pueden presentar dos equilibrios alternativos: un estado claro dominado por la vegetación acuática sumergida y un estado turbio que se caracteriza por una elevada biomasa de algas. Particularmente, según Quirós *et al.* (2002a), las lagunas pampeanas alternan entre un estado de laguna “clara”, eutrófica, colonizadas por macrófitas, y con comunidades de peces más balanceadas, y uno definido como estado de laguna “turbia”, hipertrófica, dominado por el fitoplancton y los peces planctívoros; aunque no puede ser rechazada la existencia de un continuo dinámico entre estos estados. Así, una laguna pampeana puede cambiar de un

estado de aguas claras a turbias y viceversa, dependiendo de los mecanismos que sobre ella estén actuando.

En la República Argentina, el número de lagos y reservorios que experimentan eutrofización parece haberse incrementado en los últimos años (Fernández *et al.*, 2009). La mayoría de los lagos poco profundos sufren una eutrofización progresiva debido a una combinación de las actividades humanas en su captación, lo que lleva a lagos eutróficos o hipertróficos (Quirós y Drago, 1999; Quirós *et al.*, 2005).

Las condiciones ecológicas de muchas lagunas de la provincia de Buenos Aires han sido estudiadas mediante métodos tradicionales de evaluación de la calidad del agua (Ringuelet *et al.*, 1967; Gabellone *et al.*, 2000; Fiorentino y Paoloni, 2001; Bohn *et al.*, 2004; Quirós *et al.*, 2005) y de la dinámica estacional de sus características físicas (Geraldí, 2003; Torremorel *et al.*, 2007; Fornerón, 2008; Bohn, 2009), bajo una perspectiva ambiental (Zinger, 2000), y mediante la caracterización del fitoplancton (Martin, 2005; Geraldí *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2007) y del zooplancton (Claps *et al.*, 2004; Garibotti, 2006; Garibotti *et al.*, 2009). También se han utilizado técnicas que involucran información proveniente de sensores remotos y modelos específicos de calidad de aguas (Gelmi *et al.*, 2004; Fornerón y Piccolo, 2010). El concepto de estado trófico ha sido utilizado en la República Argentina para lagos y lagunas y generalmente se lo ha relacionado con la calidad de las aguas (Quirós *et al.*, 2002a, b; Quirós, 2005; Quirós *et al.*, 2005; Bohn *et al.*, 2012; Ledesma *et al.*, 2013).

En particular, para la laguna Sauce Grande se han estudiado la morfometría (Remes Lenicov y Colautti, 2003), la calidad bacteriológica (Fernández, 2003) y la hidrografía de su cuenca (Fornerón *et al.*, 2010a). Además, durante el otoño de 2010, en un estudio anterior a la presente investigación, se ha caracterizado su composición fitoplanctónica y

estado trófico (Ferrer *et al.*, 2009; Fornerón *et al.*, 2010a, b; Cony, 2010; Ferrer *et al.*, 2012). Sin embargo, no se había realizado hasta ahora un seguimiento de la evolución de su estado trófico, ni tampoco estudios de la producción primaria de su comunidad fitoplanctónica. Por otro lado, son escasos los trabajos referidos al río Sauce Grande (Sala, 1996 a, b, c; 1997; Zavala y Quattrocchio, 2001; López Cazorla *et al.*, 2003) y no existen, en particular, trabajos referidos a los aspectos ecológicos del mismo.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivos generales

- Determinar la estructura y dinámica de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande y de la cuenca media del río de influencia, en relación con las variables fisicoquímicas predominantes de ambos sistemas
- Evaluar el estado trófico de la laguna Sauce Grande y la cuenca media del río homónimo.
- Establecer el nivel productivo de un sitio litoral y superficial del sistema lagunar.
- Determinar la influencia de las características bióticas y abióticas del río en el cuerpo de agua.
- Determinar parámetros biológicos y fisicoquímicos que puedan ser utilizados como herramientas para el monitoreo de la calidad del agua de la laguna y la de su río afluente.

Con el logro de estos objetivos se pretende sentar las bases para desarrollar un protocolo regional integral para controlar el estado del sistema, como por ejemplo tomar medidas para minimizar la proliferación ocasional de especies potencialmente perjudiciales, como algunas cianobacterias, o tomar decisiones acerca de su restauración, en caso de desequilibrio.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Determinar la composición y la estructura de la comunidad fitoplanctónica de la cuenca media del río Sauce Grande, estableciendo el primer estudio en este sentido para dicho curso de agua.
- Precisar el estado trófico actual de la laguna y de su río de influencia mediante el empleo de diferentes indicadores (índices de estado trófico, ecológico y biótico).
- Determinar la influencia sobre la comunidad fitoplanctónica de la laguna y el río de las siguientes variables fisicoquímicas: pH, temperatura, salinidad, conductividad, turbidez y oxígeno disuelto; eco-fisiológicas: concentración de N, P y Si; y climáticas: temperatura ambiente, precipitación, viento.
- Determinar la abundancia fitoplanctónica y estimar la biomasa algal, mediante la cuantificación del biovolumen geométrico, de ambos ambientes.
- Estimar la productividad primaria fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande, en particular de un sitio litoral y superficial, estableciendo el primer antecedente en este sentido para este cuerpo de agua.

1.3. Hipótesis

El estudio de las características fisicoquímicas, biológicas y del estado trófico permite establecer la influencia del río en el sector de su ingreso a la laguna y, a la vez, reconocer las diferencias bióticas y abióticas con los demás sitios muestreados en este último cuerpo de agua.

1.4. Área de Estudio

El área de estudio comprendió la laguna Sauce Grande y el río homónimo. A escala nacional, estos ambientes se enmarcan dentro de la llanura pampeana, denominada “pampa ondulada”, la cual posee aproximadamente 1000 Km de desarrollo latitudinal, y se extiende entre los 31° y 39° de latitud Sur.

Al sur de la llanura pampeana se diferencian dos sistemas serranos, ubicados en la provincia de Buenos Aires: el Sistema de Ventania y el Sistema de Tandilia. El Sistema de Ventania, denominado también Sierras Australes, presenta una suave inclinación N-S que desciende desde la Sierra de la Ventana hasta el nivel del mar. En dicho descenso, nace el río Sauce Grande, el cual aguas abajo se ensancha para dar origen a la laguna Sauce Grande y desembocar luego, en el mar Argentino.

En gran parte de la planicie el drenaje es endorreico o arreico (Quirós *et al.*, 2002a).

Desde el punto de vista biogeográfico, la zona estudiada se ubica en el límite entre las Provincias Pampeana y del Espinal, siendo la vegetación predominante la estepa gramínea (Cabrera, 1976).

El clima de la región es templado de transición con veranos e inviernos bien definidos y primaveras y otoños moderados. Los valores medios mensuales de temperatura oscilan entre los 14 °C y los 20 °C. Las precipitaciones son irregulares y otorgan un carácter subhúmedo al clima con valores anuales que oscilan entre 600 y 700 mm (Campo de Ferreras *et al.*, 2004).

Desde el punto de vista ambiental, la zona de estudio corresponde a la Ecorregión Pampa (Brown y Pacheco, 2005). En dicha región existen suelos aptos para la agricultura y

la ganadería, actividades que se realizan en la actualidad y que modifican el paisaje, junto con la urbanización.

1.4.1. Laguna Sauce Grande

La laguna Sauce Grande (38° 57' S - 61° 24' O) se localiza en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, en el partido de Monte Hermoso. Se ubica a unos 5 km al oeste de la ciudad balnearia de Monte Hermoso y a unos 100 km al este de Bahía Blanca, a una altitud de 25 msnm (Fornerón *et al.*, 2010a). Se presenta como una cuenca exorreica con desembocadura al mar. Su principal afluente es el río Sauce Grande, el cual entra a la laguna desde el oeste y sale de la misma por el este, poco antes de su desembocadura en el mar (Cony *et al.*, 2014).

Este cuerpo de agua es originado por el embalsado natural del agua de escorrentía condicionado por la presencia de la Barrera Medanosa Austral (Fornerón *et al.*, 2010a). Dicha barrera está dominada por vientos del oeste y noroeste y debido a la orientación oeste-este de esta cadena se favorece la formación de médanos transversales. Los médanos más antiguos son los viejos acantilados marinos ubicados actualmente en el litoral donde no hubo reciclado, mientras que los más recientes son los más alejados de la costa (Isla *et al.*, 2001).

Fornerón *et al.* (2010a), caracterizan a la laguna Sauce Grande como una extensa y alargada depresión en sentido oeste - este, con costas bajas de tosca y suaves declives, por lo general barrosas y con juncales emergentes raleados y no muy accesibles. El fondo es de fango en casi su totalidad y de conchilla en su orilla Sur (Remes Lenicov y Colautti, 2003).

El análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande muestra que la misma presenta un área de 21,55 km² (2.155 ha) y un perímetro de 28,5 km. Su longitud máxima es de 8,02 km, el ancho medio de 2,63 km y el ancho máximo de 3,27 km (Fornerón *et al.*, 2010b). De acuerdo con estas medidas, y respecto a la consideración de Quirós *et al.* (2005) se clasifica a este cuerpo de agua como una “laguna pampeana grande”, ya que su superficie es superior a los 2 km².

La laguna es un cuerpo de agua somero formado por una única cubeta de forma elipsoidal y dirección general oeste-este; con valores de profundidad entre 0,6 y 1,8 m, siendo los máximos evidenciados en el área central, y la profundidad media de 1,40 m (Fornerón *et al.*, 2010a). Estos valores se encuentran entre los típicos de lagunas pampeanas en las cuales la profundidad no excede los 4 metros (Ringuelet, 1967).

Forneron *et al.* (2010a), determinó también que para la laguna Sauce Grande los factores externos tienen una influencia relativamente alta sobre la estabilidad de la columna de agua, en función de su escasa profundidad y acción de mezcla del viento.

La topografía de la región, la estacionalidad de la pluviometría, la escasa permeabilidad de los suelos y el carácter somero del cuerpo de agua son factores que favorecen al predominio de los procesos de evaporación y precipitación sobre aquellos relacionados a los aportes de aguas superficiales y subsuperficiales, por lo que la hidrología de la laguna es altamente dependiente de las precipitaciones “*in situ*” (Fornerón *et al.*, 2010b).

Por otra parte, en un estudio previo, Ferrer *et al.* (2012) caracterizaron a la laguna Sauce Grande, como un cuerpo lagunar oligohalino, con pH alcalino, turbio, dominado por el fitoplancton y eutrófico, en base a datos obtenidos en el otoño de 2010.

1.4.2. Río Sauce Grande

El río Sauce Grande ($38^{\circ}59'27''S$ - $61^{\circ}06'52''O$; Área de la cuenca: 4,601 Km²) constituye la red de drenaje más importante del área de Bahía Blanca. Nace en el sector centro oriental de las Sierras Australes de la provincia de Buenos Aires y desemboca en el litoral atlántico argentino, luego de atravesar gran parte del piedemonte y llanura pampeana (Zavala y Quattrocchio, 2001).

Este curso de agua, es el principal afluente, junto con el arroyo El Divisorio, del Dique Paso de las Piedras, el más importante reservorio de agua para consumo humano de Bahía Blanca, Punta Alta y su zona de influencia. Nace a 500 msnm en el sistema serrano de Ventania (Provincia de Buenos Aires) y termina en un umbral natural de cierre lo que le permite mantener cierto nivel de agua y una constante renovación del caudal que baja desde el lago del Dique Paso de las Piedras (Paoloni *et al.*, 1972)

La cuenca del río Sauce Grande posee tres partes o secciones diferenciadas: la cuenca alta, la cuenca media y la cuenca baja. La cuenca alta del río se extiende desde la porción sur del sistema serrano de Ventania hasta el Dique Paso de las Piedras y abarca parte de los partidos de Tornquist, Coronel Pringles y Coronel Suárez; la cuenca media comprende el recorrido desde la salida del embalse hasta la laguna Sauce Grande y divide al partido de Coronel Dorrego con el partido de Coronel Rosales, y finalmente, la cuenca baja pasa por detrás de la ciudad balnearia de Monte Hermoso y desemboca en el Océano Atlántico. La dirección general del cauce es NNO a SSE, mientras que en la cuenca baja dicha dirección se hace visiblemente ONO a ESE, lo que se debe a la escasa pendiente y a la presencia de la cadena de médanos que impide que el río desemboque al mar, sin cambiar el rumbo. El río

Sauce Grande vierte sus aguas en la laguna Sauce Grande, la cual a su vez derrama sus aguas de nuevo al río homónimo, poco antes de su desembocadura en el Océano Atlántico.

El paisaje que caracteriza las cabeceras de las cuencas es similar y predominan campos de cultivo en los valles. Sobre sus márgenes se encuentran espacios de uso urbano, como las ciudades Sierra de la Ventana, Villa Ventana y Saldungaray. Se observan también espacios de uso rural y la presencia de áreas protegidas: Parque Provincial Ernesto Tornquist localizado en el sector noroeste de la cuenca y el Parque Provincial Dique Paso de las Piedras ubicado en el sector alto-medio de la cuenca (Gil, 2009).

La cuenca de particular interés en este estudio fue la cuenca media del río, ubicada inmediatamente antes de la laguna, a la que realiza su aporte de agua.

Capítulo 2

VARIABLES CLIMÁTICAS: Precipitación, temperatura y viento

2.1. Introducción

Globalmente, la temperatura y los patrones de precipitación han cambiado marcadamente en las últimas décadas y se predice que cambiarán aún más como resultado del cambio climático antropogénicamente conducido (Meehl *et al.*, 2007; Jeppesen *et al.*, 2015). En relación a esto, se pronostica el aumento de la ocurrencia de acontecimientos extremos (inundaciones, sequías ampliadas), que contribuirán a magnificar la amplitud estacional y multianual de las fluctuaciones del nivel de agua, creando tensiones hidrológicas, como por ejemplo, prolongar el tiempo de retención hidráulica en lagos (Intergovernmental Panel on Climate Change- IPCC, 2014).

En la llanura pampeana, la variabilidad climática e hidrológica es por lo general alta (Renella & Quirós, 2006). Los lagos someros templados, en comparación con los lagos profundos, tienden a ser más susceptibles a estas variaciones debido a su morfometría e hidrología particular (Iachetti & Llames, 2015). En especial, las lagunas son ambientes que presentan cambios hidrológicos relacionados con el régimen de precipitaciones locales (Fuschini Mejía, 1994).

Existe variada evidencia demostrando que los cambios en los regímenes hidrológicos de estos ambientes someros no sólo afectan la profundidad de la columna de agua y la superficie del lago, sino también tienen fuertes impactos en el clima lumínico, dinámica poblacional y las interacciones tróficas (Coops *et al.*, 2003; Nõges *et al.*, 2003, 2010; Beklioglu *et al.*, 2006). Izaguirre *et al.* (2015) demostraron la vulnerabilidad de las lagunas de la región pampeana a las

fluctuaciones del nivel del agua, la eutrofización y la canalización. Así, estos cambios originan una respuesta de los organismos que habitan esos biotopos y modifican el ecosistema, los cuales presentan gran desarrollo de vida faunística y florística durante los períodos húmedos, hallándose muy empobrecidos durante los ciclos secos (Zinger, 2000).

Además, como lagos de llanura, la cubeta de las lagunas pampeanas, es generalmente pequeña con relación a la superficie de su espejo de agua. Ello conduce a que el tiempo de permanencia del agua en una laguna varíe directamente con el balance precipitación-evapotranspiración durante el ciclo de seca-inundación característico del paisaje pampeano. En particular, los casos de extrema sequía o intensas precipitaciones producen cambios drásticos en la estructura y el funcionamiento de cualquier laguna pampeana típica (Quirós *et al.*, 2002a, b).

Las precipitaciones medias anuales en la región pampeana aumentan desde sudoeste hacia el noroeste, con un claro patrón de aumento de oeste-este hacia el norte, en las zonas más extensas del humedal. La región como un todo no posee un régimen de precipitaciones estable y normalmente existen ciclos de sequía-inundación interanuales que se reflejan profundamente en el funcionamiento del humedal y sus lagunas (Quirós, 2005).

En gran parte de la planicie, el drenaje es endorreico o arreico, lo cual conduce a que, bajo condiciones sub-húmedas, se produzcan periódicas inundaciones extensas y prolongadas, alternando con frecuentes períodos de sequía (Quirós *et al.*, 2002b).

En lo que respecta a la temperatura, se sabe que es el factor con mayor influencia en los lagos, ya que determina su densidad, viscosidad y el movimiento de agua. Además, representa un aspecto fundamental en la distribución, crecimiento y reproducción de los organismos (Lewis, 2000). La temperatura afecta los procesos anaeróbicos y catabólicos en los lagos, así como la capacidad de difusión de ciertos gases fundamentales en dichos procesos. En este sentido, el

clima de la región es templado con veranos e inviernos bien definidos y primaveras y otoños moderados. Los valores medios mensuales de temperatura oscilan entre los 14 °C y los 20 °C.

Otro factor ambiental importante que tiene implicancia en el funcionamiento de los lagos someros es el viento, que genera la suspensión y resuspensión de sedimentos en la columna de agua debido a la escasa profundidad de estos ambientes. Este parámetro favorece y condiciona los diferentes procesos biológicos, debido a que disminuye la transparencia del agua, por lo que la penetración de la luz es menor, se reduce el límite de la capa eufótica y se generan condiciones anaeróbicas en las zonas más profundas (Margalef, 1983). En este sentido, Lagomarsino *et al.* (2015) afirman que incluso una pequeña cantidad de turbulencia puede ser suficiente para retrasar la sedimentación de las células de fitoplancton y otras partículas, provocar un aumento de nutrientes y seston en la columna de agua, y por lo tanto afectar la producción primaria, las tasas de crecimiento y la cantidad de luz bajo el agua.

La turbulencia generada por las corrientes de aire con frecuencia se considera un factor clave en muchos lagos poco profundos, especialmente en aquellos con escasa vegetación acuática sumergida (James *et al.*, 2004).

Según Pérez Ballari *et al.* (2009) las regiones occidentales y del sudoeste de la provincia de Buenos Aires, se caracterizan por presentar mayores índices de sequedad. La laguna Sauce Grande, localizada en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, no escapa a esta particularidad. Fornerón (2013) determinó la ocurrencia de un período de sequía en la laguna y cuenca del río Sauce Grande durante los años 1971-2010, con fases de sequía extrema durante los años 2008 y 2009. Por su parte, Fornerón *et al.* (2010b) determinaron que la hidrología de la laguna Sauce Grande es altamente dependiente de las precipitaciones *in situ*.

2.2. Objetivos

2.2.1. Objetivo General

El objetivo general de este capítulo fue analizar la climatología de la zona de estudio, para luego determinar cómo afecta al funcionamiento del río y laguna Sauce Grande.

2.2.2. Objetivos Específicos

- Examinar la variabilidad climática, destacando etapas representativas y anomalías en el régimen de precipitaciones.
- Determinar el papel que cumple el viento en la climatología de estos ambientes, para luego determinar su rol en el establecimiento del clima lumínico de los sistemas estudiados.
- Analizar la estacionalidad térmica, determinar períodos cálidos y fríos, para luego relacionar éstos con el funcionamiento de los sistemas.

2.3. Materiales y Métodos

La recopilación de los datos meteorológicos se realizó desde la Estación de Monitoreo Ambiental Costero (EMAC), ubicada en la ciudad balnearia de Monte Hermoso. Las EMAC son sistemas modulares que permiten monitorear parámetros atmosféricos, hidrológicos y de suelos en forma simple, práctica y de muy bajo costo, implementado por investigadores del IADO-CONICET. Se solicitaron datos del régimen de precipitaciones, velocidad de los vientos y temperatura del aire de los años 2012, 2013, 2014 y 2015.

Se realizaron gráficos de cada serie de datos para cada año estudiado, a fin de determinar la existencia de patrones anuales e interanuales.

2.4. Resultados

2.4.1. Precipitación

La precipitación en la zona de Monte Hermoso en los años estudiados registró valores anuales inferiores a los 600 mm, considerados valores históricos, y mediante los cuales se caracteriza al clima de la región como subhúmedo (Fig. 2.1). En ninguno de los años estudiados se observó un patrón claro de las precipitaciones respecto a la estacionalidad climática, aunque sí se observa una muy importante disminución de los registros en el año 2015, respecto de los años anteriores. En este sentido, en el año 2015, se registró el mínimo valor anual de 20,8 mm mientras que el máximo registro (486,8 mm) fue en el año 2013.

En el año 2012, los mínimos registros de precipitación correspondieron a enero y julio, con 0,0 y 0,2 mm, respectivamente; mientras que el mayor valor registrado fue de 64,6 mm en agosto. Para el año 2013, el registro mínimo de lluvias fue de 0,8 mm (junio de 2013) y el máximo de 98,4 mm (febrero de 2013). Durante el año 2014, se observó un claro aumento de precipitación en el mes de septiembre de 2014 registrándose un valor de 145 mm; los menores registros del año fueron de 0,0 mm y 0,4 en julio y abril, respectivamente. Por último, en 2015, se registró una clara disminución en los valores de precipitación, teniendo este año la media anual más baja de todo el período estudiado. En los meses de enero, marzo y mayo a agosto no se registraron lluvias y el mínimo valor fue de 0,6 mm en febrero y el máximo de 9,6 mm en diciembre (Fig. 2.1).

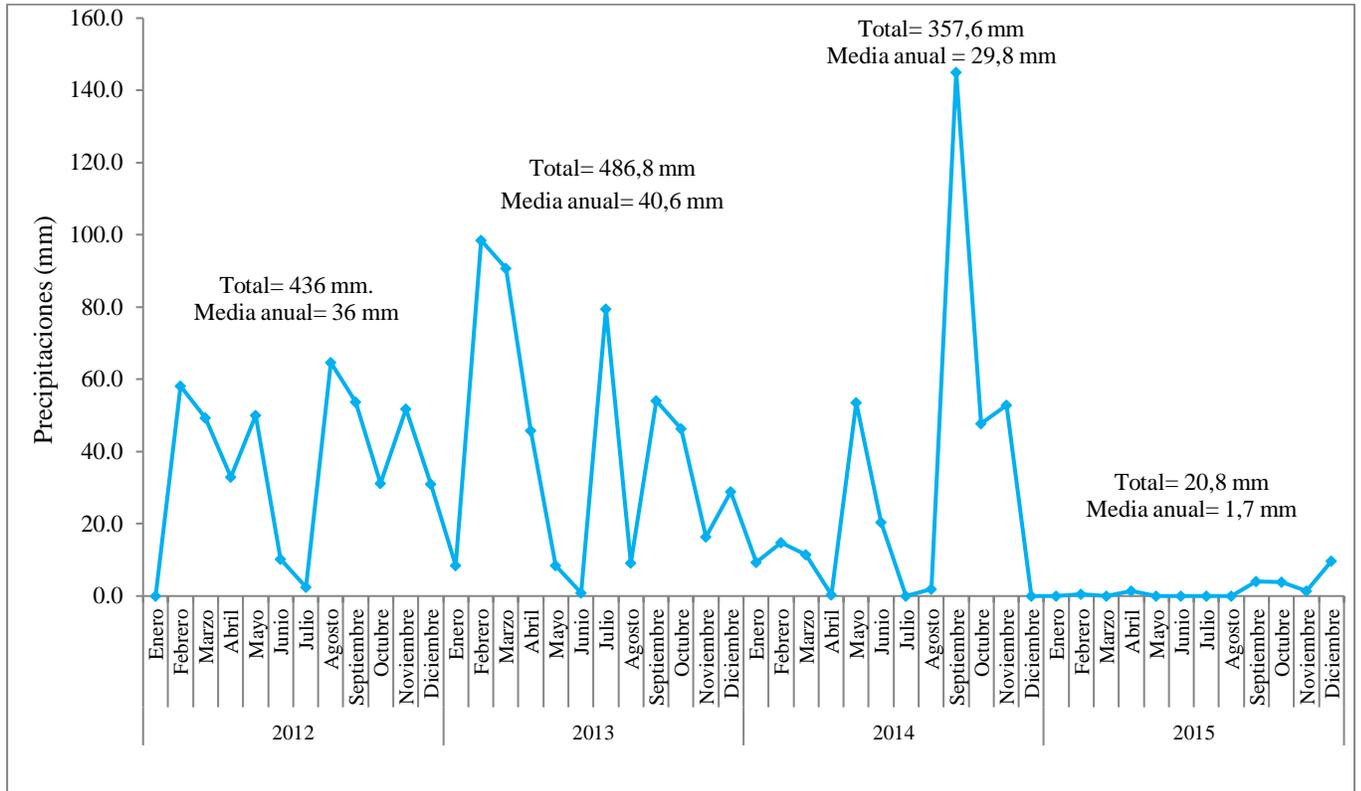


Figura 2.1. Variación mensual de las precipitaciones registradas en Monte Hermoso, en el período 2012-2015.

2.4.2. Temperatura

Los registros de temperatura media mensual en la ciudad de Monte Hermoso se muestran en la figura 2.2. La misma se comportó de manera estacional en todos los años estudiados, con veranos e inviernos bien definidos. Los mínimos valores de 6 a 9°C se registraron en el invierno (junio-julio) y los máximos, entre 20 y 26°C en el verano (diciembre-enero).

Sólo en el año 2014, se registró un valor mínimo de temperatura de 8°C en octubre de 2014.

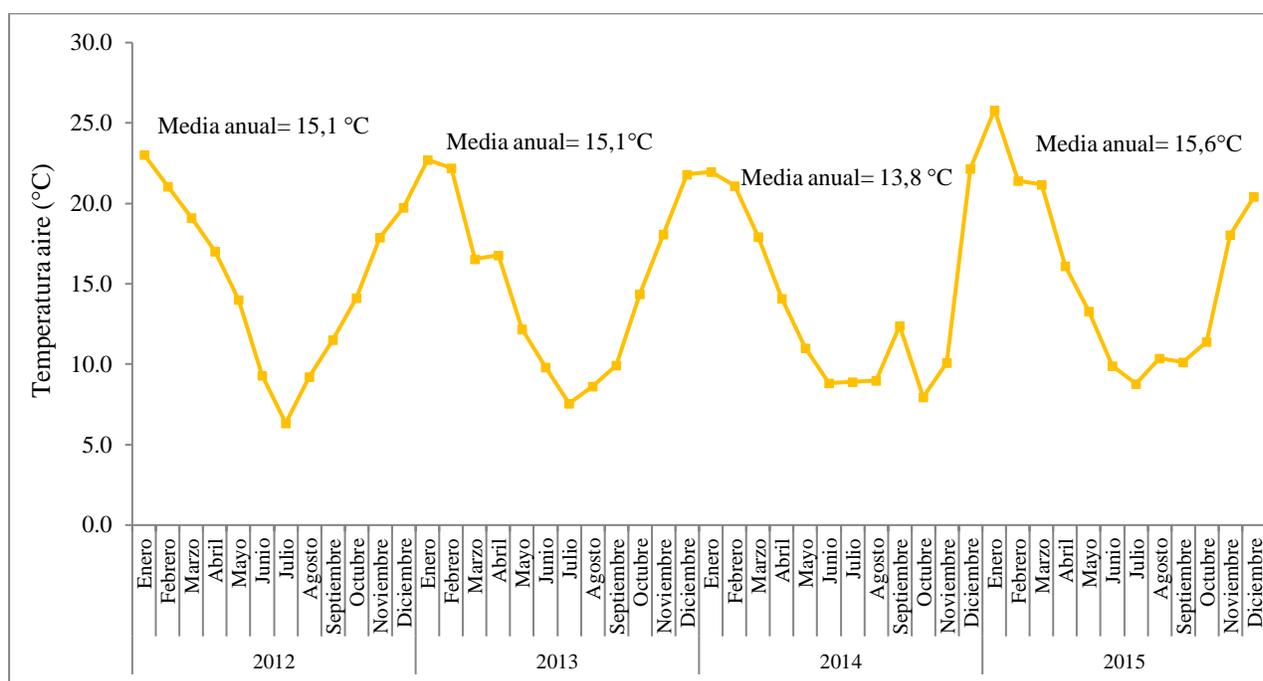


Figura 2.2. Variación de la temperatura media mensual del aire en Monte Hermoso en el período 2012-2015.

2.4.3. Velocidad del viento

El comportamiento de la velocidad mensual del viento no presentó similitudes en ninguno de los períodos estudiados, y se mostró cambiante entre períodos (Fig. 2.3).

En el año 2012, el mínimo registro de viento fue de 10,8 Km/h en agosto y el máximo de 17,2 Km/h en marzo. En el año 2013, los valores extremos fueron de 12,7 Km/h (abril de 2013) y 17,0 Km/h (enero y febrero de 2013). En el año 2014, el mínimo registro de viento fue de 7,5 Km/h en julio y el máximo de 18,0 Km/h en enero. Por último, en el año 2015, en noviembre se registró el mínimo valor de velocidad de viento de 5,2 Km/h, y el máximo se tomó en febrero y fue de 10,3 Km/h (Fig. 2.3).

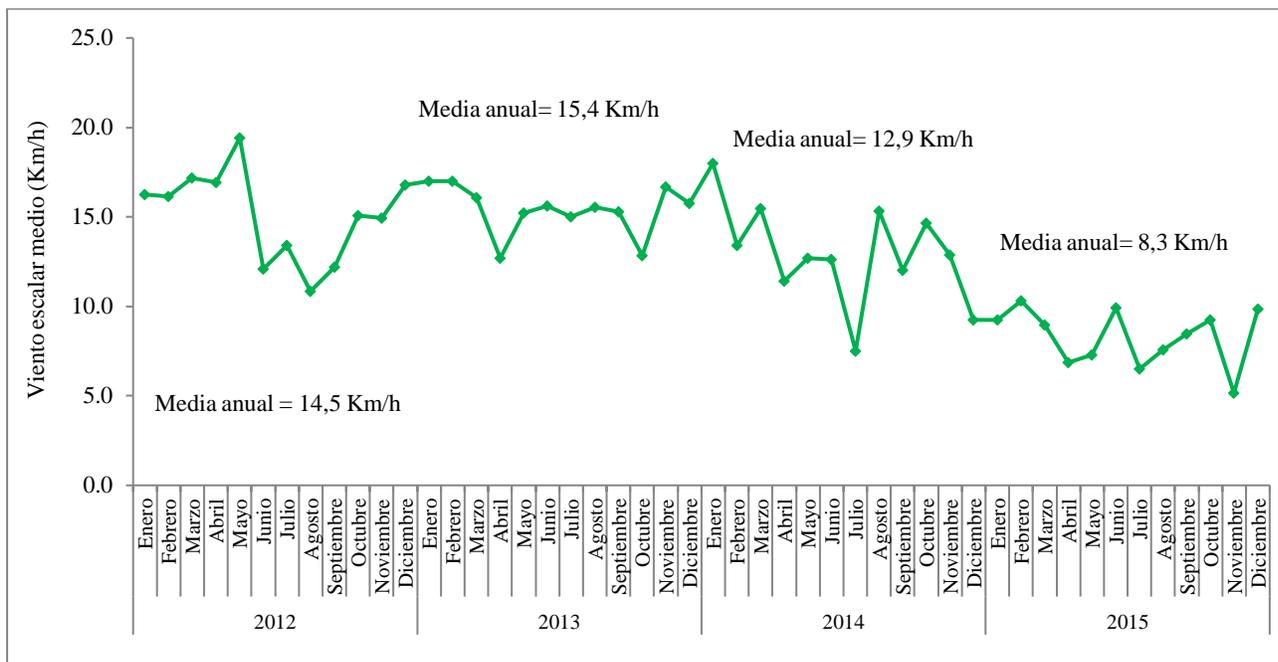


Figura 2.3. Variación de la velocidad media mensual de viento en Monte Hermoso en el período 2012-2015.

Capítulo 3

FACTORES FÍSICOQUÍMICOS Y ESTADO TRÓFICO

3.1. Introducción

Los lagos someros son globalmente el tipo más común y generalizado de masas de aguas continentales (Downing *et al.*, 2006). Son particularmente vulnerables a los desequilibrios en el balance evaporación-precipitación (Jeppesen *et al.*, 2009; Moss *et al.*, 2011) debido a su gran relación superficie-volumen. Tanto la alteración de este balance, como la modificación del nivel de la capa freática y los cambios en los tiempos de residencia del agua, pueden variar las concentraciones de nutrientes y la salinidad (Quirós *et al.*, 2002a, b; Beklioglu *et al.*, 2007; Beklioglu *et al.*, 2011).

Este efecto concentración-dilución se ve directamente reflejado en la modificación de la abundancia en las comunidades bióticas (Quirós *et al.*, 2002a, b). Durante el ciclo estacional, en el período de balance hídrico negativo, cuando en la laguna se concentran sus componentes disueltos, se produce también un aumento por unidad de volumen de las biomásas de fitoplancton, zooplancton y peces. Además, la disminución de la descarga y el aumento del tiempo de permanencia del agua conduce a bajas concentraciones de oxígeno disuelto en la interfase agua-sedimento, aumento de la entrada de fósforo a la columna de agua por carga interna, aumento a concentraciones tóxicas de amonio y sulfhídrico, que conducen normalmente a una mortandad masiva de peces.

Por el contrario, durante el período húmedo se produce la dilución de los compartimentos abióticos, el aumento de la concentración de oxígeno disuelto en la interfase agua-sedimento y la

disminución por unidad de volumen de las biomásas de fitoplancton, zooplancton y peces (Quirós *et al.*, 2002a, b).

Jeppesen *et al.* (2015) también mencionan que si bien, una disminución del nivel de agua típicamente se asocia con una reducción de carga externa de nutrientes, puede ocurrir que por el contrario aumenten sus concentraciones, con la consiguiente eutrofización de lagos y embalses, debido a la mayor carga interna en una menor cantidad de agua. Al mismo tiempo, debido a la mayor temperatura que tienen los sedimentos de los lagos someros en verano, la tasa de reciclaje de materia orgánica es comparativamente más elevada (Jeppesen *et al.*, 1997). Sumado a esto, los nutrientes son rápidamente devueltos a la columna de agua a causa de una continua suspensión del material del fondo por efecto del viento (Scheffer, 1998).

En particular, la gran mayoría de las lagunas pampeanas presentan una hidroquímica altamente variable (Quirós & Drago, 1999). Su concentración salina permite clasificarlas como lagos subsalinos y salinos (Ringuelet, 1962; Ringuelet *et al.*, 1967; Drago & Quirós, 1996) y, en algunos casos, como lagos dulciacuícolas (<0.5 g.L⁻¹ de sólidos disueltos totales). Además, estas lagunas poseen una dinámica particular de nutrientes, tanto por su ubicación en zonas de suaves pendientes y suelos fértiles, como por la carga de nutrientes que es generalmente más elevada que en los lagos profundos (Sosnovsky y Quirós, 2006). Actualmente, estos cuerpos de agua, se encuentran bajo estrés ambiental manifiesto, factor que contribuye a un mayor incremento de su contenido de nutrientes (Quirós *et al.*, 2002a).

Una de las consecuencias directas del aumento de las concentraciones de los distintos nutrientes en las lagunas es el fenómeno de eutrofización, uno de los problemas medioambientales más frecuentes en las aguas continentales. La eutrofización se produce, primariamente, por el aumento de las concentraciones de dos nutrientes fundamentales: nitrógeno y fósforo, generalmente como resultado de actividad antrópica (OCDE, 1982).

Particularmente, en los lagos someros, los procesos de eutrofización son complejos debido a las muy estrechas interacciones agua-tierra, agua-aire y agua-sedimentos que tienen lugar en los mismos (Quinn & Sellinger, 2006; Smolders *et al.*, 2006). Así, el estado trófico de un lago depende principalmente de la carga de nutrientes, de su morfometría y del tiempo de permanencia del agua en el mismo (Vollenweider, 1969; Dillon & Rigler, 1975; Sosnovsky y Quirós, 2006).

Asimismo, la eutrofización puede ser producida por el ser humano. Específicamente, el estado trófico de las lagunas pampeanas es influenciado tanto por la fertilidad de los suelos y las condiciones hidro-meteorológicas como por las actividades humanas (Sosnovsky y Quirós, 2006). Según Margalef (1983) los factores más importantes de eutrofización antrópica son entre otros, 1) las aguas residuales, domésticas e industriales, 2) las aguas sobrantes de riego en la agricultura enriquecida con abonos, 3) las aguas de escorrentía después del uso de herbicidas.

El concepto de estado trófico ha sido utilizado en la Argentina para lagos y lagunas y generalmente se lo ha relacionado con la calidad de las aguas (Quirós *et al.*, 2002a, b; Quirós, 2005; Quirós *et al.*, 2005; Bohn *et al.*, 2012; Ledesma *et al.*, 2013).

El estado trófico de un ecosistema acuático puede ser definido mediante índices que describen el grado de eutrofización. Éstos permiten clasificar a los lagos, lagunas y embalses como oligotróficos (con bajos niveles de nutrientes), eutróficos (niveles de nutrientes aumentados) e hipertróficos (con gran abundancia de nutrientes). Estos indicadores y modelos están basados fundamentalmente en parámetros químicos y físicos (*e.g.* concentración de nutrientes y de clorofila *a* fitoplanctónica, turbidez, concentración de oxígeno disuelto) (Carlson, 1977; Lampert & Sommer, 1997). En nuestro país, el número de lagos y reservorios que experimentan eutrofización parece haberse incrementado en los últimos años (Fernández *et al.*, 2009). La mayoría de las lagunas pampeanas están sujetas a una progresiva eutrofización debido a la intensidad del uso de la tierra en los campos aledaños y su nivel trófico varía entre eutrófico e

hipertrófico (Quirós & Drago, 1999; Quirós *et al.*, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2015, Izaguirre *et al.*, 2015).

3.2. Objetivos

3.2.1. Objetivo General

Determinar la variación mensual de los parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, salinidad, conductividad, turbidez) y eco-fisiológicos (clorofila *a*, oxígeno disuelto y concentración de N, P y Si) a lo largo de los años estudiados, tanto en la laguna Sauce Grande como en la cuenca media del río de influencia.

3.2.2. Objetivos Específicos

- Establecer qué variables fisicoquímicas presentan mayor variación mensual durante el período estudiado, tanto en el río Sauce Grande como en la laguna Sauce Grande.
- Definir a los ambientes en función de los parámetros fisicoquímicos registrados *in situ* y el contenido de nutrientes.
- Identificar que nutrientes podrían ser limitantes de la actividad biótica tanto en el río como en la laguna Sauce Grande.
- Determinar el estado trófico de la laguna Sauce Grande y el río homónimo mediante el empleo de diferentes indicadores (índices de estado trófico ecológico y biótico).

3.3. Materiales y Métodos

3.3.1. Diseño de muestreo

3.3.1.1. Laguna Sauce Grande

Se efectuaron campañas desde abril de 2012 hasta julio de 2015, con una frecuencia mensual. Los puntos muestreados estuvieron sometidos a diferentes niveles hídricos, recordando que la hidrología de la laguna Sauce Grande es altamente dependiente de las precipitaciones *in situ* (Fornerón *et al.*, 2010b). Desde el año 2010, se observó una paulatina y drástica disminución de la profundidad de la laguna que se extendería hasta principios del año 2014 (Fig. 3.1).

A



B



Figura 3.1. Imagen del estado hídrico de la laguna Sauce Grande en época de extrema sequía, entre fines del año 2010 (A) y principios del año 2014 (B). Nótese que el muelle de pesca queda fuera del nivel del agua y la mortandad de peces por hipoxia.

También Ferrer *et al.* (2012), al estudiar la laguna en el otoño de 2010, relacionaron la disminución del nivel de agua de la laguna Sauce Grande con la sequía registrada en la zona durante los años 2008-2009 (Fornerón *et al.*, 2010a). Durante el año 2012, a la sequía registrada para la zona, que provocara la declaración de la Emergencia Agropecuaria por parte del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires, se le sumó el problema del desvío de agua desde el río afluente de la laguna hacia los campos aledaños a su cuenca, ya sea para riego por aspersión o para diques de derivación de agua (Cifuentes y Bonzini, 2013)

Esta última situación motivó la prohibición de toda captación del recurso hídrico superficial que provoca la disminución del módulo del río Sauce Grande y sus tributarios, en el tramo comprendido entre sus nacientes y el punto de descarga en el embalse Dique Paso de Las Piedras, así como en el tramo posterior al embalse y hasta su desembocadura en la laguna Sauce Grande.

La conjunción de estas causas, agravó la disminución del nivel de agua que la laguna venía sufriendo desde el 2010, por lo que se impidió el ingreso de cualquier tipo de embarcación hacia los sitios internos. En función de ello, desde abril 2012 a julio 2014 las muestras fueron extraídas desde un sitio costero del cuerpo de agua, **E1**. Durante el año 2014, la laguna comenzó a retomar su nivel de agua (Fig. 3.2) y desde agosto de ese año se liberó el ingreso de embarcaciones.



Figura 3.2. Imagen de la laguna en época de crecida, entre agosto de 2014 y julio de 2015.

En vista de este nuevo escenario, desde agosto de 2014 a julio de 2015, se establecieron tres sitios de muestreo en la laguna Sauce Grande, representativos de la misma: **E1**- sector litoral ($38^{\circ} 56' 49''$ S- $61^{\circ} 20' 56''$ O), **E2**- en la entrada del río al cuerpo de agua ($38^{\circ} 56' 049''$ S- $61^{\circ} 25' 469''$ O) y **E3**- en el sector más profundo de la laguna ($38^{\circ}56' 063''$ S- $61^{\circ}23' 768''$ O) (Fig. 3.3).

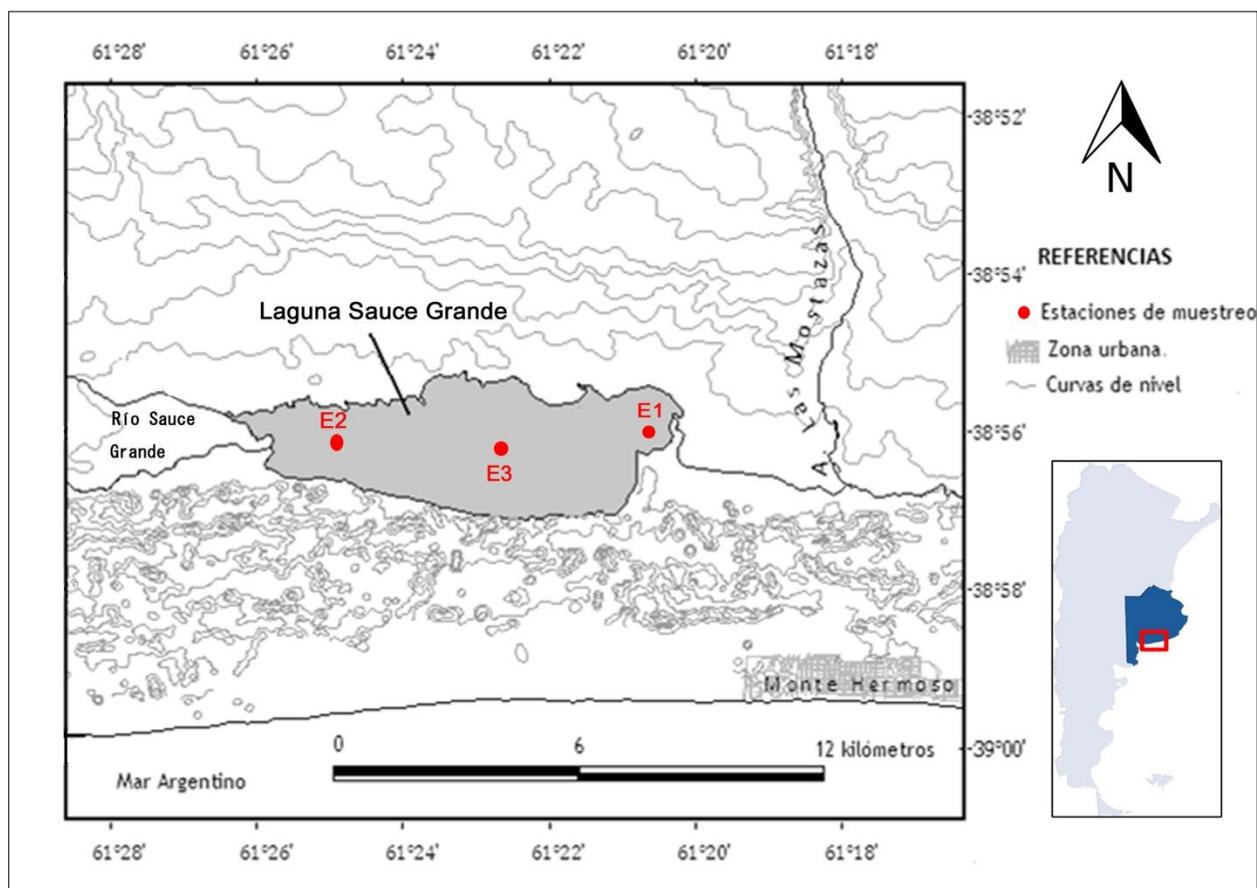


Figura 3.3. Ubicación de la laguna Sauce Grande y las estaciones de muestreo E1, E2 y E3 establecidas en la misma.

3.3.1.2. Río Sauce Grande

En el río Sauce Grande se determinó un punto intermedio de la cuenca media (**E4**), sobre el puente “Las Oscuras” ($38^{\circ}45'47''\text{S}$ - $61^{\circ}42'44''\text{O}$) ubicado en la ruta nacional N°3, en el Km 633. Los muestreos se extendieron desde abril de 2014 a julio de 2015 (Fig. 3.4).

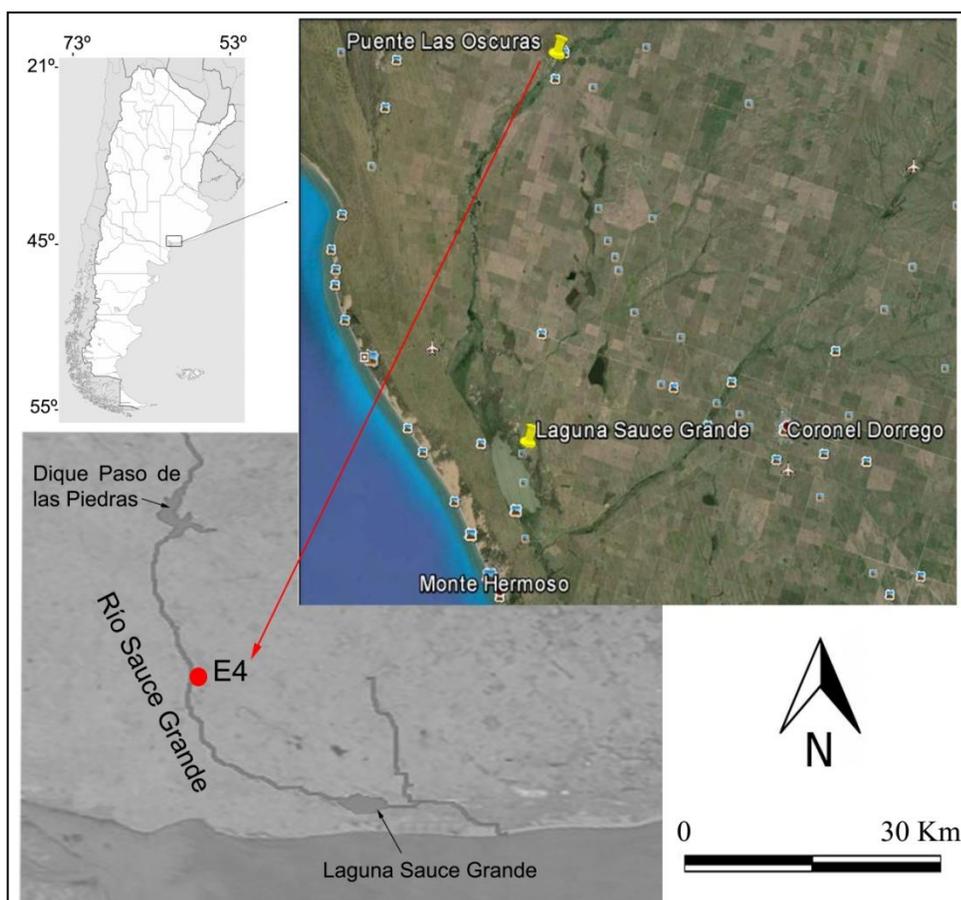


Figura 3.4. Ubicación de la cuenca media del río Sauce Grande y del punto de muestreo establecido en la misma (E4).

3.3.2. Esquema general de muestreo

Ciclo	E1	E2	E3	E4
2012-2013	Fitoplancton	—	—	—
	Horiba	—	—	—
	Clorofila <i>a</i>	—	—	—
2013-2014	Fitoplancton	—	—	—
	Horiba	—	—	—
	Clorofila <i>a</i>	—	—	—
	Nutrientes	—	—	—
2014-2015	Fitoplancton	Fitoplancton	Fitoplancton	Fitoplancton
	Horiba	Horiba	Horiba	Horiba
	Clorofila <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>
	Nutrientes	Nutrientes	Nutrientes	Nutrientes
	OD	—	—	OD
	PP	—	—	—

Tabla 3.1. Variables consideradas en cada estación de muestreo para cada período estudiado (OD: Oxígeno Disuelto; PP: Productividad Primaria).

3.3.3. Tareas de Campo

Las tareas de campo detalladas en el presente capítulo se refieren a la toma de muestras de agua en los sitios estipulados, tanto en el río Sauce Grande como en la laguna Sauce Grande, para la determinación de clorofila *a* y concentración de nutrientes (nitrógeno disuelto total, fósforo disuelto total y sílice reactivo disuelto). Las muestras se tomaron con botellas tipo Van Dorn, y se conservaron en oscuridad y frío mientras se transportaban al laboratorio.

Por otra parte, en cada sitio y en ambos ambientes se registraron variables fisicoquímicas del agua mediante la utilización de un multisensor Horiba U-10 (Fig. 3.5). Se tomaron datos superficiales de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, conductividad eléctrica (CE, $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), turbidez (UNT) y salinidad (g/l)



Figura 3.5. Multisensor Horiba U-10 utilizado en la toma de parámetros fisicoquímicos en los ambientes estudiados.

Asimismo, se extrajeron muestras para la determinación de la concentración de oxígeno disuelto, tanto en el río como en la laguna, aunque en ésta última para este parámetro sólo se muestreó en el sector de la orilla (E1). La recolección de agua se realizó en yodines calibrados y se fijaron *in situ* empleando una solución alcalina de ioduros y una solución de sulfato manganeso. Estas muestras fueron transportadas al laboratorio en oscuridad y frío.

3.3.4. Tareas de Laboratorio

3.3.4.1. Determinación de la concentración de nutrientes inorgánicos

Se determinó la concentración de fósforo disuelto total (que incluye, fosfato inorgánico disuelto y fósforo orgánico disuelto), la concentración de nitrógeno disuelto total (que incluye DIN como amonio+nitratos+nitritos, y nitrógeno orgánico disuelto), y la concentración de sílice reactivo disuelto.

Las muestras fueron filtradas con filtros de fibra de vidrio (GF/F) de 0,7 μm de tamaño de poro (previamente colocados en mufla a 450°C durante 4h y lavados con agua ultrapura) manteniendo la presión por debajo de los 26×10^3 Pa (200 mmHg). Las alícuotas destinadas a la cuantificación de sílice reactivo disuelto, nitrógeno disuelto total y fósforo disuelto total, fueron congeladas inmediatamente sin adición de preservantes y almacenadas a -20°C hasta su análisis en botellas de polietileno, escrupulosamente lavadas con HCl 1M y enjuagadas con agua ultrapura.

▪ Sílice reactivo disuelto: Su cuantificación se realizó sobre alícuotas mantenidas 24 horas a temperatura ambiente antes de su análisis, para su depolimerización (Aminot *et al.*, 2009). La

técnica empleada está basada en Strickland & Parsons (1972) y consiste en la reducción del complejo β -silicomolibdico (formado por reacción entre silicato con molibdato (a pH~1,5) con ácido ascórbico, obteniéndose un complejo azulado cuya cuantificación se realiza a 810 nm en celda de 1 cm de camino óptico.

▪ Nitrógeno disuelto total y fósforo disuelto total: Se empleó el método de oxidación alcalina con persulfato de potasio para la digestión (150°C/1hora) de compuestos de nitrógeno y fósforo, obteniéndose la transformación simultánea de los compuestos nitrogenados disueltos a nitratos y los compuestos de fósforo a ortofosfato para su posterior cuantificación (Ebina *et al.*, 1983). Para su cuantificación, los nitratos fueron reducidos a nitritos empleando una columna de cadmio cuperizado (Wood *et al.*, 1967), previa neutralización; los nitritos fueron determinados espectrofotométricamente (a 543 nm) luego de la formación de un complejo altamente coloreado por diazotación con sulfanilamida y combinación con N-naftil-etilendiamina (NED) en condiciones ácidas (Benschneider & Robinson, 1952).

Para obtener la concentración de ortofosfato se empleó el método de reducción del ácido ascórbico según Murphy & Riley (1958), donde el complejo fosfomolibdico formado entre el fosfato y el molibdato en condiciones ácidas (pH~0.8) en presencia de antimonio es reducido por el ácido ascórbico a azul de molibdeno y cuantificado a 885 nm.

Estas determinaciones estuvieron a cargo del personal del Laboratorio de Química Ambiental del Departamento de Química de la Universidad Nacional del Sur.

3.3.4.2. Determinación de la concentración de Clorofila *a*

El contenido de clorofila “*a*” (expresadas en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) se determinó de acuerdo al método espectrofotométrico recomendado por APHA-AWWA-WEF (1998). Este método consiste en una extracción de los pigmentos con acetona: agua (9:1) durante toda la noche a bajas temperaturas y oscuridad. Las lecturas de los extractos se realizaron en un espectrofotómetro Cary 60, utilizando celdas de 1 cm de camino óptico, antes y después de acidificar para la corrección por feopigmentos según Lorenzen, 1967.

La obtención de estos datos también estuvo a cargo del personal del Laboratorio de Química Ambiental del Departamento de Química de la Universidad Nacional del Sur.

3.3.4.3. Determinación del Estado Trófico

El estado trófico de la laguna Sauce Grande se determinó mediante el Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) (Carlson, 1977), a partir de los valores de concentración de clorofila *a* (*Cl a*) y de fósforo total (TP) en superficie (Ecuaciones 3.1 y 3.2). Este índice puede variar entre 0 y 100: <30, oligotrófico; 30-60, mesotrófico; 60-90, eutrófico; >90, hipereutrófico.

$$\text{TSI} (\text{Cl } a) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \cdot \ln \text{Cl } a}{\ln 2} \right) \quad (\text{Ecuación 3.1})$$

$$\text{TSI} (\text{TP}) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{\text{TP}}}{\ln 2} \right) \quad (\text{Ecuación 3.2})$$

Por su parte, para la determinación del estado trófico del río, en base a las mismas variables utilizadas en la laguna (concentración de Cl *a* y fósforo total), se siguieron los trabajos de Dodds *et al.* (1998) y Van Nieuwenhuysse & Jones (1996).

3.3.4.4. Determinación de la concentración de oxígeno disuelto (OD) en la laguna Sauce Grande (E1) y el río homónimo.

Para la estimación de la concentración de OD se titularon las muestras luego de disolver el precipitado en medio ácido, con tiosulfato de sodio 0,0200 N empleando almidón como indicador.

Los ambientes estudiados, fueron luego clasificados según lo determinado por la Cátedra de Limnología de la Universidad de Buenos Aires (2000), en función de los valores de concentración de oxígeno registrados. Esta clasificación define un ambiente como rico en oxígeno ($OD > 7 \text{ mg.l}^{-1}$), moderadamente oxigenado ($5-7 \text{ mg.l}^{-1}$), débilmente oxigenado ($3-5 \text{ mg.l}^{-1}$), pobre en oxígeno ($1-3 \text{ mg.l}^{-1}$) y anóxico ($< 1 \text{ mg.l}^{-1}$).

3.3.5. Análisis de los datos

Se realizaron análisis no paramétricos de la varianza sobre los datos fisicoquímicos, contenido de clorofila *a* y nutrientes, a fin de determinar diferencias temporales y espaciales. Para las temporales, se estudiaron diferencias entre meses dentro de cada ciclo. Por otra parte, se evaluaron las diferencias temporales entre ciclos, sólo tomando los datos de la estación E1 por ser la que presentó continuidad de muestreo a lo largo de todo el período estudiado. Las diferencias

espaciales se estudiaron sólo para el ciclo 2014-2015, entre las diferentes estaciones de muestreo de la laguna (E1, E2 y E3) y del río (E4). Para estos análisis se utilizó el programa InfoStat versión estudiantil (Di Rienzo *et al.*, 2008).

3.4. Resultados

3.4.1 Variables fisicoquímicas

No se hallaron diferencias significativas entre meses en ninguno de los ciclos para las variables fisicoquímicas estudiadas (conductividad eléctrica (CE), pH, profundidad, temperatura del agua y turbidez) (**Ciclo 2012-2013** y **Ciclo 2013-2014**: $K= 11$; $p= 0,443$; **Ciclo 2014-2015**: **E1**, $K= 15$; $p= 0,451$; **E2 y-E3**, $K= 9$, $p= 0,437$ y **E4**, $K= 15$, $p= 0,451$). Tampoco se establecieron diferencias temporales entre ciclos, al comparar la E1 (Véase anexo). Mientras que en el ciclo 2014-2015, se establecieron diferencias espaciales entre estaciones de muestreo para el pH ($K= 34,684$, $p< 0,0001$), la turbidez ($K= 65,340$, $p< 0,0001$), la conductividad ($K= 62,236$, $p< 0,0001$) y la profundidad ($K= 53,448$, $p< 0,0001$). En términos generales, se diferencian la E1 y E3 de la E4, aunque en el caso de la profundidad, se diferencia la E1 de la E3. Sólo la temperatura no mostró diferencias ni entre sitios ($K= 2,37$, $p= 0,796$) ni entre estaciones en el ciclo 2014-2015 (Véase Anexo).

3.4.1.1. Laguna Sauce Grande

Los valores mínimos, máximos, promedios y los desvíos estándar de las variables fisicoquímicas registradas en la laguna Sauce Grande para cada período y estación de muestreo se muestran en la tabla 3.2.

El pH de la laguna Sauce Grande no mostró cambios estadísticamente significativos entre meses en ninguno de los períodos evaluados. En el ciclo 2014-2015, en general los registros de la E3 fueron más similares a los de la E1, mientras que los valores de pH de la E2 fueron siempre

inferiores a los registros de las demás estaciones. En los tres períodos, los valores oscilaron entre 8,4 y 10,8, lo que define a la laguna Sauce Grande como un cuerpo de agua alcalino (Fig. 3.6).

Los registros de temperatura mínimas fueron de 5°C para los meses junio-julio mientras que los valores más elevados fueron de 26 a 29 °C en diciembre o enero. El ciclo más cálido fue el 2013-2014 con una temperatura promedio de 18°C (Fig. 3.7).

La salinidad de la laguna Sauce Grande para el ciclo 2012-2013 se estimó en un valor promedio de 0,6 g/l, mientras que para el ciclo 2013-2014 el valor medio fue de 0,8 g/l. En el ciclo 2014-2015, la salinidad promedió en 0,3, 0,1 y 0,2 g/l, para las estaciones E1, E2 y E3, respectivamente. De acuerdo al sistema propuesto por Aguesse y luego modificado por Ringuelet (1967), dichos valores definen a la laguna como oligohalina (salinidad media entre 0,5 a 5 g/l) en los dos primeros ciclos estudiados, y como hipohalina (salinidad media < 0,5 g/l), en el ciclo 2014-2015.

La profundidad y la CE se comportaron de manera inversa, en los tres ciclos estudiados, aunque más marcadamente en ciclo 2014-2015. En este sentido, la CE mostró una tendencia creciente en los valores registrados en la estación E1 de la laguna durante los períodos 2012-2013 y 2013-2014, con máximos de 16 mS.cm⁻¹ y 27,5 mS.cm⁻¹, respectivamente (Fig. 3.8 A, B), mientras que para el ciclo 2014-2015, la tendencia en los valores registrados fue notoriamente decreciente (Fig. 3.9). Además, los menores valores de este último período siempre correspondieron a la E2 mientras que los mayores siempre se obtuvieron en la E1: la CE varió entre 2,5 y 9,7 mS.cm⁻¹ en la E1, entre 1,1 y 5,6 mS.cm⁻¹ en la E2, y entre 2,1 y 6,4 mS.cm⁻¹ en la E3 (Fig. 3.9 A, B y C). Por su parte, la profundidad de la laguna, llegó a un máximo de sólo 1 m en el mes de octubre de 2012 (Fig. 3.8 A) y en 2013 no superó los 0,70 m, registrándose una tendencia descendente desde noviembre de 2013 hacia el fin del período muestreado (Fig. 3.8 B). Durante el ciclo 2014-2015, las profundidades registradas fueron notoriamente superiores a las

medidas en los períodos anteriores, con profundidades medias de 0,9 m en la E1, 1,4 m en la E2 y de 2,1 m en la E3 (Fig. 3.9 A, B y C).

Por último, la turbidez de la laguna durante los ciclos 2012-2013 y 2013-2014 registró valores medios de 966 y 934 UNT, respectivamente (Fig. 3.10 A y B). Al igual que la relación CE-profundidad, los mayores valores de turbidez registrados coinciden con los menores de profundidad. Durante el período 2014-2015, los valores registrados de turbidez fueron claramente menores, siendo los promedios de 481 UNT en la E1, 156 en la E2 y 440 en la E3 (Fig. 3.11 A, B y C). Los mayores registros correspondieron al E1 y E3, mientras que los menores valores siempre fueron los de E2. En este período se observó también, que hacia julio de 2015, la turbidez tendió a disminuir, mientras que la profundidad a aumentar (Fig. 3.11 A, B y C).

			pH	CE (mS.cm ⁻¹)	Turbidez (UNT)	Temp. agua (°C)	Salinidad (g.L ⁻¹)	Profundidad (m)
Ciclo 2012-2013	E1	Mín	8,4	9,1	650	5,1	0,5	0,3
		Máx	10,8	16,0	999	26,1	0,9	1,0
		\bar{x}	10,0	11,1	966	14,9	0,6	0,5
		DS	0,7	2,4	100	6,5	0,2	0,3
Ciclo 2013-2014	E1	Mín	8,7	8,7	536	5,5	0,5	0,4
		Máx	10,8	27,5	999	29,3	1,7	0,7
		\bar{x}	10,2	13,7	934	18,2	0,8	0,5
		DS	0,5	6,5	143	8,8	0,4	0,1
Ciclo 2014-2015	E1	Mín	9,1	2,5	225	5,0	0,1	0,5
		Máx	10,5	9,7	790	24,7	0,9	1,8
		\bar{x}	9,9	6,3	481	14,2	0,3	0,9
		DS	0,4	3,1	152	5,7	0,2	0,4
	E2	Mín	9,2	1,1	36	8,0	0,1	1,2
		Máx	9,6	5,6	312	23,7	0,3	1,8
		\bar{x}	9,4	3,0	156	15,1	0,1	1,4
		DS	0,2	1,6	115	5,2	0,1	0,2
	E3	Mín	9,6	2,1	194	7,2	0,1	1,6
		Máx	10,5	6,4	809	23,5	0,3	2,9
		\bar{x}	10,1	4,5	440	14,8	0,2	2,1
		DS	0,2	1,8	206	5,1	0,1	0,4

Tabla 3.2. Valores mínimos (Mín), máximos (Máx), promedios (\bar{x}) y desvío estándar (DS) de las variables fisicoquímicas registradas en las estaciones de muestreo de la laguna Sauce Grande en los tres ciclos anuales estudiados.

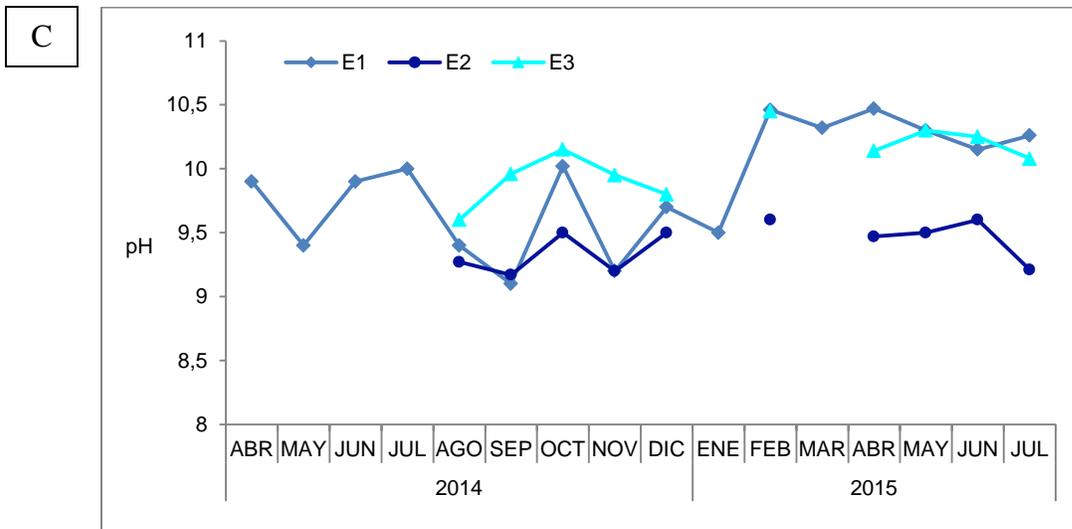
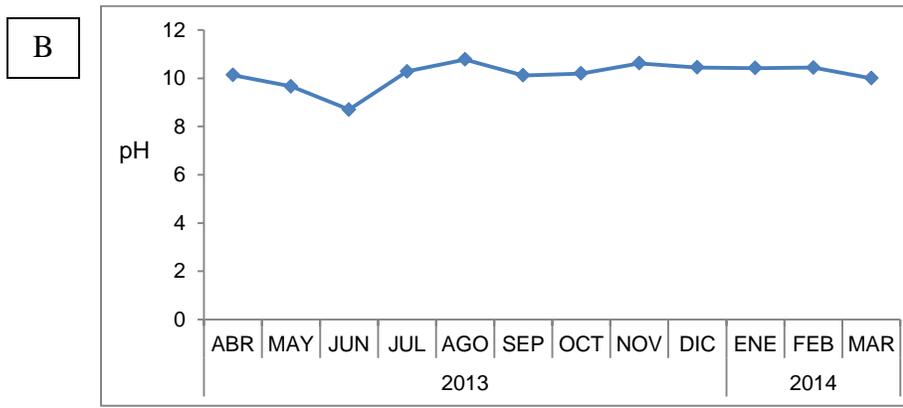
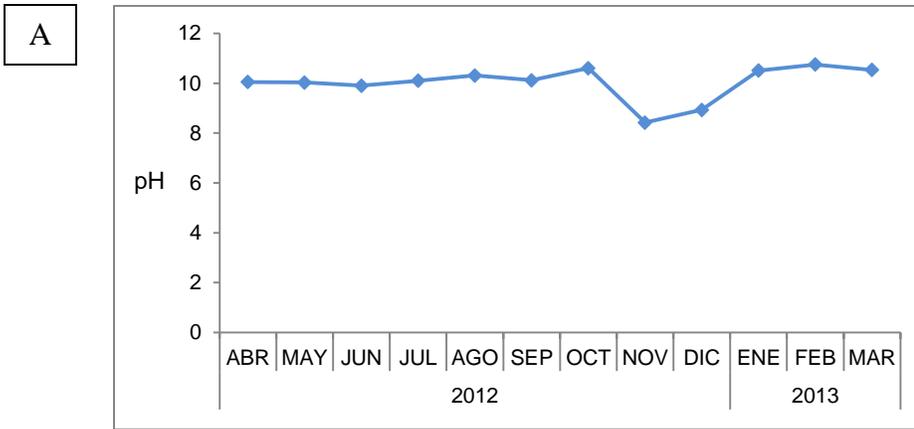


Figura 3.6. Comportamiento del pH en la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2012-2013 (A), 2013-2014 (B) y 2014-2015 (C).

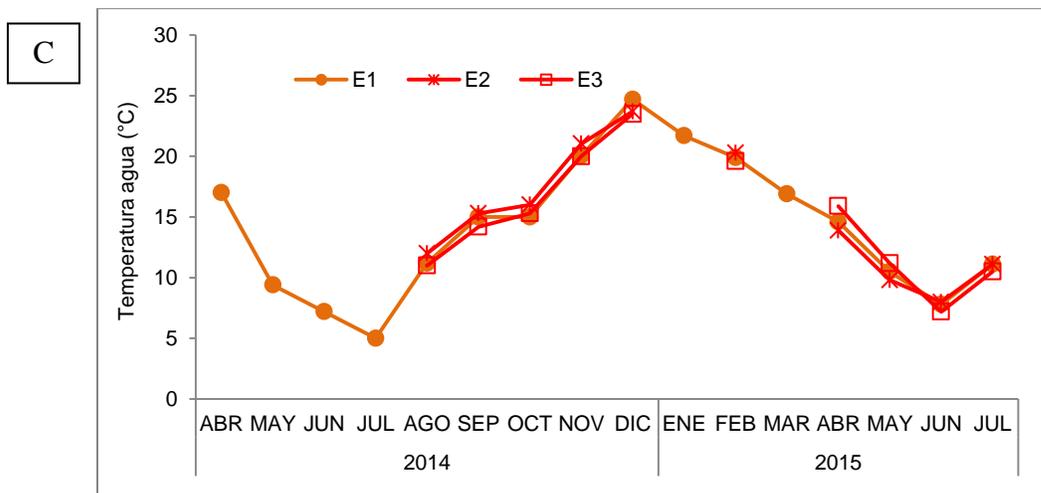
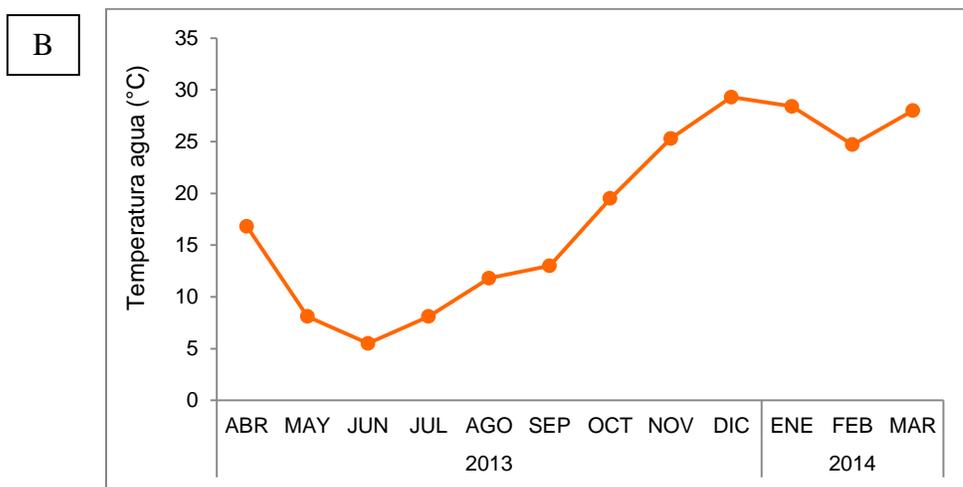


Figura 3.7. Variación de la temperatura del agua de la laguna registrada en los períodos 2012-2013 (A), en 2013-2014 (B) y 2014-2015 (C).

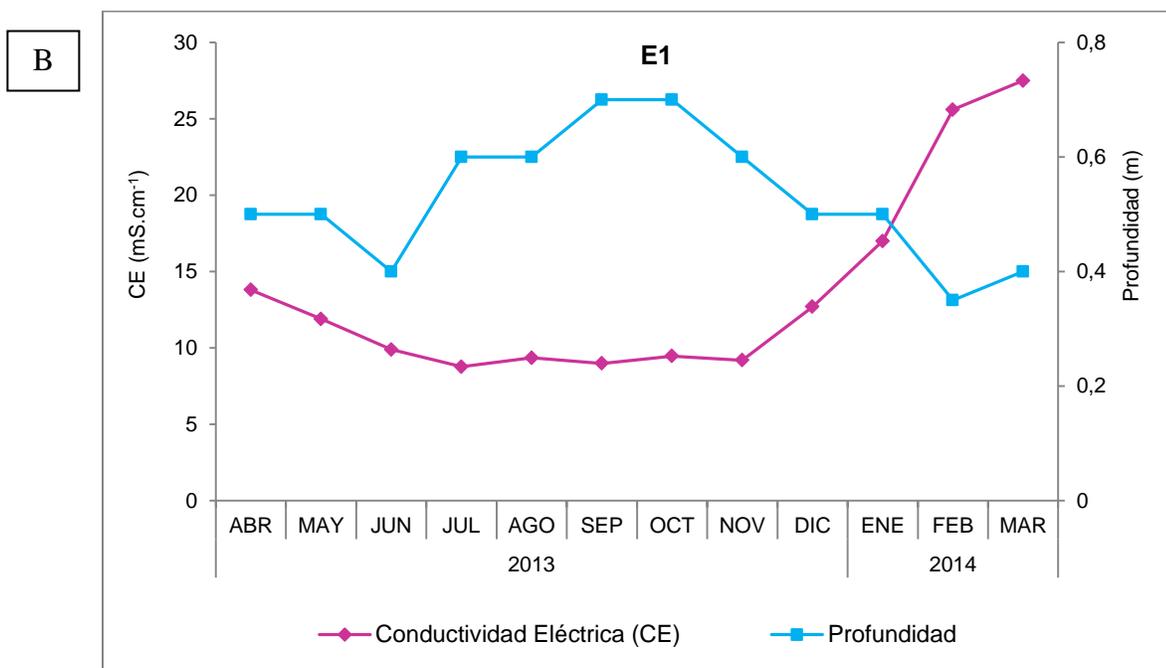
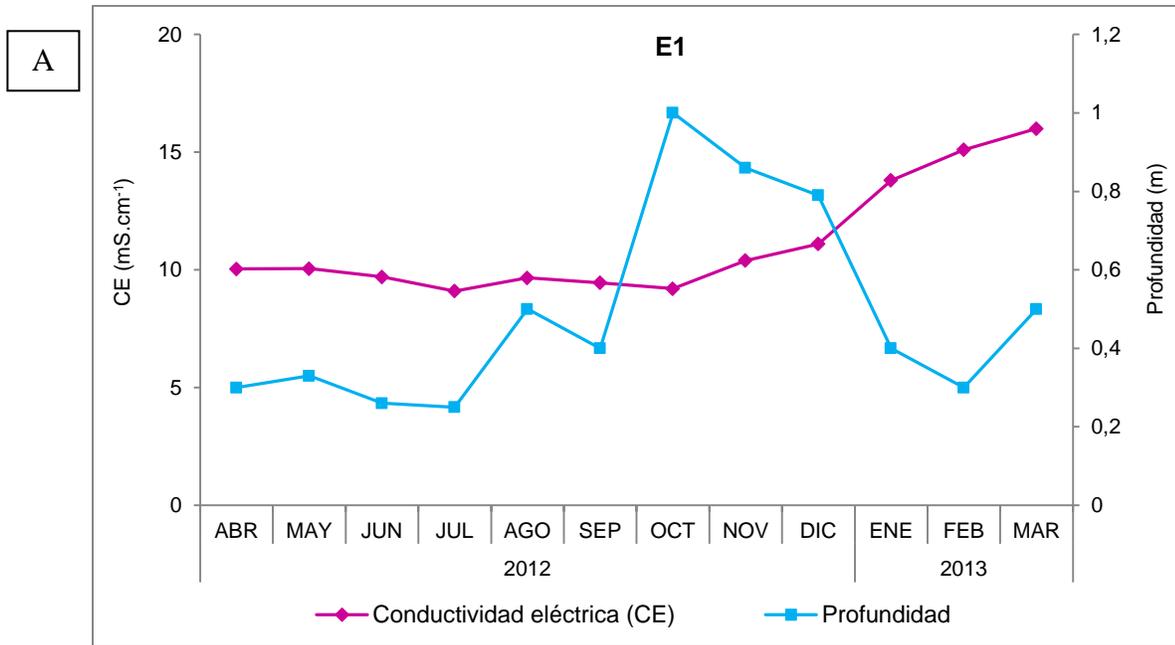


Figura 3.8. Relación entre la variación de conductividad eléctrica (CE) y profundidad para la estación E1 de la laguna Sauce Grande en los ciclos 2012-2013 (A) y 2013-2014 (B).

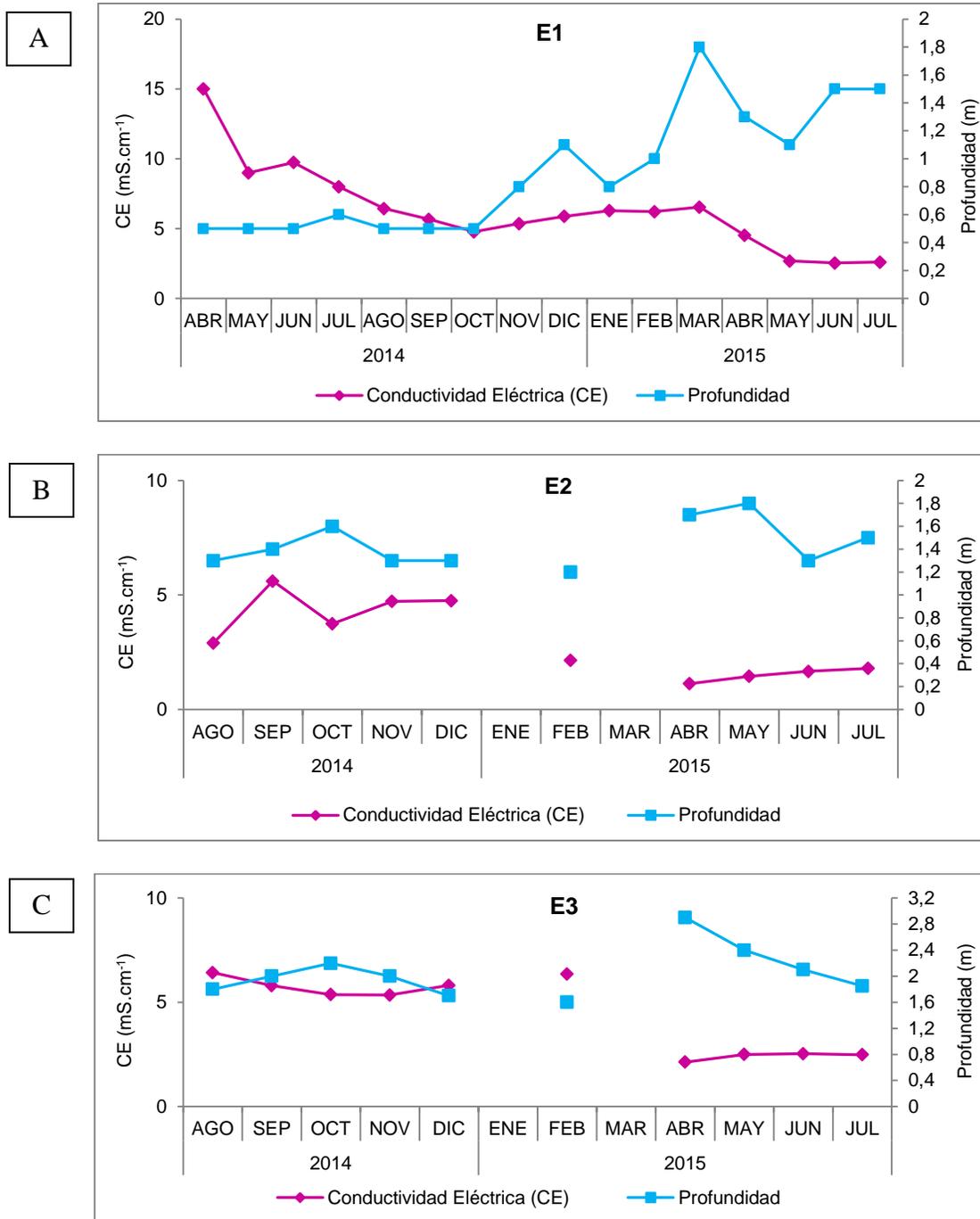


Figura 3.9. Relación entre la variación de conductividad eléctrica (CE) y profundidad para las estaciones E1 (A), E2 (B) y E3 (C) de laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015.

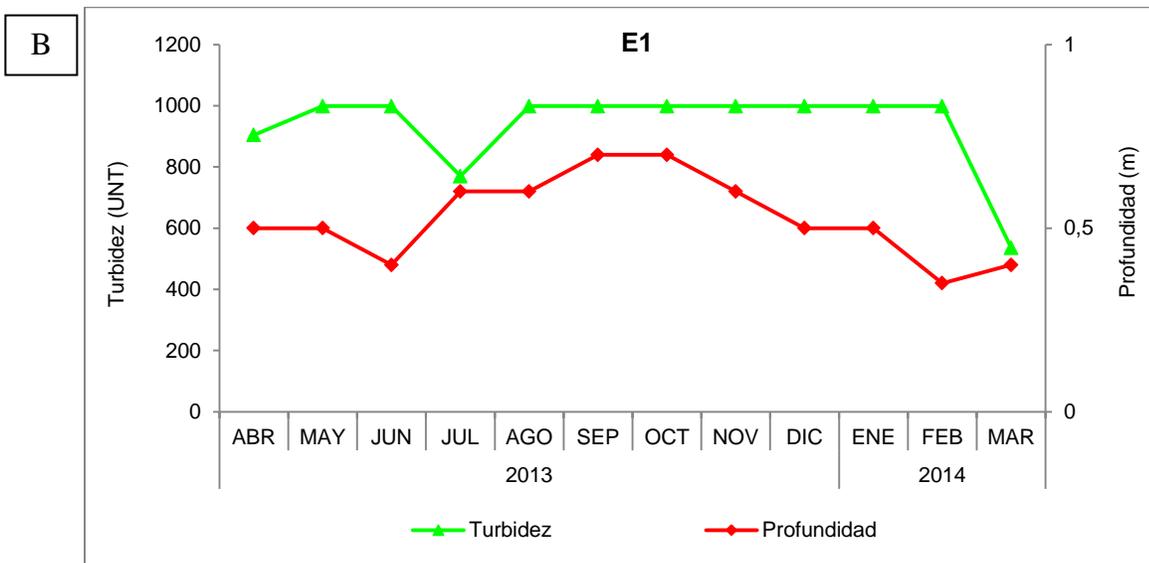
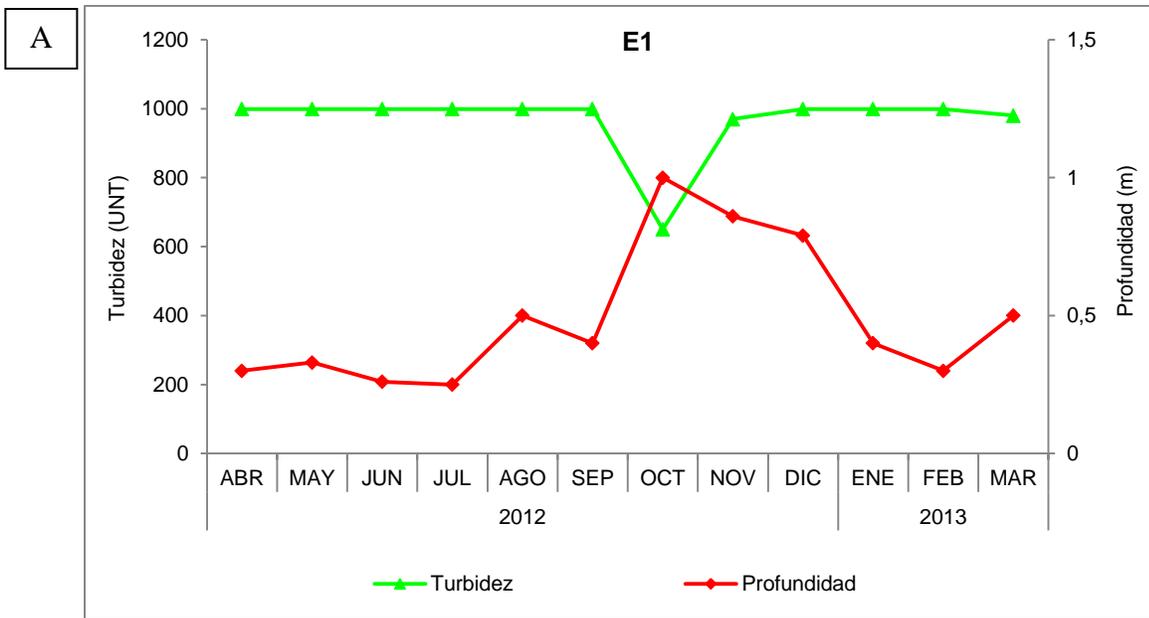


Figura 3.10. Comportamiento de turbidez y la profundidad en la E1 de la laguna Sauce Grande durante el período 2012-2013 (A) y 2013-2014 (B).

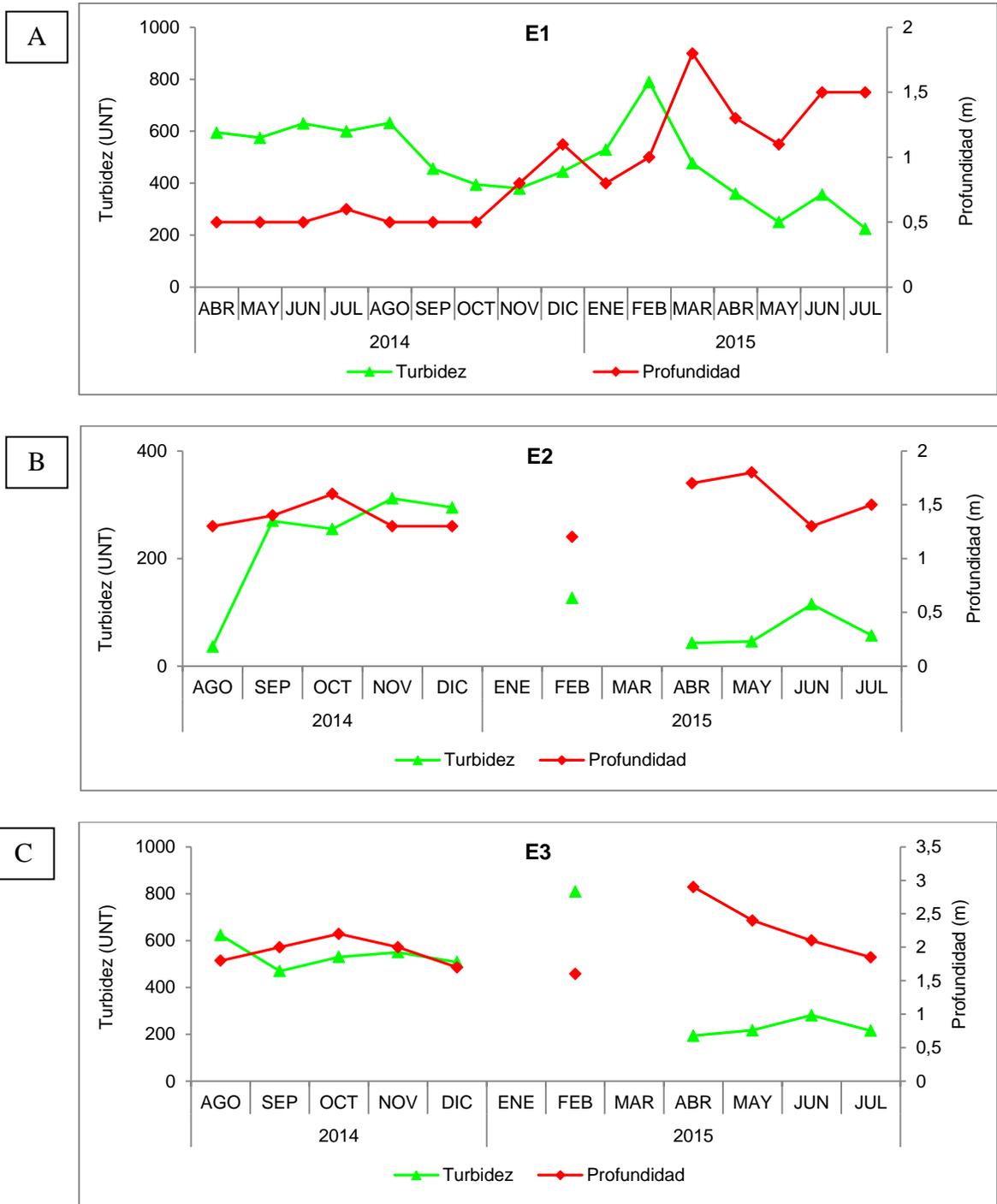


Figura 3.11. Relación entre la variación de turbidez y profundidad para las estaciones E1 (A), E2 (B) y E3 (C) de laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015.

3.4.1.2. Río Sauce Grande

La tabla 3.3 muestra los valores mínimos, máximos, promedios y desvíos estándar (DS) de las variables fisicoquímicas registradas en el curso de agua (E4).

Durante el período abril 2014-julio 2015 el pH registró valores alcalinos entre 8,2 y 9,75, siendo los mayores los registrados en los meses de abril-junio de 2015 (Fig. 3.12). La temperatura se comportó estacionalmente, pudiendo diferenciarse meses de agua cálida (enero y febrero), meses de agua fría (junio y julio) y meses de transición estacional (marzo-mayo y agosto-diciembre) (Fig. 3.13).

La CE osciló entre 0,7 y 1,8 mS.cm^{-1} , con una leve tendencia a disminuir hacia julio de 2015, mientras que la profundidad del curso de agua fue siempre superior a los 0,60 m, y durante todo el período estudiado, este parámetro tendió a aumentar (Fig. 3.14). La máxima profundidad registrada fue de 1,80 m en marzo y junio de 2015.

La turbidez del río Sauce Grande se comportó de manera similar a la profundidad, ya que el nivel hídrico del río hacia julio de 2015 tendió al aumento, al igual que la turbidez (Fig. 3.15). Este parámetro tomó valores entre 15 y 219 UNT, registrándose los dos mayores valores de 180 y 219 para marzo y abril de 2015, respectivamente.

Variable	Min	Máx	\bar{x}	DS
pH	8,2	9,7	9,0	0,5
CE (mS.cm ⁻¹)	0,7	1,8	1,4	0,4
Salinidad (g.L ⁻¹)	0,01	0,08	0,04	0,0
Temperatura agua (°C)	6,9	20,4	13,6	4,0
Turbidez (UNT)	11,0	219,0	55,4	61,8
Profundidad (m)	0,6	1,80	1,20	59,8

Tabla 3.3. Valores mínimos (Mín), máximos (Máx), promedios (\bar{x}) y desvío estándar (DS) de los parámetros fisicoquímicos registrados en el río Sauce Grande en período 2014-2015.

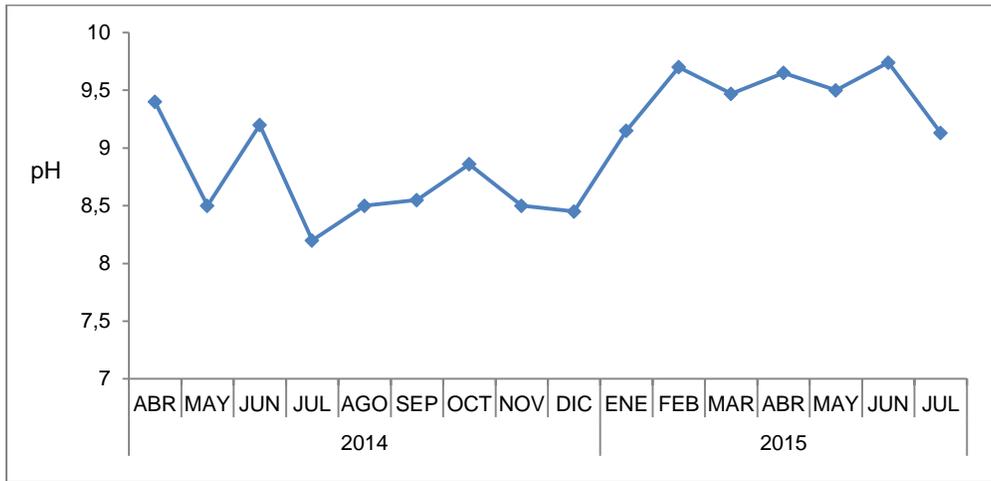


Figura 3.12. Comportamiento del pH a lo largo del período 2014-2015 para la estación E4 del río Sauce Grande.

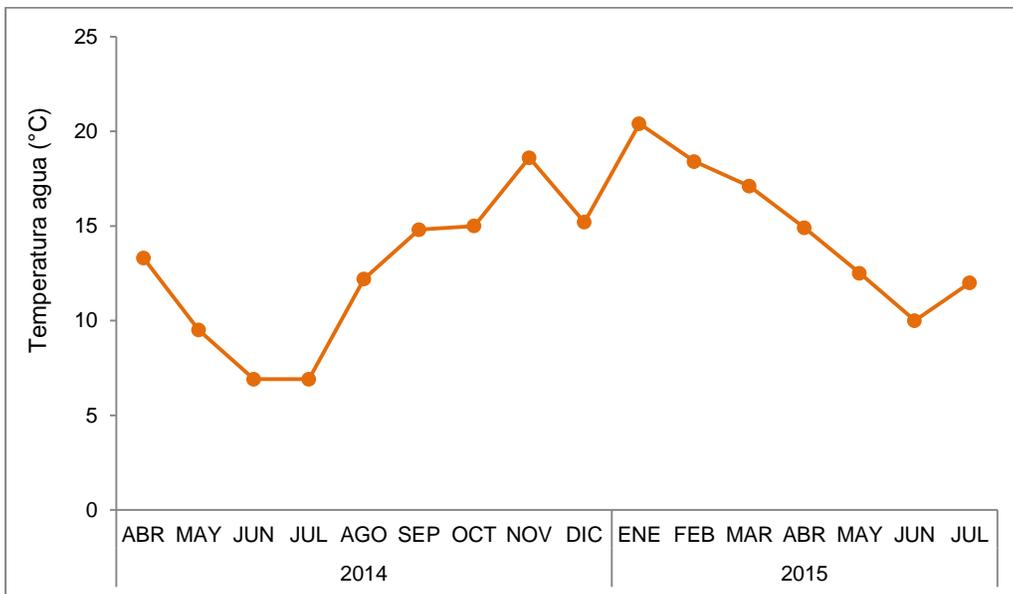


Figura 3.13. Variación de la temperatura en La E4 del río Sauce Grande durante 2014-2015.

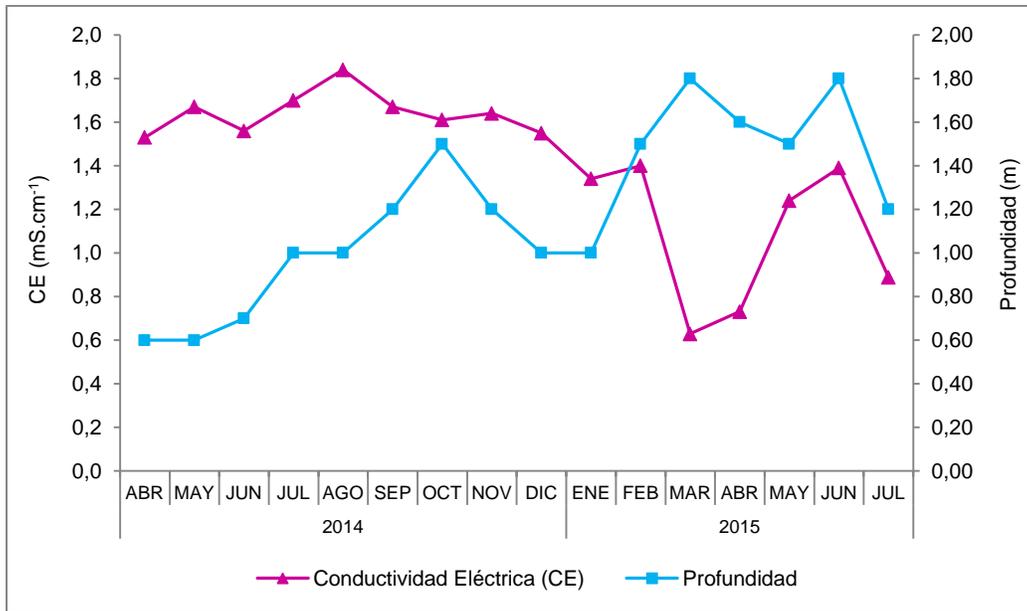


Figura 3.14. Registros de conductividad eléctrica (CE) y profundidad en el río Sauce Grande (E4) para el período 2014-2015.

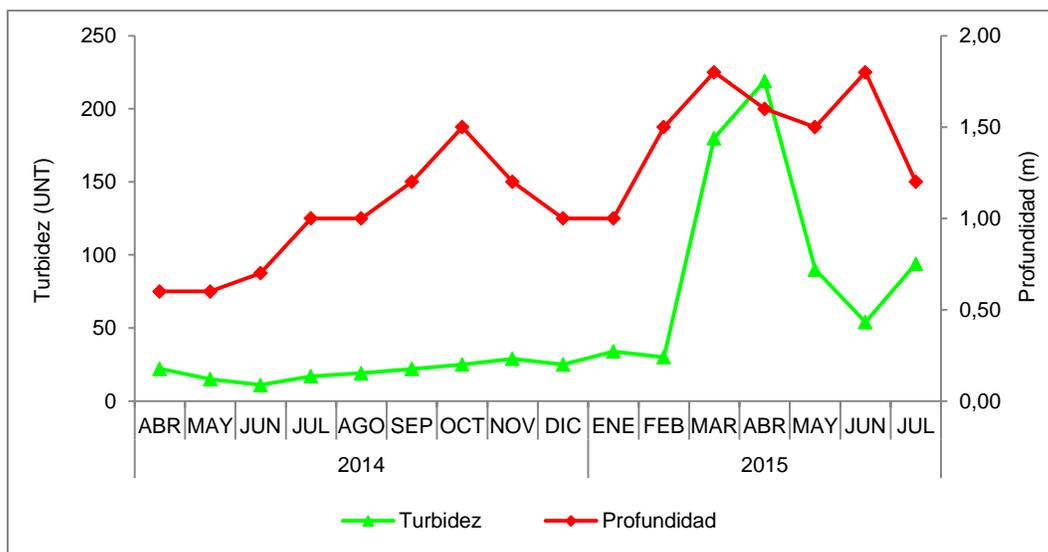


Figura 3.15. Comportamiento de la turbidez y profundidad en el período 2014-2015 para la E4 del río Sauce Grande.

3.4.2. Nutrientes inorgánicos disueltos

Los registros de nutrientes se realizaron de acuerdo al plan de muestreo propuesto y seguido para las demás variables estudiadas, tanto en el río como en la laguna. Sin embargo y debido a problemas técnicos, se cuenta con datos de los años 2013, 2014 y de enero a julio de 2015.

No se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre meses de muestreo, para ninguno de los años estudiados (**Año 2013 y 2014:** E1, $K= 11$, $p= 0,443$; **Año 2015:** E1, $K= 6$, $p= 0,423$; E2 y E3, $K= 9$, $p= 0,437$ y E4, $K= 6,986$, $p= 0,800$), aunque sí se observaron diferencias temporales entre el año 2013 y 2015 para el fósforo y el sílice ($K= 44,733$, $p< 0,0001$; y $K= 39,438$, $p< 0,0001$, respectivamente). Por otro lado, no se hallaron diferencias espaciales, entre estaciones de muestreo, en el ciclo 2014-2015, para ninguno de los nutrientes (Véase anexo).

3.4.2.1 Laguna Sauce Grande

Durante el año 2013 el nitrógeno registró valores entre 18000 (junio de 2013) y 24800 mg.m^{-3} (agosto de 2013). El fósforo, por su parte, registró valores de entre 133 y 239 mg.m^{-3} en julio y abril de 2013, respectivamente; mientras que el silicato varió entre 41 y 825 mg.m^{-3} , en abril y marzo de 2013 (Fig. 3.16 A).

A lo largo del año 2014, el nitrógeno se constituyó como el nutriente más abundante con valores entre 8800 y 25000 mg.m^{-3} , el menor valor se registró en noviembre de 2014 y el mayor en octubre del mismo año. Luego, el silicato registró concentraciones de 519 mg.m^{-3} en la E1 de enero de 2014 y de 2800 mg.m^{-3} en la E3 de noviembre de 2014. Por último, el fósforo registró valores muy bajos en todo el año, oscilando entre 29 y 259 mg.m^{-3} (Fig. 3.16 B).

En el año 2015, también el nitrógeno dominó en la laguna Sauce Grande, con un comportamiento más homogéneo a lo largo del año que para los períodos anteriores, oscilando entre 10800 y 20400 mg.m⁻³. Los silicatos fluctuaron entre 980 y 4900 mg.m⁻³ y el fósforo, continuó siendo el nutriente más escaso, con concentraciones entre 11 y 72 mg.m⁻³ (Fig. 3.16 C).

En todos los períodos analizados la relación NTD: PTD resultó en valores siempre superiores a 90, llegando a valores tan altos como 1500.

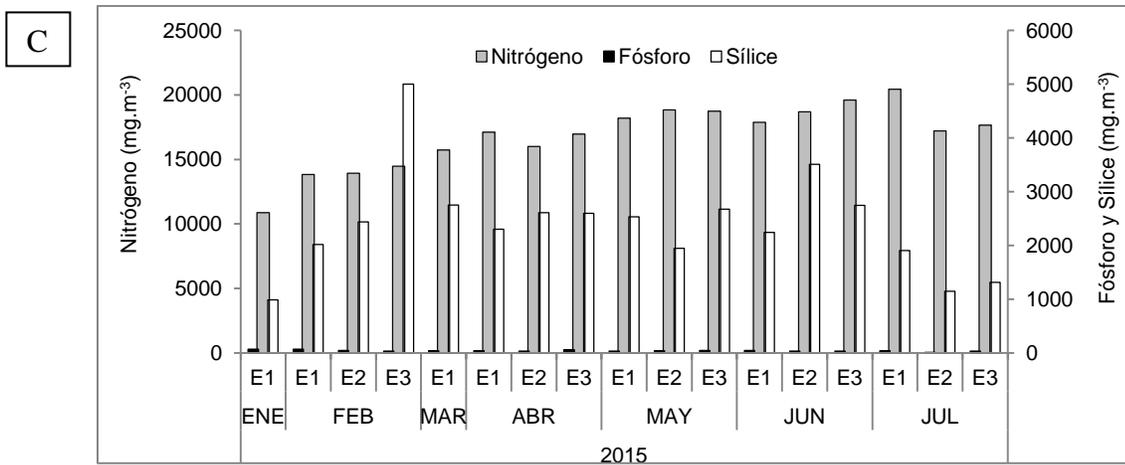
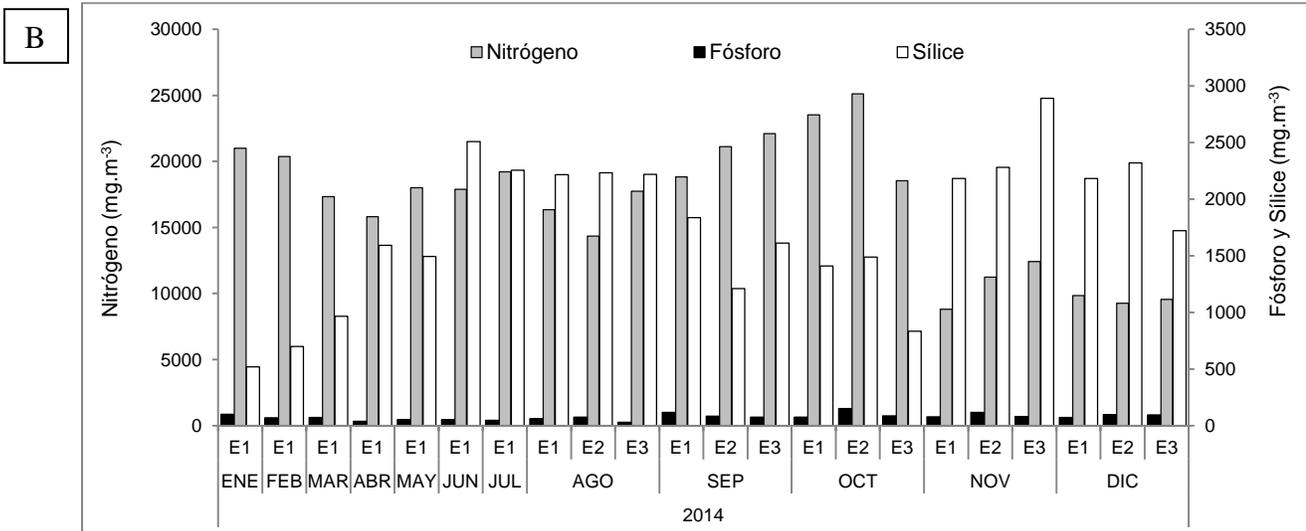
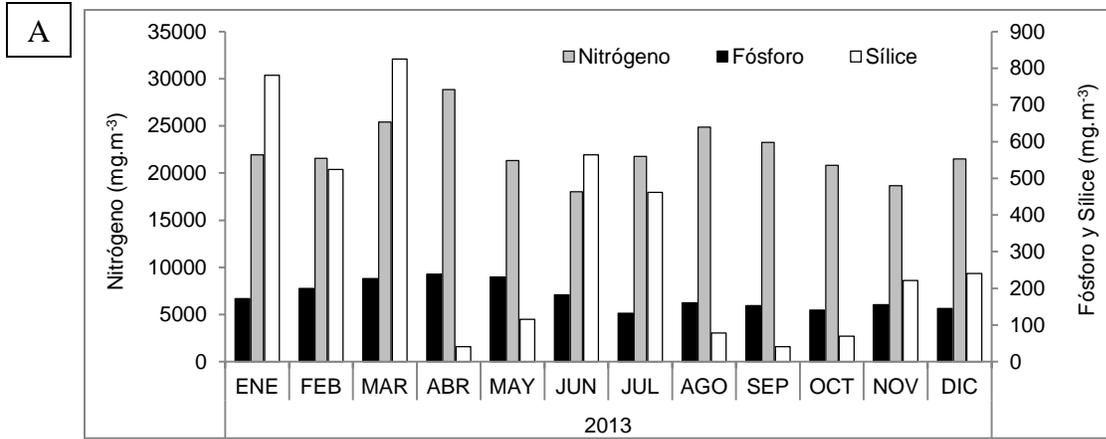


Figura 3.16. Concentración de nutrientes inorgánicos en los años 2013 (A), 2014 (B) y 2015 (C) en la laguna Sauce Grande.

3.4.2.2. Río Sauce Grande

En el río Sauce Grande, durante el período 2014-2015, al igual que en la laguna, el nutriente que registró mayores concentraciones fue el nitrógeno (NTD) con valores entre los 7500 y 27000 mg.m^{-3} , que se registraron en noviembre y julio de 2014, respectivamente (Fig. 3.17). Luego, se ubicaron los silicatos, que oscilaron en concentraciones de 1300 mg.m^{-3} en julio de 2015 y 6800 mg.m^{-3} en mayo de 2015. Por último, se ubica el fósforo, con concentraciones muy inferiores a las registradas para los demás nutrientes, entre 2 y 51 mg.m^{-3} registrados en mayo de 2015 y octubre de 2014, respectivamente (Fig. 3.17).

En este ambiente se observó un cierto comportamiento estacional en las concentraciones de nitrógeno y fósforo. El nitrógeno registró las mayores concentraciones en julio, agosto, septiembre y octubre de 2014 (invierno- principio de primavera) y las menores en noviembre y diciembre de 2014 (primavera tardía). Por su parte, el fósforo registró las mayores concentraciones en julio, agosto y octubre de 2014 y los menores registros de concentración del nutriente correspondieron a mayo, junio y julio de 2015 (otoño).

La relación N: P tomó un valor máximo de 1200.

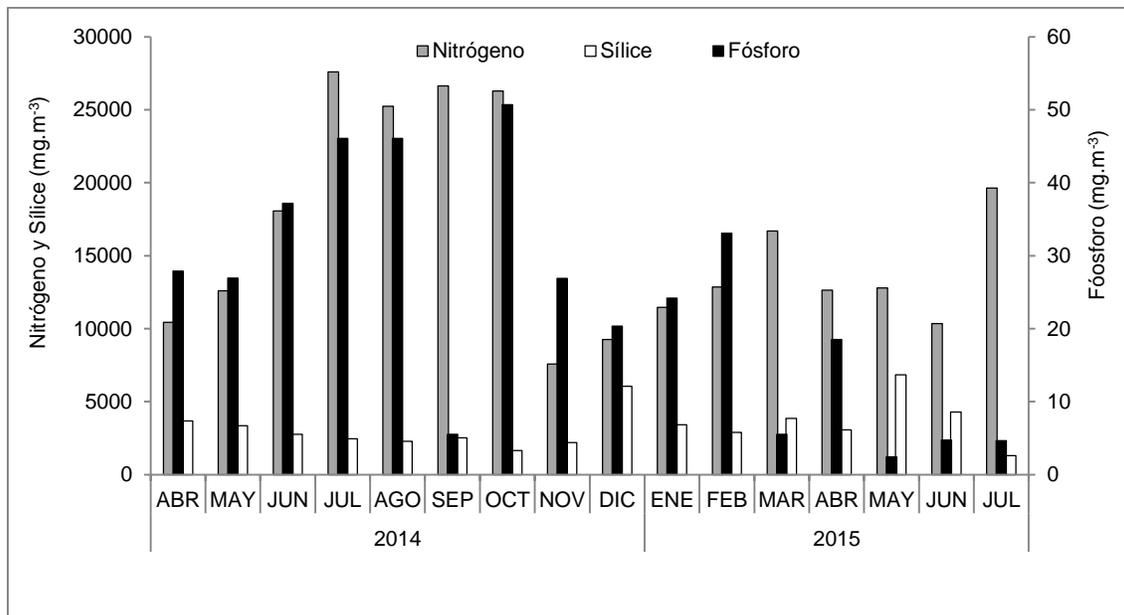


Figura 3.17. Concentración de nutrientes inorgánicos en período 2014-2015 en el río Sauce Grande.

3.4.3. Concentración de oxígeno disuelto

Las concentraciones de oxígeno disuelto registradas en el río (E4) y en la laguna (E1) no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre meses de muestreo (**E1**, $K= 12,728$, $p= 0,311$; **E4**, $K= 10,018$, $p= 0,529$), mientras que se hallaron diferencias significativas en los valores registrados entre ambas estaciones ($K= 18,789$, $p < 0,0001$) (Véase anexo).

Los valores obtenidos fueron más elevados en la laguna que en río, aunque los valores promedio fueron similares para ambos ambientes, siendo 9 y 11,8 mg.L^{-1} (Fig. 3.18), que corresponden a una saturación de oxígeno de 86 y de 110%, respectivamente.

De acuerdo con la clasificación de aguas realizada por la Cátedra de Limnología de la Universidad de Buenos Aires (2000), los niveles de oxígeno medidos definen a los ambientes estudiados como ricos en oxígeno.

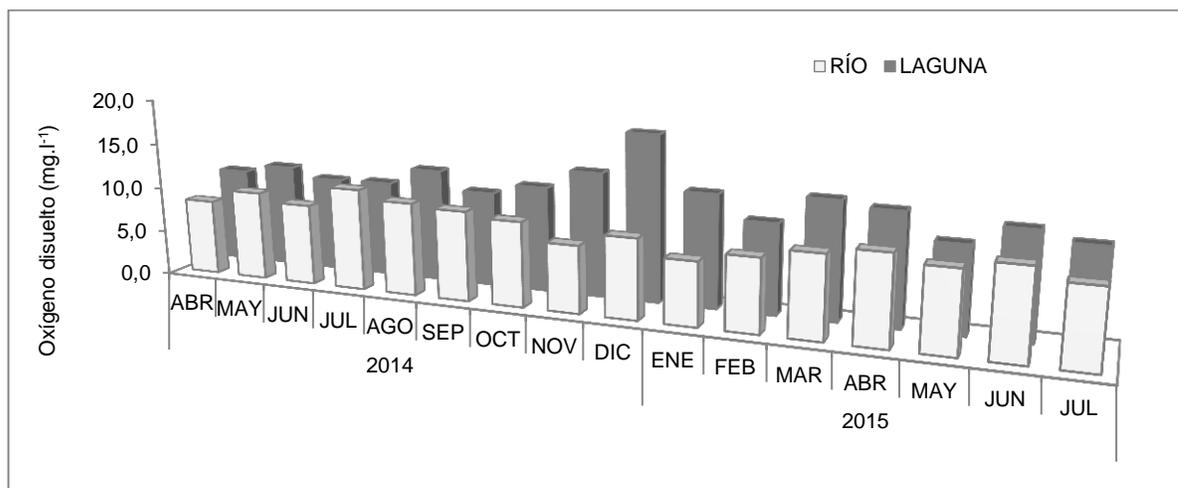


Figura 3.18. Concentración de oxígeno disuelto registrada durante el período 2014-2015 en los ambientes estudiados.

3.4.4. Concentración de clorofila *a* y Estado Trófico de la laguna Sauce Grande y el río Sauce Grande

La concentración de clorofila *a* registrada no mostró diferencias temporales estadísticamente significativas entre meses de muestreo (**Ciclo 2012-2013** y **Ciclo 2013-2014**: E1, K= 11, p= 0,443; **Ciclo 2014-2015**: E1, K= 11,581, p= 0,480; E2 y E3, K= 9, p= 0,437 y E4, K= 13,564, p= 0,329), mientras que sí se establecieron diferencias temporales entre ciclos al comparar la E1 (K= 22,873, p< 0,0001), siendo el ciclo 2012-2013 diferente de los demás. Además, se establecieron diferencias espaciales, entre estaciones de muestreo, para el ciclo 2014-2015 (K= 34,037, p< 0,0001); en términos generales, se diferencian las estaciones de la laguna (E1, E2 y E3) de la E4 del río Sauce Grande (Véase Anexo).

3.4.4.1. Laguna Sauce Grande

Durante el ciclo anual 2012-2013, la concentración de clorofila *a* en el cuerpo de agua, alcanzó un valor promedio de 359,2 mg.m⁻³. Su valor máximo fue de 769,4 mg.m⁻³ en septiembre de 2012, mientras que el mínimo fue de 64,6 mg.m⁻³ en noviembre de ese mismo año. El Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) basado en la concentración de clorofila *a* (TSI Cl *a*) arrojó valores entre 71 y 95, con un valor promedio de 86. El mismo índice, calculado a partir de la concentración de fósforo (TSI (PT)), varió entre 71 y 82. Estos valores indicaron la condición eutrófica de la laguna, aunque en algunos meses se detectó hipertrofia de las aguas (Tabla 3.3)

A lo largo del ciclo 2013-2014 la concentración de clorofila *a* tomó valores entre los 28,2 mg.m⁻³ en octubre de 2013 y 85,2 mg.m⁻³ en abril del mismo año, siendo el promedio de 43,2 mg.m⁻³. El rango del TSI (Cl *a*) fue de 63 a 74, con un valor promedio de 67. Por su parte, el TSI

(PT) varió entre 65 y 83, siendo el promedio de 75. En función de estos valores se define a la laguna como eutrófica para el período mencionado.

Durante el período 2014-2015, en la E1 se registraron concentraciones de clorofila *a* de 21,8 a 88,1 mg.m⁻³ en julio y febrero de 2015, respectivamente, siendo el valor promedio de 45 mg.m⁻³. El TSI (Cl *a*) tomó valores de 70 a 83, promediando en 76; mientras que el TSI (PT) varió entre 55 y 73, correspondiendo a 33,76 (mayo de 2015) y 118,07 mg.m⁻³ de fósforo (septiembre de 2014) respectivamente. En la E2, el valor mínimo de clorofila *a* fue de 12,02 mg.m⁻³ (febrero de 2015), el máximo de 56,5 mg.m⁻³ (octubre de 2014) y el promedio de 30,54 mg.m⁻³, determinando un valor medio de TSI (Cl *a*) de 64; mientras que la concentración de fósforo osciló entre 11 y 152 mg.m⁻³ (julio 2015 y octubre de 2014, respectivamente) y el TSI (PT) entre 39 y 72, siendo el promedio de 62. Por último, en la E3 la clorofila promedió en un valor de 36,71 mg.m⁻³ (valor mínimo 23,6 mg.m⁻³, octubre de 2014; valor máximo 86,1 mg.m⁻³, febrero de 2015), siendo el TSI (Cl *a*) de 65. De acuerdo a estos valores, la laguna Sauce Grande, durante el ciclo 2014-2015, se clasifica como eutrófica con tendencia a la mesotrofia (Tabla 3.3).

Cabe destacar, que en términos generales, a lo largo de los ciclos estudiados, se observó una tendencia hacia la disminución del estado trófico de las aguas de la laguna Sauce Grande, en particular en último ciclo estudiado, relacionado probablemente al aumento de la profundidad del cuerpo de agua.

3.4.4.2. Río Sauce Grande

En el curso de agua, durante el ciclo 2014-2015, los valores de concentración de clorofila *a* en superficie oscilaron entre 0,4 mg.m⁻³ en diciembre de 2014 y 11,9 mg.m⁻³ en mayo de 2015, con un valor promedio de 3,05 mg.m⁻³. La concentración de fósforo osciló entre 2,45 (mayo

2015) y 50,7 (octubre 2014) $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Estos valores sitúan al río en el límite entre oligotrófico-mesotrófico, de acuerdo a la bibliografía consultada (Tabla 3.4).

			Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)	TSI (Cl <i>a</i>)	PT (mg.m ⁻³)	TSI (PT)	Grado de Eutrofia	
Laguna Sauce Grande	Ciclo 2012-2013	E1	Mín	64,60	71	172,21	71	Eutrófico/ Hipereutrófico
			Máx	749,20	95	227,12	82	
			\bar{x}	359,21	86	199,60	80	
			DS	192,26	7	27,45	2	
	Ciclo 2013-2014	E1	Mín	28,20	63	68,14	65	Eutrófico
			Máx	85,40	74	238,98	83	
			\bar{x}	43,18	67	148,57	75	
			DS	20,35	4	53,25	6	
	Ciclo 2014-2015	E1	Mín	21,80	70	33,76	55	Mesotrófico/ Eutrófico
			Máx	88,11	83	118,07	73	
			\bar{x}	44,99	76	58,08	62	
			DS	21,52	4	22,12	5	
E2		Mín	12,02	55	11,18	39	Eutrófico/ Mesotrófico	
		Máx	56,50	70	151,77	77		
		\bar{x}	30,54	64	68,89	62		
		DS	11,16	4	44,01	11		
E3		Mín	23,60	62	29	53	Mesotrófico/ Eutrófico	
		Máx	86,11	74	94	70		
		\bar{x}	36,71	65	56,49	61		
		DS	18,24	4	25,71	7		
Río Sauce Grande	Ciclo 2014-2015	E4	Mín	0,40	30	2,45	17	Mesotrófico/ Oligotrófico
			Máx	11,90	64	50,69	61	
			\bar{x}	3,05	48	23,80	45	
			DS	2,60	7	16,15	14	

Tabla 3.4. Valores máximos, mínimos, promedio (\bar{X}) y desvío estándar (DS) de la concentración de clorofila *a* y fósforo, con el TSI (Cl *a*) y TSI (PT) correspondiente para cada ambiente y período estudiado.

Capítulo 4

ANÁLISIS CUALITATIVO Y CUANTITATIVO DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA

4.1. Introducción

Se define como fitoplancton a la comunidad de microorganismos que vive suspendida en la masa de agua (del Ebro *et al.*, 2005). En su mayoría se trata de organismos fotosintéticos (microalgas, cianobacterias), aunque también pueden formar parte del mismo flagelados heterótrofos y otros grupos sin clorofila.

La comunidad fitoplanctónica, junto con las macrófitas y las algas adheridas a algún sustrato (perifiton, fitobentos), forma parte del primer eslabón de la cadena alimenticia (Margalef, 1983; Reynolds, 1984; Darley, 1987; Reynolds, 1997), y por ende es de esencial importancia en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos tales como humedales, ciénagas, lagunas y esteros (Peña *et al.*, 2005).

El análisis del fitoplancton incluye la identificación taxonómica de los integrantes de la comunidad, los recuentos de la abundancia, el cálculo del biovolumen y el análisis de los pigmentos presentes. Además, existen otros enfoques para los estudios del fitoplancton, como los son el estudio de las especies y las comunidades características, los índices de ponderación de los diferentes grupos y el análisis de los parámetros relacionados con su biomasa (concentración de pigmentos, biovolumen) (del Ebro *et al.*, 2005).

La estructura de las comunidades algales está determinada por el número de especies presentes y sus biomásas, por sus propiedades fisiológicas y también por el potencial genético de los organismos que las integran (Elbert & Schanz, 1989). La abundancia de especies fitoplanctónicas y la estructura de las comunidades responden a gradientes tróficos y estacionales, a través de cambios en la composición específica y características ecológicas cuantitativas, como biomasa, riqueza de especies y diversidad (del Giorgio *et al.*, 1991; Seip & Reynolds, 1995; Watson *et al.*, 1997; Rojo, 1998). Asimismo, las microalgas son sensibles a las fluctuaciones del cuerpo de agua y a las condiciones ambientales internas que prevalecen (Margalef, 1983).

El análisis de los cambios generados por las variaciones ambientales externas e internas, ya sean naturales o producidas por manejo antrópico deliberado, revela aspectos importantes de la tolerancia y susceptibilidad de las especies que forman la comunidad (Kruk *et al.*, 2002). Entre los factores más citados que afectan la composición y abundancia del fitoplancton en lagos y embalses se encuentran la luz, la temperatura, el grado de turbulencia/estabilidad del agua, el tiempo de residencia del agua, la tasa de sedimentación del fitoplancton y la carga de nutrientes y materia orgánica (del Ebro *et al.*, 2005; Paerl & Paul, 2012; Chaparro *et al.*, 2015; de Tezanos Pinto *et al.*, 2015; Diovisalvi *et al.*, 2015; Elisio *et al.*, 2015; Izaguirre *et al.*, 2015; Jeppesen *et al.*, 2015; Lagomarsino *et al.*, 2015; O'Farrell *et al.*, 2015).

El fitoplancton de la laguna Sauce Grande comenzó a estudiarse en el año 2009, con un estudio preliminar de su composición (Ferrer *et al.*, 2009). Luego se abordaron los aspectos cualitativos y cuantitativos de la comunidad en el otoño del año 2010 (Cony, 2010). Por otro lado, son escasos los trabajos referidos al río Sauce Grande (Zavala y Quattrocchio, 2001; López Cazorla *et al.*, 2003) y no existen aportes sobre de su comunidad fitoplanctónica. Sí se ha

relevado la flora diatomológica perifítica de la cuenca alta del curso de agua (Sala, 1993; Vouilloud *et al.*, 2005) y del embalse Paso de las Piedras (Sala, 1996 a, b, c; 1997).

Tanto el río como la laguna presentan un uso fundamentalmente recreativo y deportivo, siendo la pesca de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) el principal atractivo. Además, en la laguna se realizan numerosos deportes acuáticos tanto a nivel recreativo como deportivo.

Para detectar y comprender cambios en el funcionamiento biológico de embalses, lagos y ríos es esencial investigar el desarrollo de sus poblaciones fitoplanctónicas (Hötzel & Croome, 1999). El conocimiento de la composición de estas comunidades es la principal herramienta que permite evaluar el estado trófico y la calidad del agua de estos ambientes (Ramírez, 2000). Estos estudios son de gran importancia teórica y especialmente práctica, ya que permiten la correcta implementación de estrategias de manejo de especies y de planificación del uso de los recursos hídricos (Brook, 1965).

4.2. Objetivos

4.2.1. Objetivo General

El objetivo de este capítulo es determinar la composición y la estructura de las comunidades fitoplanctónicas presentes en la laguna Sauce Grande y en la cuenca media del río Sauce Grande, siendo éste el primer estudio en este sentido para el río y también el primer estudio integrado de este tipo para este sistema acuático.

4.2.2. Objetivos Específicos

- Conocer la composición de especies de la laguna Sauce Grande en los distintos ciclos muestreados, estableciendo diferencias y similitudes.
- Establecer el primer antecedente de la descripción de la comunidad fitoplanctónica del río homónimo.
- Determinar la frecuencia de aparición de las especies, a fin de caracterizar especies constantes, descriptoras y dominantes.
- Determinar la abundancia fitoplanctónica y estimar la biomasa algal, en función del biovolumen geométrico para ambos ambientes.

4.3. Materiales y Métodos

4.3.1. Diseño de Muestreo

Como se mencionara en el Capítulo 3, los muestreos se realizaron tanto en la laguna Sauce Grande como en el río homónimo, y el ingreso a los sitios internos del cuerpo de agua estuvo sujeto al nivel hídrico del mismo. Así, durante los ciclos 2012-2013, 2013-2014 y de abril a julio de 2014 las muestras de la laguna fueron tomadas sólo en el sitio litoral (**E1**). Durante agosto de 2014 a julio de 2015, en la laguna Sauce Grande se permitió el ingreso de embarcaciones para la navegación, por lo que se muestreó en los tres sitios estipulados: **E1**- sector litoral ($38^{\circ} 56' 49''$ S- $61^{\circ} 20' 56''$ O), **E2**- en la entrada del río al cuerpo de agua ($38^{\circ} 56' 049''$ S- $61^{\circ} 25' 469''$ O) y **E3**- en el sector más profundo de la laguna ($38^{\circ}56' 063''$ S- $61^{\circ}23' 768''$ O) (Fig. 3.3, Capítulo 3).

A su vez, en el río Sauce Grande se muestreó durante todo el ciclo 2014-2015 (abril de 2014 a julio de 2015) en la **E4** ($38^{\circ}45'47''$ S- $61^{\circ}42'44''$ O), punto intermedio de la cuenca media sobre el puente “Las Oscuras”, ubicado en la ruta nacional N°3, en el Km 633 (Fig. 3.4, Capítulo 3).

4.3.2. Recolección y procesamiento de las muestras

4.3.2.1. Análisis cualitativo

Las muestras destinadas al análisis cualitativo de la comunidad fitoplanctónica se tomaron por arrastre subsuperficial con una red de plancton de 30 μ m de poro. En cada sitio muestreado,

los arrastres se realizaron por triplicado y sin dejar que la red se hunda por completo. Parte de las muestras se conservaron frescas para optimizar la observación de material en vivo, a fin preservar colores y unidades flagelares que puedan ser de utilidad para la posterior determinación de los individuos. Las muestras restantes fueron fijadas *in situ* con formol al 4%. Todas, se transportaron al laboratorio en condiciones de frío y oscuridad.

Los ejemplares se observaron bajo microscopio óptico, en preparados realizados entre porta y cubreobjetos, previa homogeneización de la muestras. Los equipos utilizados para tal fin fueron un microscopio Leitz SM Lux y otro Zeiss Axiolab con contraste de fases y fluorescencia, con equipo fotográfico incorporado. Ambos aparatos localizados en el Laboratorio de Micología y Ficología del Dpto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS.

Como una primera aproximación a la identificación de los taxones encontrados, se consideraron antecedentes de estudios similares en lagunas pampeanas (Guarrera *et al.*, 1968, 1972). Para las determinaciones taxonómicas se consultaron las siguientes fuentes bibliográficas: Bourrely (1966); Hindák (1977, 1984, 1988, 1990); Komárek & Fott (1983); Komárek & Anagnostidis (1999, 2005). Para las diatomeas en particular se consultó a Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991); Round *et al.* (1990); Sala (1996 a, b, c; 1997) y Simonsen (1987).

En el caso de las diatomeas se utilizó un método de preparación particular. Se concentró el material por centrifugación y se trataron los frústulos con agua oxigenada (H₂O₂) y calor, a fin de eliminar restos de materia orgánica de los mismos y lograr una correcta visualización del frústulo. Se realizaron preparados definitivos con resina tipo Naphrax y se analizaron bajo microscopio óptico y microscopio electrónico de barrido (MEB). Para la observación en MEB, el material se secó por medio del método de secado por punto crítico que evita que las células colapsen al ser sometidas al vacío. Posteriormente se metalizó, ya que antes de su examen con el MEB el

material debe ser recubierto con una película metálica de 10 a 30 nm. Este procedimiento se realiza para conferir conductividad eléctrica a la superficie de las muestras para que pueda ocurrir una descarga a tierra a través del taco; además, el metalizado permite obtener una mejor imagen debido a que la superficie metalizada emite mayor cantidad de electrones; disminuye la probabilidad de calentamiento y penetración del haz de electrones dentro del material y confiere a los especímenes mayor adhesión al sustrato y resistencia. El metalizado se realizó con oro–paladio en un “sputter coater” 9100 Mod. 3.

En todos los grupos algales, los taxones que no pudieron ser identificados a nivel de especie, se indican solo con su nombre genérico, aunque en algunos casos se menciona el epíteto específico como *aff.* (especie afín) o *cf.* (especie a confrontar con).

4.3.2.2. Análisis cuantitativo

Las muestras para el estudio cuantitativo del fitoplancton se tomaron de manera directa, con botellas tipo Van Dorn y se fijaron *in situ* con solución de Lugol. Las mismas se transportaron al laboratorio en condiciones de frío y oscuridad.

Los recuentos se efectuaron de manera diferencial para las muestras de la laguna y el río. En el primer caso, se utilizó una cámara de recuento tipo Sedgwick-Rafter (1ml de capacidad) y se siguió el método de McAlice (1971). Las muestras se homogeneizaron 30 veces agitándolas suavemente, para evitar la formación de burbujas que pudieran romper colonias o filamentos. Luego se procedió al llenado de la cámara de sedimentación. Se tomó 1ml de la muestra homogeneizada con una pipeta graduada y se la colocó sobre una esquina de la cámara, la cual se tapó con un cubreobjetos, dejando libre sólo la esquina de llenado. De esta manera, se evitó la

formación de burbujas impedirían la distribución homogénea de los especímenes. Una vez llena la misma, se ubicó de manera invertida en el microscopio invertido bajo una magnificación de 600X. Antes de los recuentos, se dejó reposar el preparado durante 15 minutos a fin de permitir la sedimentación de las células de fitoplancton. Se eligió el sistema de conteo por campos elegidos al azar, ya que la densidad de células en las muestras fue siempre elevada. Para obtener una precisión en el valor final de $\pm 20\%$, en todos los casos se consideraron 100 individuos de la especie más abundante como número mínimo.

Finalmente, la abundancia de cada especie se expresó en individuos/ml (ind.ml^{-1}), por lo que los valores de los recuentos de cada campo se extrapolaron a ml, utilizando las siguientes ecuaciones:

$$C = \frac{N}{Vb} \qquad Vb = \frac{Ab \times V}{At}$$

Donde:

C = concentración de individuos o células por mililitro (ind.ml^{-1} ; cél.ml^{-1})

N = número de individuos o células contadas en el “volumen barrido” (Vb)

Ab = “área barrida” obtenida multiplicando el área del campo por el número de campos contados

V = volumen de muestra sedimentado (1ml)

At = área total de la cámara de conteo.

Para cada muestra de agua se contaron cuatro submuestras y luego se promediaron los valores.

Para las muestras del río se siguió el método de Utermöhl (1958). Las muestras se homogeneizaron agitándolas suavemente 30 veces y se colocaron en cilindros de sedimentación

de 10 ml; una vez lleno el cilindro se tapó la parte superior para evitar pérdida de material debido a la presión hidrostática y se dejó sedimentar por un período de al menos 24 horas. Transcurrido el tiempo de sedimentación, se separó el cilindro de la base, tapando la muestra que contenía el fitoplancton con un vidrio cuadrado y se descartó el sobrenadante. Las muestras se contaron con un microscopio invertido, bajo un aumento de 400 X. Se eligió el sistema de conteo de la cámara completa, debido a que la densidad de las muestras fue siempre relativamente baja. El valor de los recuentos se dividió por el volumen sedimentado, a fin de presentar la abundancia en ind. ml^{-1} .

Cabe destacar, que se utilizó la abundancia en términos de individuos, tanto en el río como en la laguna, entendiéndose como tal, la forma (solitaria, colonial, filamentosa) en que la especie se encuentra en la naturaleza; se consideraron los organismos con dimensiones a partir de 5 μm y con tres o más células, en el caso de las formas filamentosas.

En ambos casos, el microscopio invertido utilizado fue un Nikon Eclipse TE 300, con cámara Nikon Digital Sight DS-U2 incorporada, del Laboratorio de Ecología Acuática, Dpto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS.

4.3.2.3. Frecuencia de ocurrencia (FO, %)

Se calculó siguiendo a Lobo y Leighton (1986) y utilizando la siguiente fórmula:

$$FO = \frac{Pa}{P} \times 100$$

Donde:

Pa = número de muestras en que la especie “a” está presente.

P = número total de muestras.

Se consideraron especies **constant**es a aquellas donde FO>50 %, **comunes** cuando 10 % >FO< 50 % y **raras** cuando FO<10 %.

4.3.2.4. Índices biológicos

▪ Diversidad (H') de Shannon-Wiener (Shannon, 1948)

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \times \log_2 p_i$$

Donde:

$$p_i = n_i/n$$

n_i : número total de individuos de cada taxón

n : número total de individuos en la muestra

▪ Equitatividad (E) (Pielou, 1969)

$$E = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde:

H' : índice de diversidad de Shannon-Wiener

$H'_{máx}$: máxima diversidad teórica ($H'_{max} = \log_2 S$).

▪ **Dominancia (D) (Simpsons, 1949):**

$$D = \sum p_i^2$$

La **riqueza (S)** de especies refirió al número de taxa de algas registrados en cada muestra.

4.3.2.5. Biovolumen

El biovolumen geométrico ($\mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) se calculó asignando una forma geométrica conocida a cada especie (esferas, cilindros, conos, paralelepípedos, etc.), de acuerdo a Hillebrand *et al.* (1999). Para ello, se multiplicó la densidad celular de cada especie ($\text{cél} \cdot \text{ml}^{-1}$) por su respectivo volumen celular (μm^3), calculado como la media aritmética de los biovolúmenes de al menos 20 ejemplares. Sólo en el caso de las especies de muy baja ocurrencia se realizaron menos de 20 mediciones o se emplearon biovolúmenes calculados por otros autores.

Las mediciones de las dimensiones lineares se realizaron bajo microscopios ópticos normal e invertido utilizados en los análisis cualitativos y cuantitativos de la comunidad fitoplanctónica. No se tuvieron en cuenta espinas, flagelos, vainas ni tractos mucilaginosos.

4.3.2.6. Análisis de los datos

Sobre la base de los datos de composición taxonómica de las tres estaciones de muestreo determinadas en la laguna Sauce Grande (E1, E2 y E3) y la única en el río homónimo (E4), se realizaron análisis de agrupamiento para determinar similitudes entre los ciclos temporales estudiados y las estaciones mencionadas.

Además, con el fin de determinar si existen diferencias cuantitativas en la abundancia e índices biológicos, entre meses de un mismo ciclo y entre diferentes estaciones de muestreo, se realizaron análisis de la varianza de los datos, tanto paramétricos (ANOVA) como no paramétricos (Kruskal-Wallis). En el caso de detectar diferencias, las mismas se analizaron de acuerdo al test de Bonferroni.

Para estos análisis estadísticos se utilizaron los programas InfoStat versión estudiantil (Di Rienzo *et al.*, 2008) y XLSTAT versión 18.06.36438 de Excel 12.0 6661.

4.3.3. Resultados

4.3.3.1. Análisis cualitativo

4.3.3.1.1. Laguna Sauce Grande

En el período abril de 2012- marzo de 2013 en la E1 de la laguna Sauce Grande se identificaron un total de 87 taxones, de los cuales 40 fueron Bacillariophyta (40% diatomeas pennadas y 6% diatomeas céntricas), 33 Chlorophyta (38%), y 14 Cyanobacteria (16%) (Fig. 4.1, Tabla 4.1). En el ciclo 2013-2014, y en la misma estación de muestreo (E1), la composición de la comunidad fitoplanctónica estuvo representada por las mismas divisiones aunque con menos taxones encontrados e identificados en cada una de ellas; 26 (43%) pertenecieron a Clorophyta, 10 (16%) fueron de Cyanobacteria y 25 (41%) correspondieron a Bacillariophyta (5 diatomeas céntricas y 20 diatomeas pennadas), lo que totalizó 61 taxones en el período mencionado (Fig. 4.1, Tabla 4.1).

Durante el ciclo 2014-2015, la división Chlorophyta fue la más representada para las tres estaciones muestreadas de la laguna Sauce Grande (E1, E2 y E3), e incluso se observó un aumento de la representación de las algas verdes para la E1, respecto de los períodos anteriores. En este período también se destaca la representación de las divisiones Euglenophyta, Dinophyta y Chrysophyta, nunca antes representadas en este ambiente. En el sitio litoral E1, se encontraron 65 taxones, de los que 33 (51%) pertenecieron a Chlorophyta, 11 (17%) a Cyanobacteria, 19 (29%) a Bacillariophyta, 1(1,5%) a Euglenophyta y 1 (1,5%) a Dinophyta (Fig. 4.4, Tabla 4.1). Por su parte, en la E2, se totalizaron 78 taxones, 37 (47%) fueron de la división Chlorophyta, 11 (14%)

de Cyanobacteria, 25 (32%) pertenecieron a Bacillariophyta, 1 (1%) a Euglenophyta y de las Divisiones Dinophyta y Chrysophyta se encontraron 2 (3%) taxones de cada una (Fig. 4.2, Tabla 4.1). Por último, en la E3 de la laguna Sauce Grande, se identificaron 79 taxones, siendo 36 (46%) de las algas verdes (Chlorophyta), 12 de Cyanobacteria, 26 (33%) pertenecieron a Bacillariophyta, 1 (1%) a Dinophyta, 2 (2,5%) a Euglenophyta y 2 (2,5%) a Chrysophyta (Fig. 4.3, Tabla 4.1).

Algunos de los taxones encontrados se ilustran en las láminas 1-5.

4.3.3.1.2. Río Sauce Grande

La composición de la comunidad fitoplanctónica durante el ciclo abril 2014- julio 2015 en el río Sauce Grande estuvo dominada por la división Bacillariophyta. Se destaca además, la representación de las divisiones Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta y Dinophyta, las cuales nunca habían sido halladas en este ambiente, constituyendo los siguientes resultados los primeros referidos a la composición taxonómica de este curso de agua.

Durante el período estudiado se identificaron 55 taxones de los cuales, 27 (49%) pertenecieron a la división Bacillariophyta (23 diatomeas pennadas y 4 diatomeas céntricas), 15 (27%) fueron de la división Chlorophyta, 8 (14%) de Cyanobacteria, 1 (2%) de Euglenophyta y, finalmente, de Dinophyta y Chrysophyta se identificaron 2 taxones (4%) de cada una (Fig. 4.4, Tabla 4.1). Algunos de los taxones encontrados se ilustran en las láminas 1-5.

4.3.3.1.3. Análisis de agrupamiento (Cluster)

El cluster de composición de los ambientes determinó una similitud mínima entre ambos ambientes del 70% (Distancia Bray-Curtis = 0,30, Fig. 4.5), lo que indicó la elevada presencia compartida de especies en ambos ambientes, sin descartar la presencia de especies que podían encontrarse sólo en uno de los ambientes o ciclos y que aportaban al agrupamiento espacial y temporal.

Se observó el agrupamiento de todas las estaciones de muestreo de la laguna Sauce Grande para el ciclo 2014-2015, y de la E1 del ciclo 2013 (Distancia Bray-Curtis = 0,14), determinando la existencia de especies compartidas entre ellas, en particular entre la E2 y E3 del primer período mencionado, en las que se determinó una similitud del 97% (Distancia Bray-Curtis = 0,03). A su vez, se observa la separación respecto del resto de las estaciones de la E4 del río en el ciclo 2014-2015 (Distancia Bray-Curtis = 0,30) y de la E1 del año 2012 (Distancia Bray-Curtis = 0,30), lo que indicaría que su composición no sería tan similar a la del grupo anterior.

En este aspecto y tomando en cuenta la lista taxonómica presentada (Tabla 4.1), se pueden caracterizar los diferentes grupos definidos respecto a la presencia o ausencia de especímenes:

- **Entre Río y Laguna:** La ausencia en el río de *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minutum*, *Juranyiella javorkae*, *Kirchneriella* cf. *microscopica*; *Oocystis* sp., *Pediastrum boryanum*, *Quadricoccus ellipticus* y *Scenedesmus nannus* (Chlorophyta), de las cianobacterias *Aphanocapsa elachista* y *A. holsatica* y de *Chaetoceros muelleri*, *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*, *Staurosira construens* y *Surirella striatula*, entre las diatomeas, es sin duda el factor que más ha aportado a la diferenciación de las composiciones fitoplanctónicas de las aguas de

ambos ambientes. Sin embargo, existen especies compartidas entre ambos, tales como *Chlamydomonas* sp., *Closterium* cf. *gracile*, *Pyramimonas* sp., *Epithemia* aff. *adnata*, *Epithemia* aff. *sorex*, *Navícula* aff. *gregaria*, *Nitzschia* sp., *Surirella brebissonii*, *Euglena* sp., *Peridinium* sp., *Mallomonas* sp. y *Synura* sp.

En particular:

- **Grupo E4 Río, 2014:** Se puede caracterizar y diferenciar de los demás, por la presencia de *Ceratium* cf. *hirundinella*, encontrada sólo en el río sauce Grande durante el período 2014-2015.

- **Grupo E1 Laguna, 2012:** Se diferencia de los demás grupos por la presencia sólo en el ciclo 2012-2013 de *Scenedesmus* cf. *subspicatus*, *Aphanocapsa incerta*, *Amphora* aff. *copulata*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Diploneis puella*, *Encyonema* aff. *minutum*, *Navicula tripunctata*, *Placoneis* aff. *constans* var. *symmetrica*, *Punctastriata* sp., *Staurosira* cf. *venter* y *Ulnaria ulna*.

- **Grupo E1, 2013 y E1, E2, E3, 2014:** Se destaca la presencia de *Dyctiosphaerium* sp., *Lagerheimia* sp., *Pandorina* sp., *Scenedesmus* sp. 1, *Scenedesmus* sp. 2.

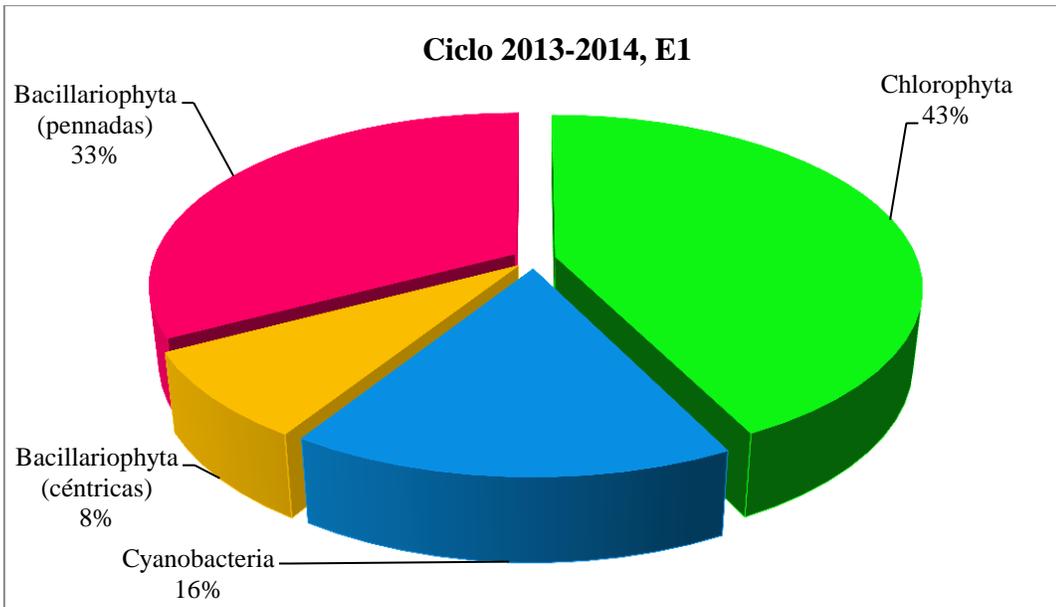
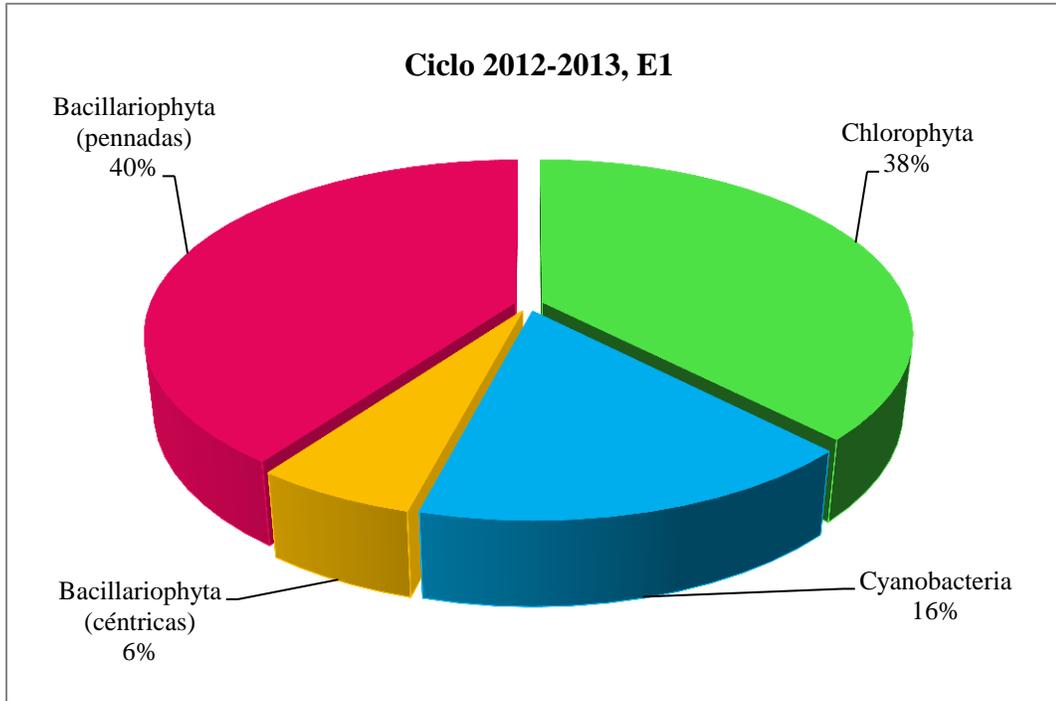


Figura 4.1. Contribución porcentual relativa de los principales taxones a la composición fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande (E1) durante los ciclos anuales 2012-2013 y 2013-2014.

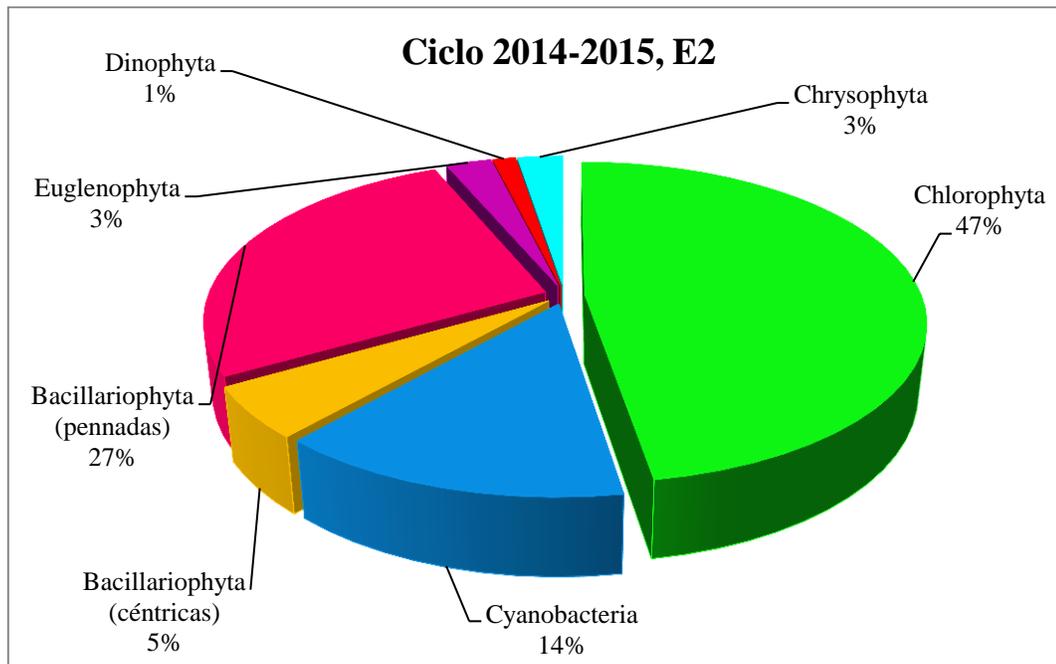
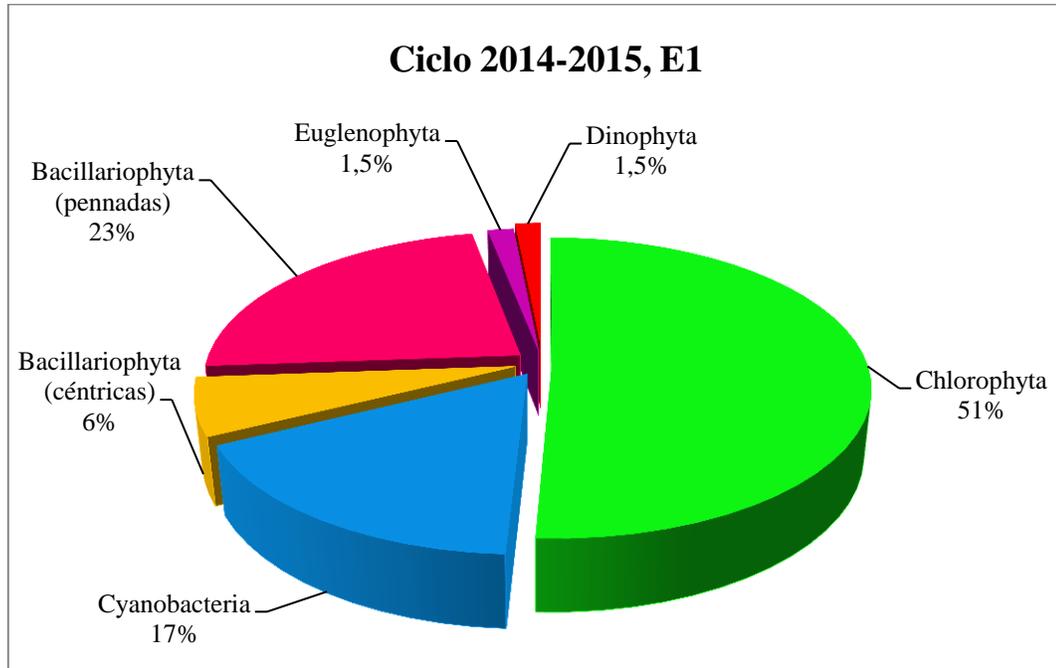


Figura 4.2. Contribución porcentual relativa de los principales taxones a la composición fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande para las E1 y E2 durante el ciclo anual 2014-2015.

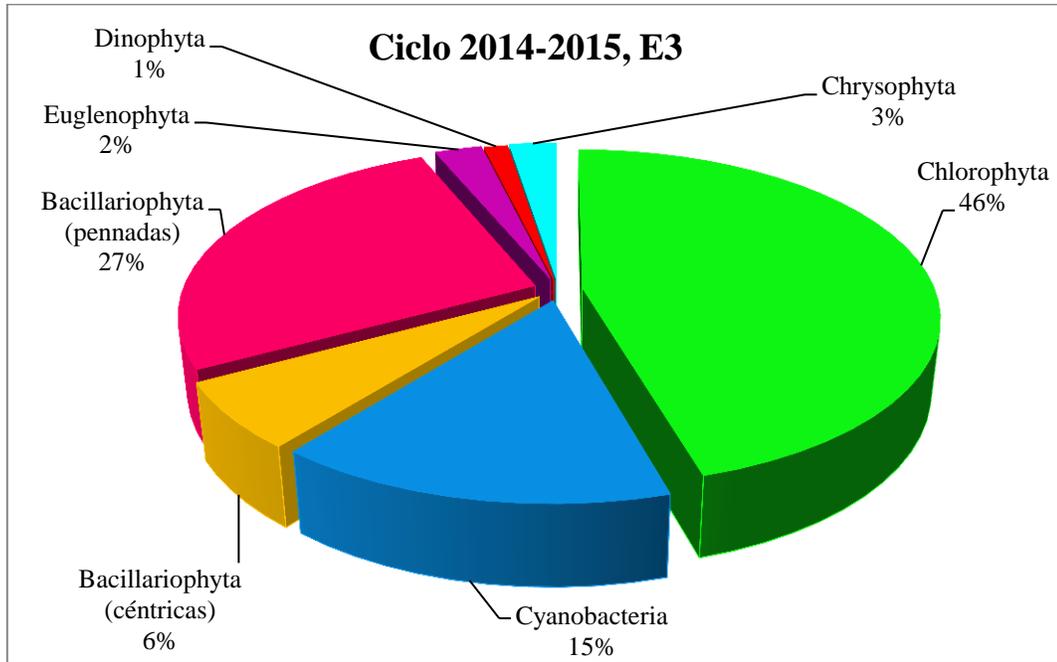


Figura 4.3. Contribución porcentual relativa de los principales taxones a la composición fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande en la E3 durante el ciclo anual 2014-2015.

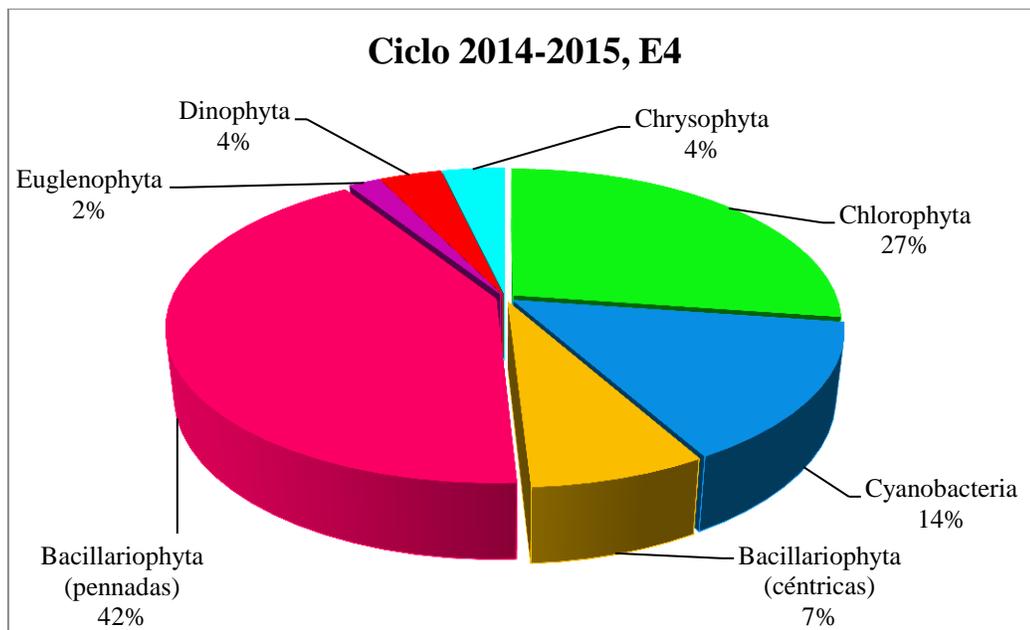


Figura 4.4. Contribución porcentual relativa de los principales taxones a la composición fitoplanctónica del río Sauce Grande (E4) durante el ciclo anual 2014-2015.

Tabla 4.1. Listado de taxones fitoplanctónicos encontrados e identificados para la laguna Sauce Grande (E1, E2 y E3) y el río homónimo (E4) durante los ciclos estudiados. Se destacan (filas en gris) las especies y taxones encontrados de manera diferencial entre las diferentes estaciones y ciclos de muestreo.

TAXONES ENCONTRADOS	Laguna Sauce Grande					Río Sauce Grande
	Ciclo 2012-2013 E1	Ciclo 2013-2014 E1	Ciclo 2014-2015			Ciclo 2014-2015 E4
			E1	E2	E3	
Chlorophyta						
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	x	x	x	x	x	
<i>Chlamydomonas</i> sp.		x	x	x	x	x
<i>Closterium</i> cf. <i>gracile</i> Brébisson ex Ralfs			x	x	x	x
<i>Closterium</i> sp.		x		x		
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	x	x	x	x	x	x
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var. <i>minutum</i> Deflandre	x	x	x	x	x	
<i>Dictyosphaerium ehrebergianum</i> Näegeli	x					
<i>Dyctiosphaerium</i> sp.			x	x	x	
<i>Eudorina</i> sp.				x		
<i>Eutetramorus</i> cf. <i>fotii</i> (Hindák) Komárek	x		x	x	x	
<i>Juranyiella javorkae</i> (Hortobágyi) Hortobágyi	x	x	x	x	x	
<i>Kirchneriella microscopica</i> Nygard	x	x	x	x	x	
<i>Lagerheimia subsalsa</i> Lemmermann	x			x	x	
<i>Lagerheimia</i> sp.			x	x	x	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	x	x	x	x	x	x
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näegeli) Komárková-Legnerová	x	x	x	x	x	x
<i>Monoraphidium tortile</i> (West & G.S. West) Komárková-Legnerová	x	x	x	x	x	x
<i>Oocystella borgei</i> (J. Snow) Hindák	x	x				

<i>Oocystella marsonii</i> (J.Snow) Hindák	x		x	x	x	
<i>Oocystella</i> sp.	x					
<i>Oocystis borgei</i> J.Snow	x	x	x	x	x	
<i>Oocystis eremosphaeria</i> G.M. Smith	x		x	x	x	
<i>Oocystis</i> sp.			x	x	x	
<i>Pandorina</i> sp.			x	x	x	
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Meneghini	x	x	x	x	x	
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	x	x	x	x	x	x
<i>Pedinomonas</i> sp.		x	x	x	x	x
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	x	x	x	x	x	x
<i>Pyramimonas</i> sp.			x	x	x	x
<i>Quadricoccus ellipticus</i> Hortobágyi	x	x	x	x	x	
<i>Scenedesmus costato-granulatus</i> Skuja	x					
<i>Scenedesmus intermedius</i> Chodat	x	x				
<i>Scenedesmus nanus</i> Chodat	x	x	x	x	x	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) de Brebisson	x	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>subspicatus</i> Chodat	x					
<i>Scenedesmus</i> sp. 1			x	x	x	
<i>Scenedesmus</i> sp. 2			x	x	x	
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	x	x	x	x	x	x
<i>Staurastrum planctonicum</i> (Teiling)	x	x			x	x
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	x	x		x	x	
<i>Tetraedron gracile</i> (Reinsch) Hansgirg	x					
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	x		x	x	x	
<i>Tetraedron muticum</i> (A. Braun) Hansgirg	x	x	x	x	x	x
<i>Tetrastrum staurogenieforme</i> (Schröder) Lemmermann	x	x	x	x	x	x
TAXÓN 1	x	x	x	x	x	
Cyanobacteria						
<i>Aphanocapsa conferta</i> (West & G.S.West) Komárková-Legnerová & Cronberg	x					
<i>Aphanocapsa elachista</i> W.West & G.S.West	x	x	x	x	x	

<i>Aphanocapsa holsática</i> (Lemmermann) Cronberg et Komárek	x	x	x	x	x	
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	x					
<i>Aphanocapsa nubilum</i> Komárek et Kling	x	x	x	x	x	x
<i>Aphanothece clathrata</i> West & G.S.West	x	x				
<i>Aphanothece</i> cf. <i>saxicola</i> Nägeli	x					
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	x	x	x	x	x	x
<i>Chroococcus vacuolatus</i> Skuja	x	x	x	x	x	x
<i>Cyanodictyon planctonicum</i> Meyer	x		x	x	x	
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebhan) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek			x	x	x	x
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	x	x	x	x	x	x
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing		x			x	x
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek	x		x	x	x	
<i>Synechocystis salina</i> Wislouch	x	x	x	x	x	x
<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek	x	x	x	x	x	x
Bacillariophyta						
Diatomeas Céntricas						
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	x	x	x	x	x	x
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmermann	x	x	x	x	x	
<i>Cyclostephanos</i> cf. <i>patagonicus</i> J.M.Guerrero & R.O.Echenique	x					
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	x	x	x	x	x	x
<i>Stephanodiscus</i> sp.		x			x	x
<i>Thalassiosira patagonica</i> N.Maidana	x	x	x	x	x	x
Diatomeas Pennadas						
<i>Amphiprora</i> sp.		x	x	x	x	x
<i>Amphora</i> aff. <i>copulata</i> (Kützing) Schoeman & R.E.M.Archibald	x					
<i>Asterionella</i> sp.				x	x	x
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	x	x	x	x	x	x
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) van Heurck	x					
<i>Craticula</i> aff. <i>accomoda</i> (Hustedt) D.G.Mann	x	x	x	x	x	x
<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve	x					

<i>Encyonema</i> aff. <i>minutum</i> (Hilse) D.G.Mann	x				
<i>Epithemia</i> aff. <i>adnata</i> (Kützing) Brébisson	x				x
<i>Epithemia</i> aff. <i>sorex</i> Kützing	x				x
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	x				x
<i>Gomphonema</i> aff. <i>olivaceum</i> (Hornemann) Kützing	x	x	x	x	x
<i>Gyrosigma</i> sp.	x	x		x	x
<i>Hippodonta</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory de Saint-Vincent	x				
<i>Navicula</i> aff. <i>gregaria</i> Donkin	x				x
<i>Navicula</i> aff. <i>peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	x	x	x	x	x
<i>Navicula</i> sp.		x	x	x	x
<i>Nitzschia</i> sp.	x				x
<i>Opephora</i> sp.	x				
<i>Pinnularia</i> sp.	x	x		x	x
<i>Placoneis</i> aff. <i>constans</i> (Hustedt) E.J.Cox var. <i>symmetrica</i>	x				
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> var. <i>inflata</i> (Pantocsek) Hartley	x	x	x	x	
<i>Pseudostaurosira</i> sp.1	x	x	x	x	x
<i>Pseudostaurosira</i> sp.2	x	x	x	x	x
<i>Punctastriata</i> sp.	x				
<i>Rhopalodia</i> aff. <i>gibberula</i> (Ehrenberg) Otto Müller	x		x	x	
<i>Rhoicosphenia</i> sp.	x	x			x
<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	x	x	x	x	
<i>Staurosira</i> cf. <i>venter</i>	x				
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	x				x
<i>Surirella rorata</i> J.Frenguelli	x	x		x	
<i>Surirella striatula</i> Turpin	x	x	x	x	
<i>Surirella</i> aff. <i>ovalis</i> Brébisson	x	x		x	x
<i>Tabularia</i> sp.	x				
<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	x	x	x	x	x
<i>Tryblionella levidensis</i> W.Smith	x	x			

<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P.Compère	x				
TAXÓN 2		x	x	x	x
TAXÓN 3				x	x
Euglenophyta					
<i>Euglena</i> sp.			x	x	x
<i>Phacus</i> sp.				x	x
Dinophyta					
<i>Ceratium</i> cf. <i>hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin					x
<i>Peridinium</i> sp.			x	x	x
Chrysophyta					
<i>Mallomonas</i> sp.				x	x
<i>Synura</i> sp.				x	x

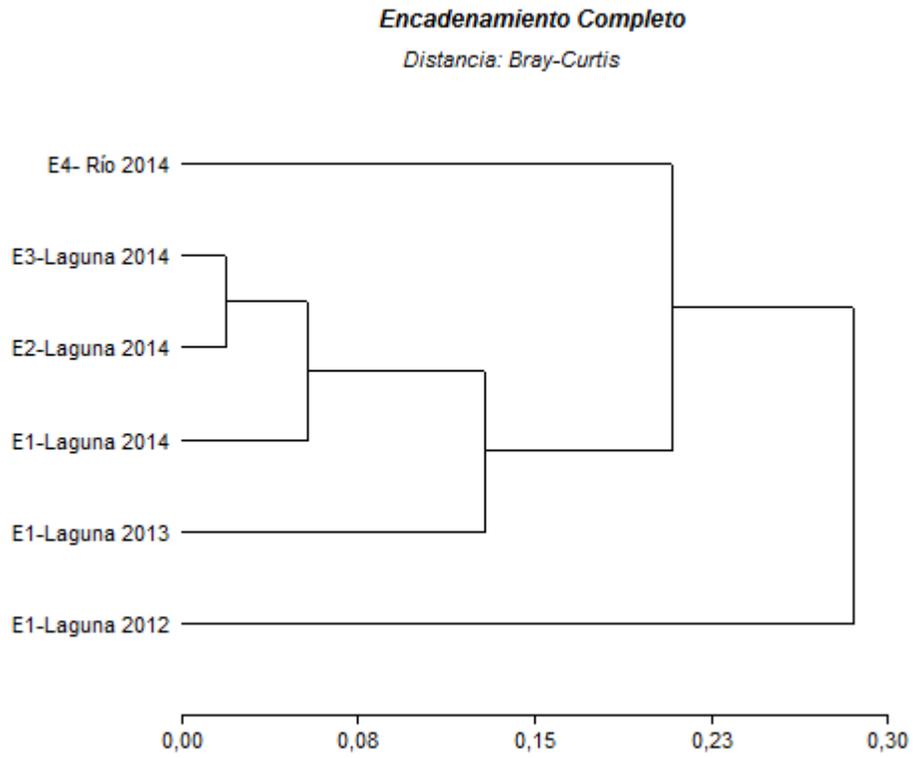


Figura 4.5. Análisis de agrupamiento de los taxones encontrados en la laguna y el río Sauce Grande en las diferentes estaciones y períodos muestreados.

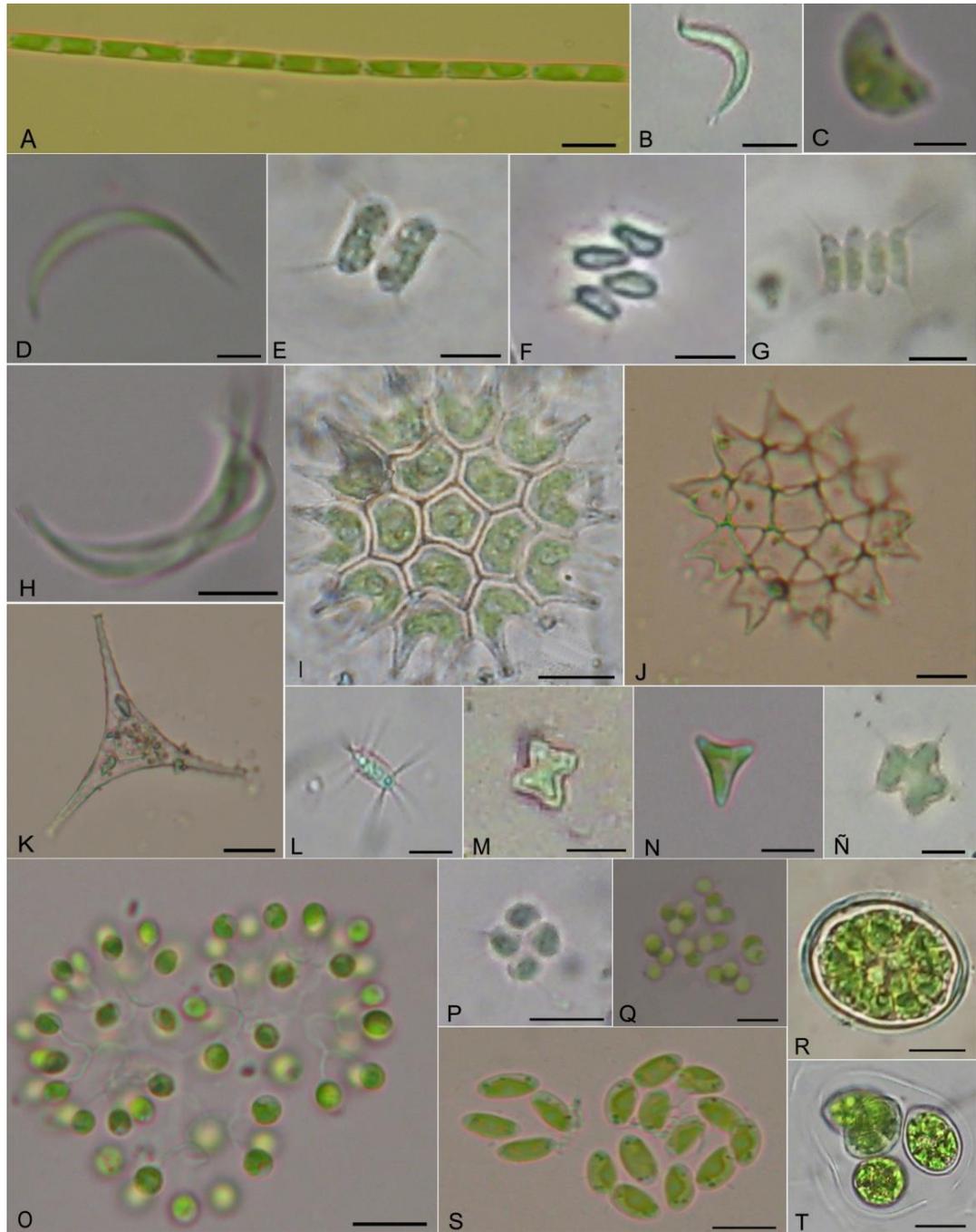


Lámina 1. Chlorophyta. **A.** *Planctonema lauterbornii*, **B.** *Monoraphidium contortum*, **C.** *M. minutum*, **D.** *M. tortile*, **E.** *Scenedesmus nanus*, **F.** *S. intermedius*, **G.** *S. quadricauda*, **H.** *Ankistrodesmus falcatus*, **I.** *Pediatrum boryanum*, **J.** *P. duplex*, **K.** *Staurastrum planctonicum*, **L.** *Lagerheimia* sp., **M.** *Tetradron minimum*, **N.** *T. muticum*, **Ñ.** *T. caudatum*, **O.** *Dictyosphaerium pulchellum* var *minutum*, **P.** *Tetrastrum staurogeniaeforme*, **Q.** *Eutetramorus* cf. *fotii*, **R.** *Oocystella borgei*, **S.** *Quadriococcus ellipticus*, **T.** *Oocystis eremosphaeria*.

Barra escala en A-D, G-N, O-S= 10 µm; E, F, Ñ= 5 µm; T=15 µm.

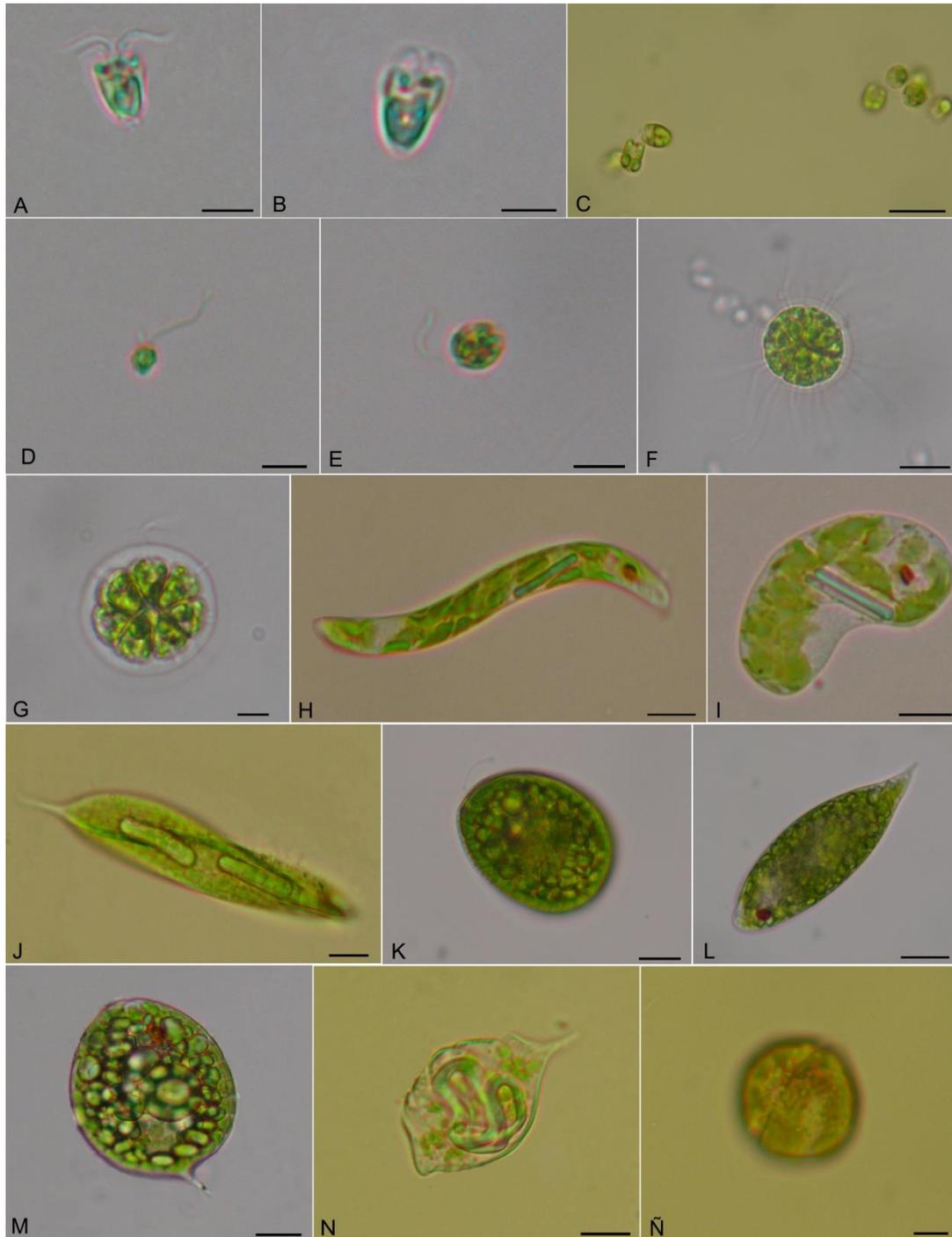


Lámina 2. Chlorophyta. A-C. *Pyramimonas* sp., D-E. *Chlamydomonas* sp., F-G. *Pandorina* sp.; Euglenophyta. H-J. *Euglena* sp., K-N. *Phacus* sp.; Dinophyta. Ñ. *Peridinium* sp.

Barra escala en A, B, D, E, J-Ñ= 10 µm; C, H= 20 µm; F-G= 5 µm; I= 15 µm.

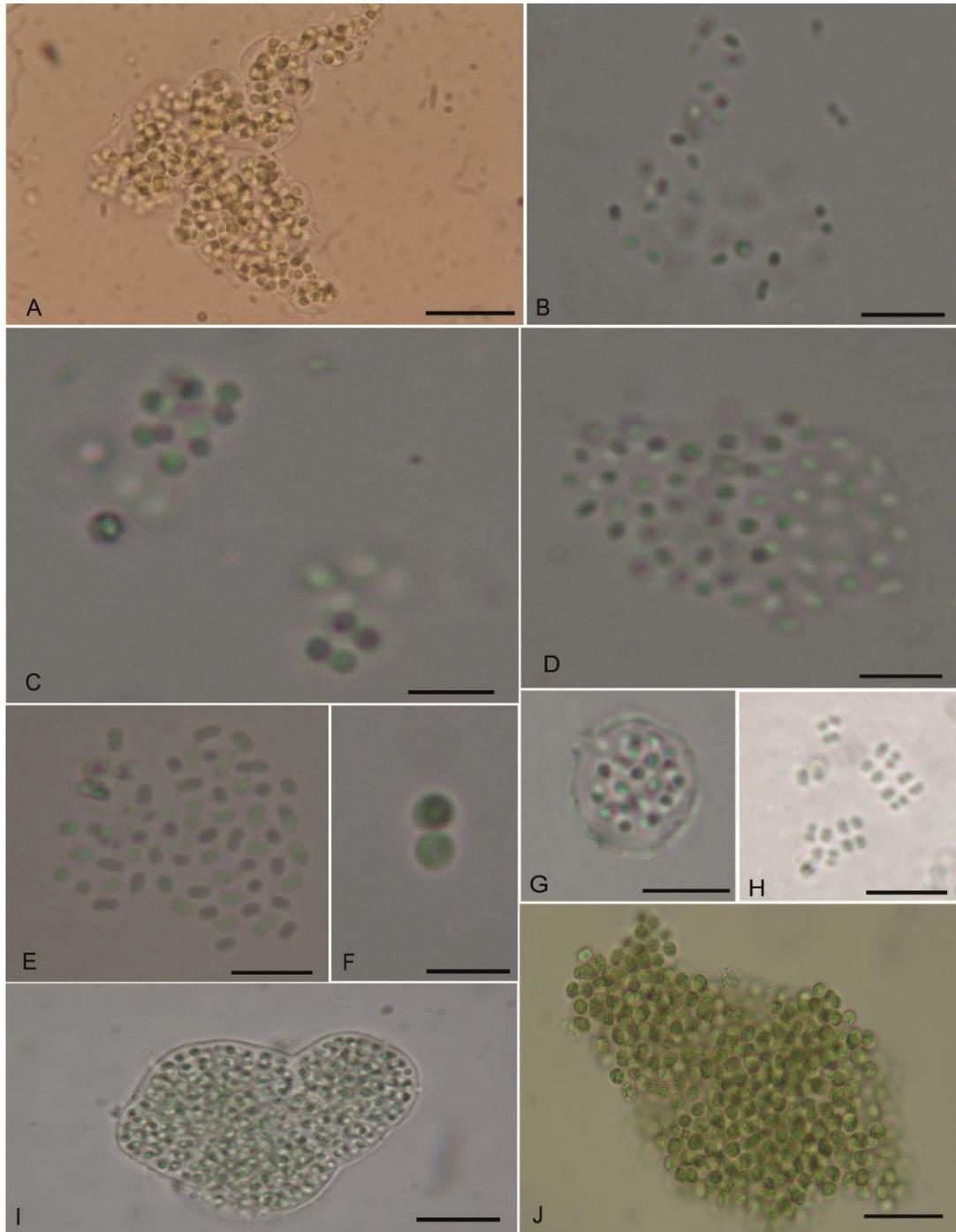


Lámina 3. Cyanobacteria. **A.** *Microcystis wesenbergii*, **B.** *Aphanothece clathrata*, **C.** *Chroococcus minimus*, **D.** *Aphanocapsa holsática*, **E.** *Aphanotece* cf. *saxicola*, **F.** *Synechocystis salina*, **G.** *Aphanocapsa elachista*, **H.** *Merismopedia tenuissima*, **I.** *Aphanocapsa. nubilum*, **J.** *Microcystis aeruginosa*.

Barra escala en A, B = 15 μ m; C-E, G, H= 10 μ m, F= 5 μ m, I, J= 20 μ m.

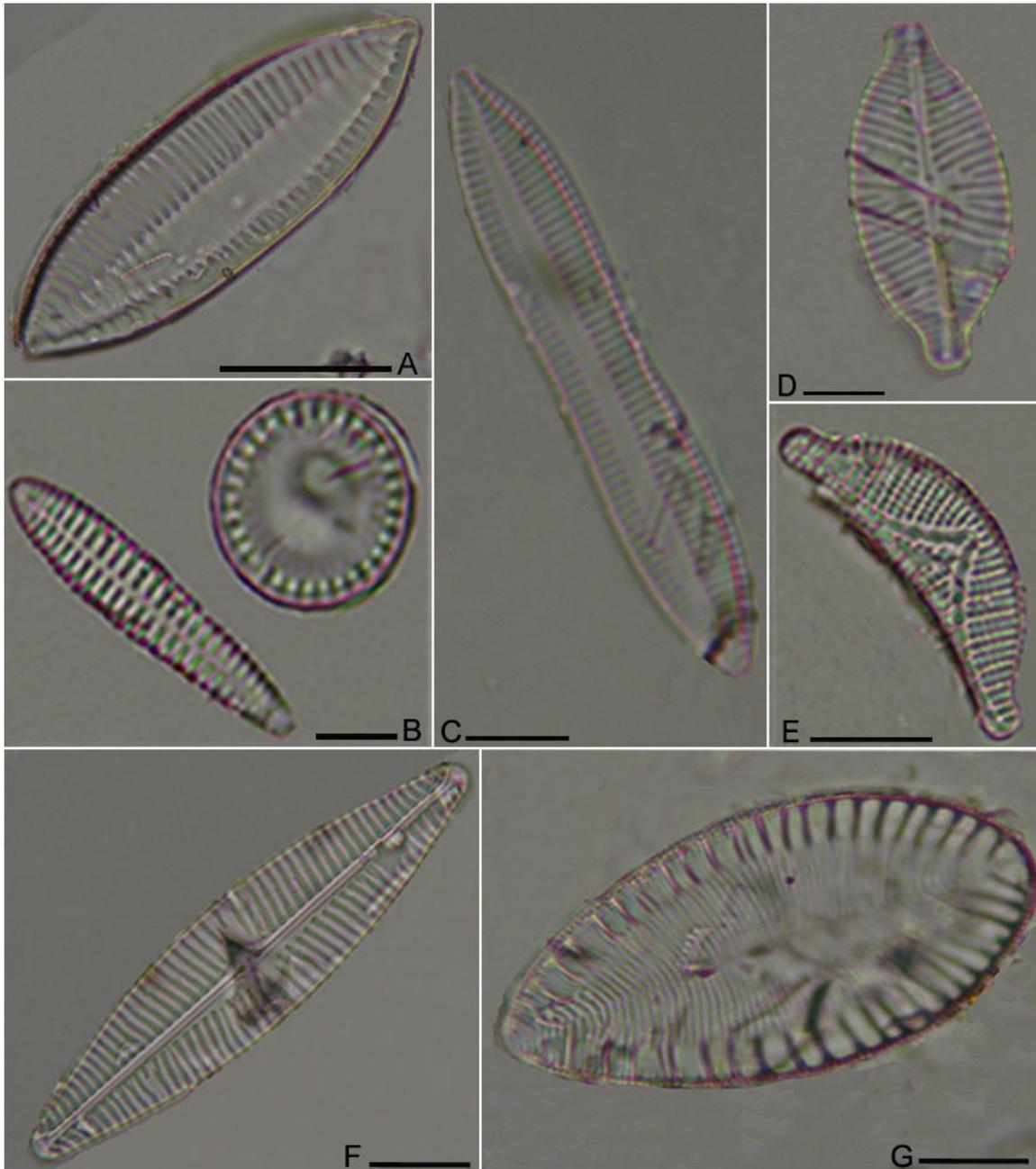


Lámina 4. Bacillariophyta (MO). **A.** *Tryblionella levidensis*. **B.** *Roincosphenia* sp. (abajo) y *Cyclotella meneghiniana* (arriba). **C.** *Tryblionella apiculata*. **D.** *Placoneis* aff. *constans* var. *symmetrica*. **E.** *Epithemia* aff. *sorex*. **F.** *Navicula* aff. *peregrina*. **G.** *Surirella ovalis*.

Barra escala en A, E: 20 μ m; B-C: 5 μ m; D, F-G: 10 μ m.

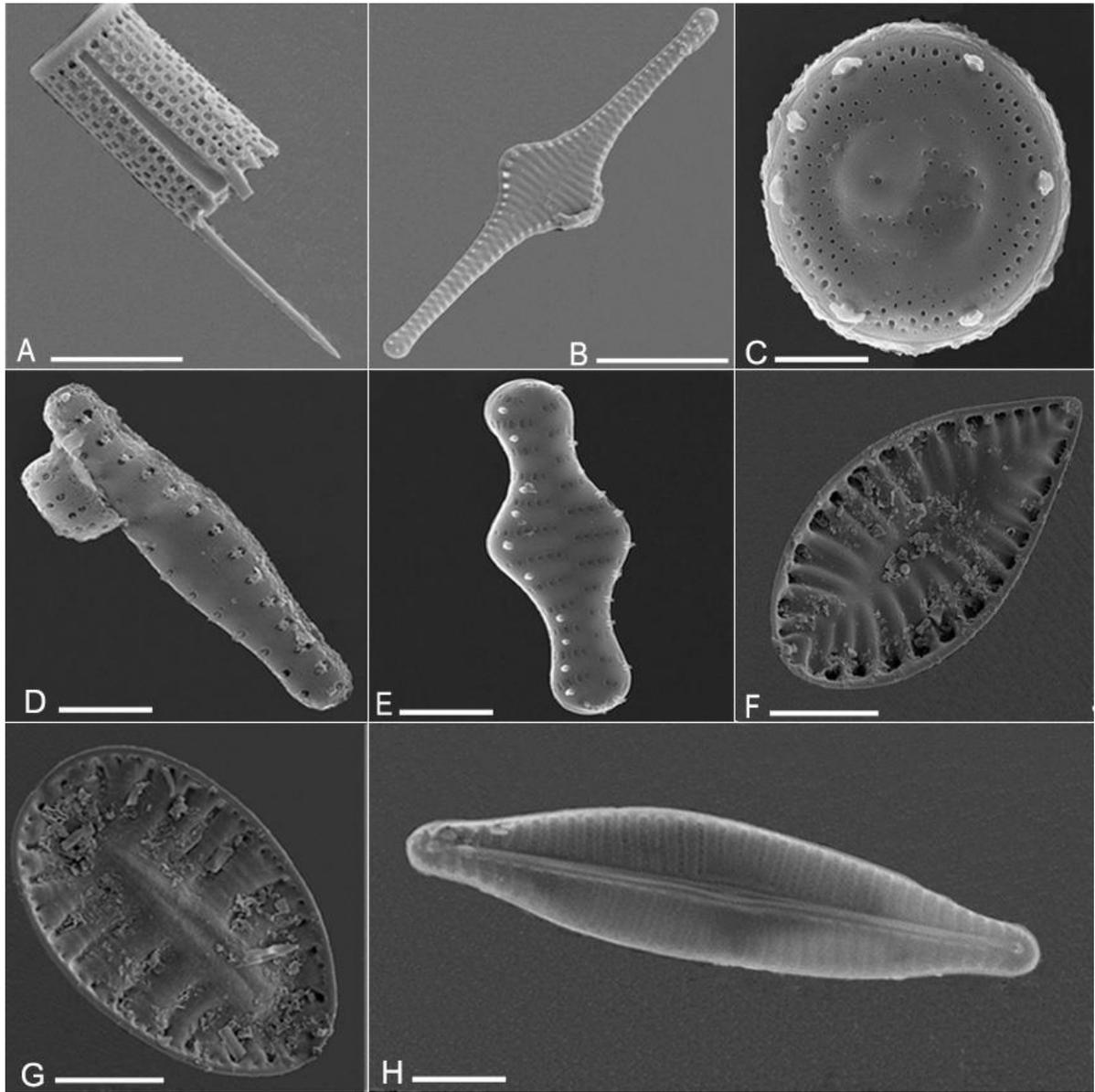


Lámina 5. Bacillariophyta (MEB). **A.** *Aulacoseira granulata*. **B.** *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*. **C.** *Thalassiosira patagonica*. **D.** *Pseudostaurosira* sp.2. **E.** *Staurosira construens*. **F.** *Surirella* sp. **G.** *Surirella rorata*. **H.** *Navicula* aff. *gregaria*.

Barra escala en A-B: 10 μ m; C-E, H: 2 μ m; F-G: 20 μ m.

4.3.3.2. Análisis cuantitativo

4.3.3.2.1. Abundancia fitoplanctónica

Se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre meses de muestreo para el ciclo 2012-2013 ($F= 81,52$, $p < 0,0001$), en el que se observa una clara diferencia en la abundancia de los meses octubre de 2012 - marzo de 2013 respecto de la de abril - septiembre de 2012. Para el ciclo 2013-2014, también se detectaron diferencias significativas en la abundancia mensual ($F= 33,75$, $p < 0,0001$), siendo noviembre y febrero los meses más diferenciados. Por último, para el ciclo 2014-2015, sólo se hallaron diferencias mensuales para la E1 de la laguna Sauce Grande ($F= 21,46$, $p < 0,0001$), diferenciándose la abundancia de marzo y octubre en relación a los demás meses del período, mientras que para la E2, E3 y E4, no se hallaron diferencias estadísticamente significativas ($F= 0,175$, $p= 0,992$; $F= 2,789$, $p= 0,063$; $F= 0,175$, $p= 0,992$, respectivamente).

Por otro lado, se detectaron diferencias espaciales en la abundancia fitoplanctónica para el ciclo 2014-2015, es decir, entre estaciones de muestreo ($F= 69,912$, $p < 0,0001$), siendo la E2 y E4 diferentes de la E1 y E3.

4.3.3.2.1.1. Laguna Sauce Grande

La abundancia fitoplanctónica durante el ciclo 2012-2013 en la E1 de la laguna Sauce Grande presentó un valor mínimo de $1,6 \times 10^6$ ind.ml⁻¹ en diciembre de 2012 y un valor máximo de $5,2 \times 10^6$ ind.ml⁻¹ en mayo de 2012 (Fig. 4.6). Cyanobacteria resultó ser el grupo más

abundante, con una contribución promedio a la densidad total del 76%, mientras que Chlorophyta y Bacillariophyta concentraron, cada uno en promedio, el 12% (Fig. 4.9). A lo largo de todo el ciclo, la cianobacteria *Synechocystis salina* Wislouch fue la especie dominante, con una representación relativa creciente, llegando a representar el 71% de la abundancia total en marzo de 2013. Por su parte, las especies subdominantes también fueron cianobacterias, *i.e.* *Chroococcus minimus*, *Aphanocapsa elachista* y *A. nubilum*, aunque su representación fue mucho menor, siempre menor al 20%.

Durante el ciclo 2013-2014 se registró una abundancia mínima de $1,11 \times 10^4$ ind.ml⁻¹ en febrero de 2014 y un valor máximo de $3,18 \times 10^5$ ind.ml⁻¹ en noviembre de 2013 (Fig. 4.6). Cianobacteria volvió a ser el grupo con mayor aporte a la abundancia fitoplanctónica, en la mayoría del período, llegando a concentrar entre el 40 y 92% de la densidad en febrero y abril de 2013, respectivamente, siendo la contribución promedio del grupo del 62% (Fig. 4.9). Bacillariophyta fue el segundo grupo taxonómico en contribuir a la densidad con un promedio del 26%; sólo en agosto de 2013 y febrero de 2014 fue el grupo más importante, con una representación relativa del 47%, lo que significa una abundancia de $1,01 \times 10^5$ ind.ml⁻¹ y $5,15 \times 10^3$ ind.ml⁻¹, respectivamente. Por su parte Chlorophyta se mantuvo en una contribución del 12% a la abundancia total (Fig. 4.9). *Synechocystis salina* y *Aphanocapsa nubilum* fueron las especies dominante y subdominante del ciclo, respectivamente, y las más abundantes entre las cianobacterias, mientras que las diatomeas más representativas fueron la *Navicula* sp. en agosto de 2013 y *Aulacoseira granulata* en febrero de 2014. Por su parte, *Juranyiella javorkae*, *Monoraphidium minutum*, *Pediastrum boryanum* y *Tetrastrum staurogenieforme* representaron a Chlorophyta.

A lo largo del periodo abril de 2014-julio de 2015, la abundancia fitoplanctónica registrada en la E1, osciló entre $1,35$ y $1,88 \times 10^5$ ind.ml⁻¹, en julio de 2014 y junio de 2015, respectivamente (Fig. 4.7). Cyanobacteria dominó en prácticamente todo el período, siendo su contribución promedio del 61%, con picos de más del 80% en abril y mayo del 2014 (Fig. 4.10). En octubre de 2014 las diatomeas dominaron los recuentos, con una contribución relativa a la densidad total del 41%, mientras que en julio de 2015 fue Chlorophyta el grupo dominante con el 61% ($1,1 \times 10^5$ ind.ml⁻¹). Euglenophyta y Dinophyta, representaron sólo el 3% ($3,75 \times 10^3$ ind.ml⁻¹) de la abundancia total, encontrándose en diciembre de 2014 a *Euglena* sp. y en enero de 2015 a *Peridinium* sp. como representantes de cada una, respectivamente (Fig. 4.7 y 4.10, “Otras divisiones”). Las especies más abundantes entre las algas verdes fueron *Kirchneriella microscópica*, que se constituyó como la especie dominante en junio y julio de 2015 y subdominante en mayo de 2015, mientras que *Monoraphidium minutum* fue la especie subdominante en febrero, marzo y abril de 2015. En el grupo Cyanobacteria las especies más representadas fueron *Aphanocarpa nubilum*, *Chroococcus minimus* y *Merismopedia tenuissima*, subdominantes hasta febrero de 2015, y *Synechocystis salina*, la cual se constituyó como la especie dominante hasta mayo de 2015. Por último, *Thalassiosira patagónica* fue la diatomea más abundante en la E1 de la laguna en el ciclo 2014-2015.

En la estación E2 de la laguna Sauce Grande, la abundancia fitoplanctónica mostró valores muy inferiores a los registrados en los períodos anteriores e incluso a los registros de ciclo 2014-2015 pero de la E1. En este sentido, la densidad total osciló entre un valor mínimo de 62 ind.ml⁻¹, registrado en agosto de 2014 y máximo de 282 ind.ml⁻¹ en junio de 2015 (Fig. 4.7). Cyanobacteria presentó una tendencia decreciente respecto de los períodos anteriores, mostrando un pico de representación y dominancia porcentual del 84% en el mes de octubre de 2014 (190

ind.ml⁻¹) y un importante descenso al 45% en noviembre de ese año, hasta llegar a un mínimo de 26% en junio de 2015 (Fig. 4.10). Este comportamiento siguió la tendencia de la especie más representada del grupo, *i.e.* *S. salina*, la cual en octubre de 2014 acaparó el 42 % de abundancia total mientras que en junio de 2015 sólo el 19%. Por su parte las algas verdes mostraron una tendencia creciente en abundancia y dominancia, registrándose un mínimo de 19 ind.ml⁻¹ en octubre de 2014 y un máximo de 202 ind.ml⁻¹ en junio de 2015, representando una dominancia de 8 y 72%, respectivamente (Fig. 4.10). Las especies y taxones que más contribuyeron a esta abundancia fueron *Kirchneriella microscópica*, *Monoraphidium minutum*, *Pedinomonas* sp y *Pyramimonas* sp. Bacillariophyta registró una abundancia mínima de 3 ind.ml⁻¹ y máxima de 56 ind.ml⁻¹, en mayo de 2015 y septiembre de 2014, respectivamente (Fig. 4.7); la especie más representada del grupo fue *Thalassiosira patagonica*. Dinophyta y Euglenophyta registraron abundancias minoritarias en todo el período, sin superar el 1% de contribución a densidad total. *Euglena* sp. (Euglenophyta) se registró de noviembre de 2014 a abril de 2015, mientras que *Peridinium* sp. en noviembre y diciembre de 2014 y abril de 2015 (Fig. 4.7 y 4.10).

La abundancia fitoplanctónica de la E3 en la laguna Sauce Grande osciló entre $1,7 \times 10^4$ ind.ml⁻¹ en noviembre de 2014 y $2,1 \times 10^5$ ind.ml⁻¹ en mayo de 2015 (Fig. 4.8). Cyanobacteria fue el grupo que dominó la abundancia con una representación máxima de 67% ($1,1 \times 10^5$ ind.ml⁻¹) en abril de 2015, la que cae en los meses siguientes paulatinamente hasta llegar a una representación mínima del 39 % ($8,0 \times 10^4$ ind.ml⁻¹) en julio de 2015 (Fig. 4.11). *Synechocystis salina* fue la especie dominante hasta mayo de 2015, mientras que *A. nubilum* y *M. tenuissima* fueron las especies subdominantes hasta abril de 2015. Chlorophyta mostró una dominancia creciente, llegando a superar en abundancia a las cianobacterias en junio y julio de 2015, cuando su representación llegó a 52 ($9,6 \times 10^4$ ind.ml⁻¹) y 58% ($1,21 \times 10^5$ ind.ml⁻¹), respectivamente (Figs.

4.8 y 4.11). En dichos meses, la especie *Kirchneriella microscópica* se constituyó como la especie dominante de toda la abundancia fitoplanctónica; *Monoraphidium minutum* fue dominante en febrero 2015 (junto a *S. salina*) y subdominante en diciembre de 2014. *Pedinomonas* sp. fue el segundo taxón en importancia en noviembre de 2014. Por su parte, las diatomeas presentaron una tendencia decreciente en la abundancia desde octubre de 2014, cuando la representación del grupo fue del 28% ($4,6 \times 10^4$ ind.ml⁻¹), llegando a un mínimo de 1% en junio de 2015, lo que significó una abundancia de $1,25 \times 10^3$ ind.ml⁻¹. Las divisiones minoritarias siguieron siendo Dinophyta y Euglenophyta, con una representación máxima del 2 % ($3,13 \times 10^3$ ind.ml⁻¹) en diciembre de 2014, cuando se registró a *Peridinium* sp y *Euglena* sp.

4.3.3.2.1.2. Río Sauce Grande

Durante el período 2014-2015 la abundancia fitoplanctónica en el río Sauce Grande fluctuó entre 7 y 22 ind.ml⁻¹, registrándose el menor valor en abril de 2015 y el mayor en el mes de diciembre de 2014 (Fig. 4.8). Desde abril a octubre de 2014 (excepto en julio de 2014) la abundancia estuvo dominada por Cyanobacteria, con valores registrados de 5 a 12 ind.ml⁻¹ y la representación porcentual del grupo a la abundancia total varió entre el 43 al 71% (Fig. 4.11) siendo la especie más representada *Synechocystis salina*. De noviembre de 2014 a julio de 2015, el grupo más abundante fue Bacillariophyta, con valores de abundancia fitoplanctónica de 7 a 18 ind.ml⁻¹ para abril de 2015 y diciembre de 2014, respectivamente (Figs. 4.8 y 4.11). La contribución relativa del grupo fue muy alta, desde el 66% en noviembre de 2014 al 99% en abril de 2015 y el taxon más representado fue *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. Cabe destacar que

en abril de 2014, y marzo y julio de 2015 se cuantificaron individuos de Dinophyta (*Peridinium* sp.) y Euglenophyta (*Euglena* sp.), aunque su representación fue de sólo el 1% (Fig. 4.11).

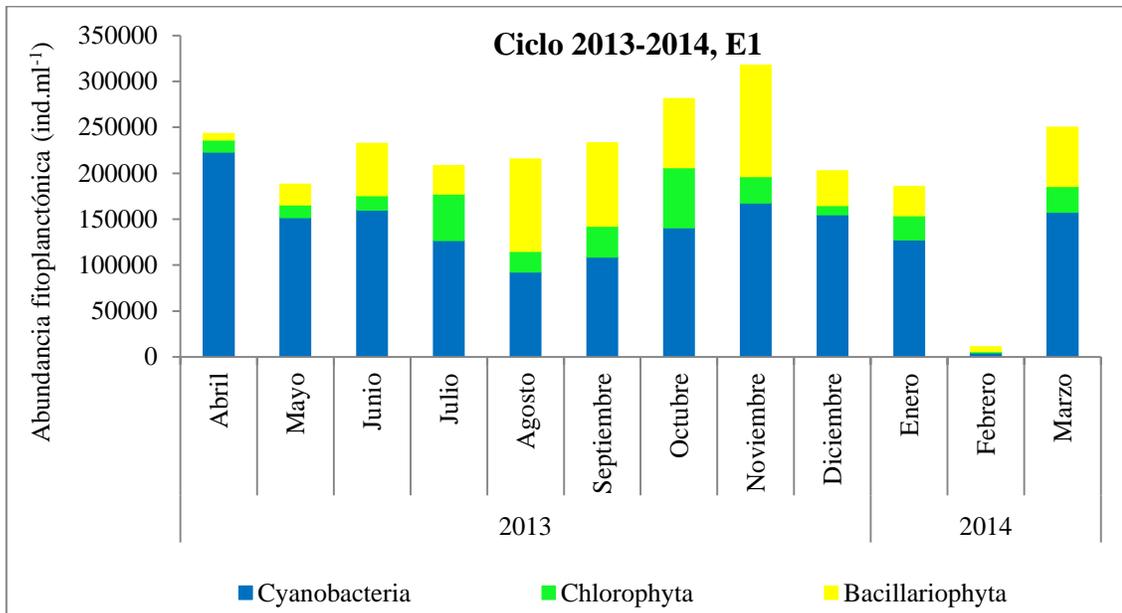
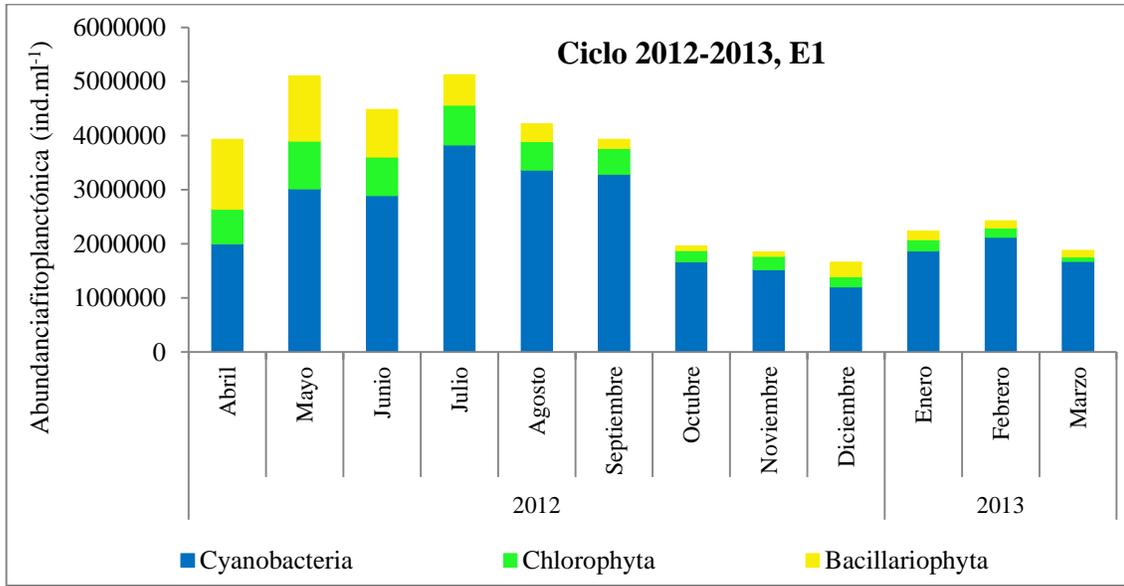


Figura 4.6. Contribución de los principales grupos taxonómicos a la abundancia fitoplanctónica (ind.ml⁻¹) registrada en la E1 de la laguna Sauce grande durante los ciclos 2012-2013 y 2013-2014.

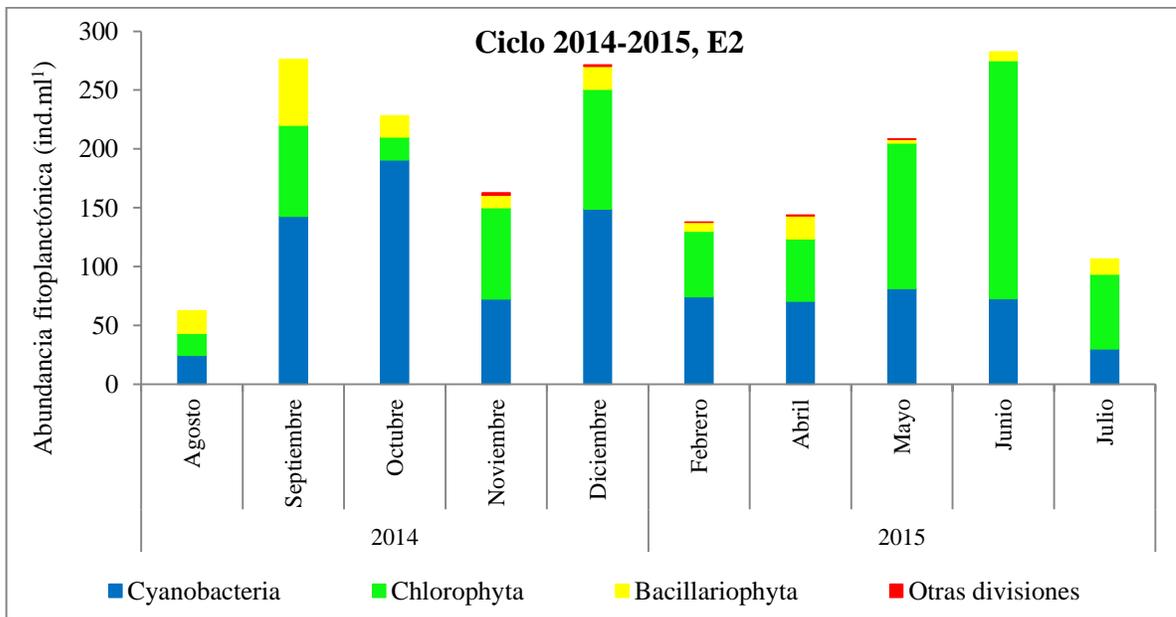
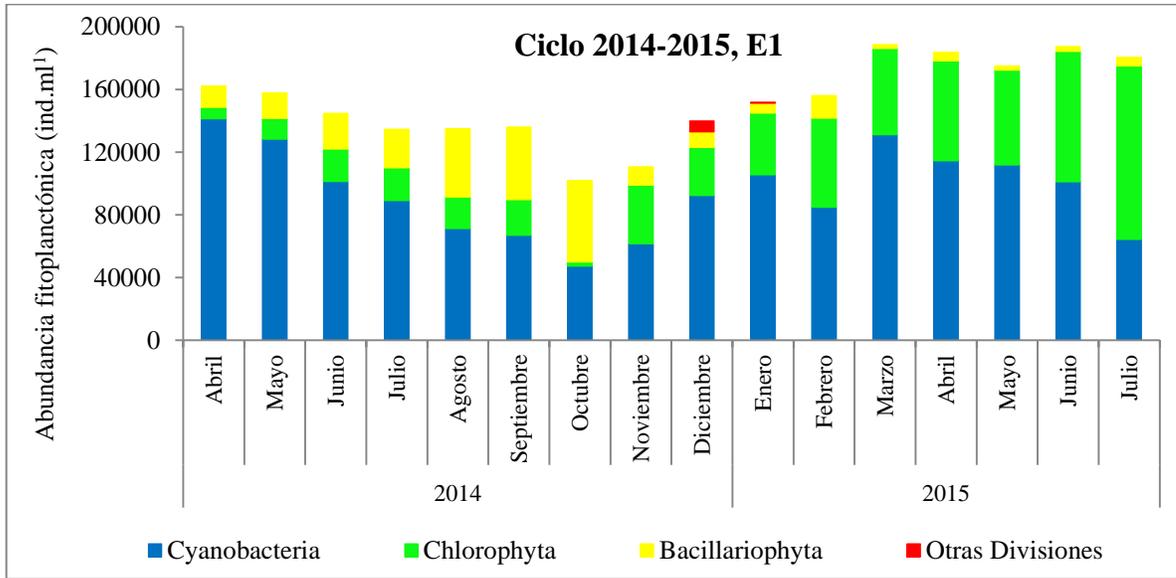


Figura 4.7. Contribución de los principales grupos taxonómicos a la abundancia fitoplanctónica (ind.ml⁻¹) registrada en las estaciones E1 y E2 de la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2014-2015.

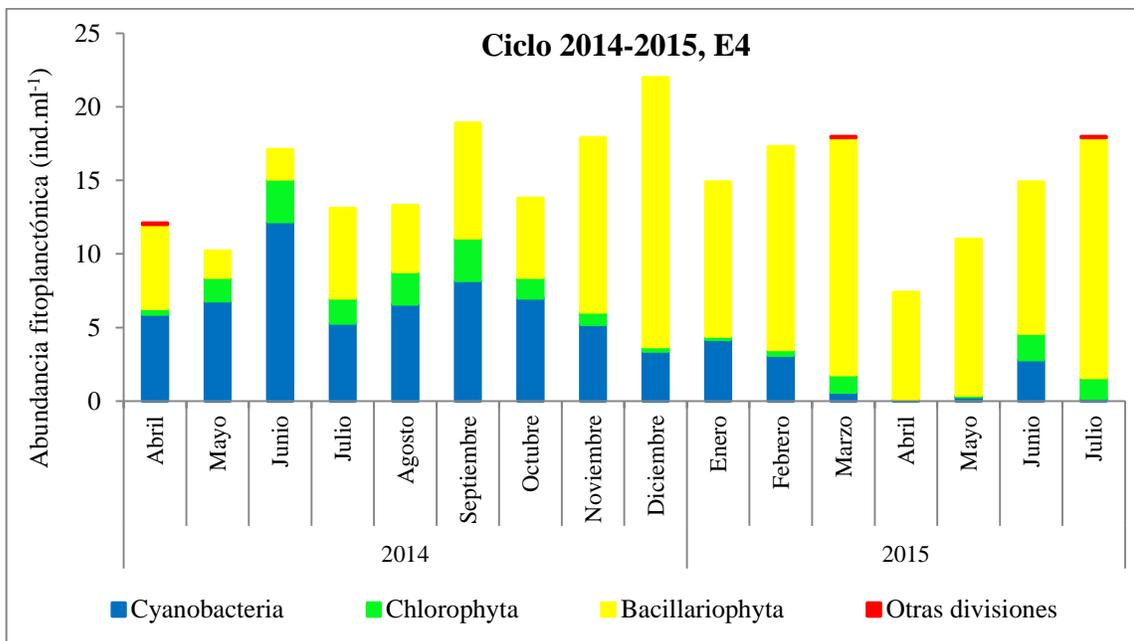
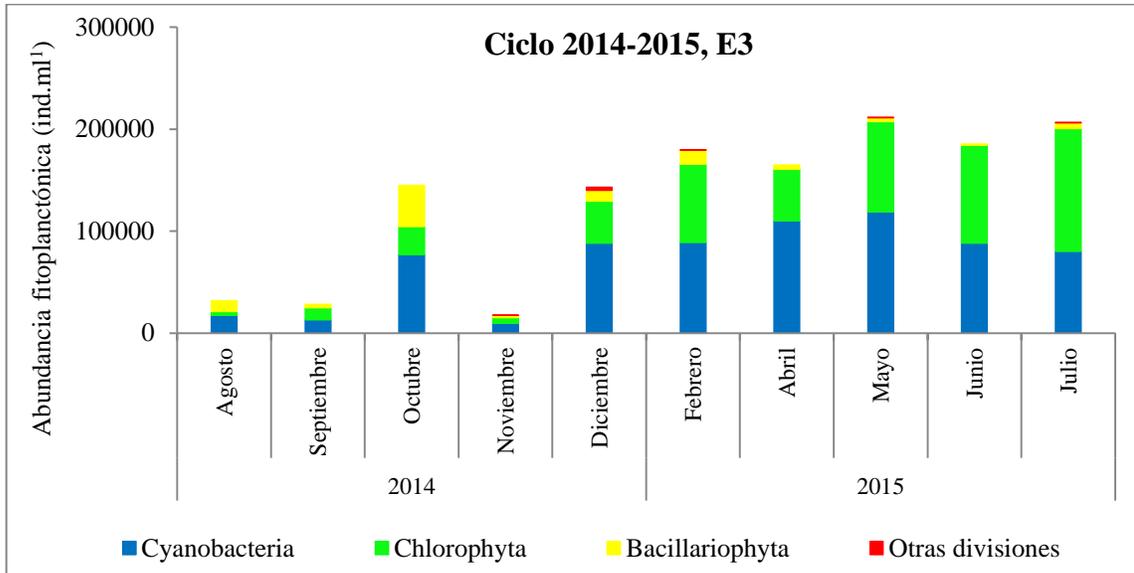


Figura 4.8. Contribución de los principales grupos taxonómicos a la abundancia fitoplanctónica (ind.ml^{-1}) registrada en la E3 de la laguna Sauce Grande y en la E4 del río homónimo a lo largo del ciclo 2014-2015.

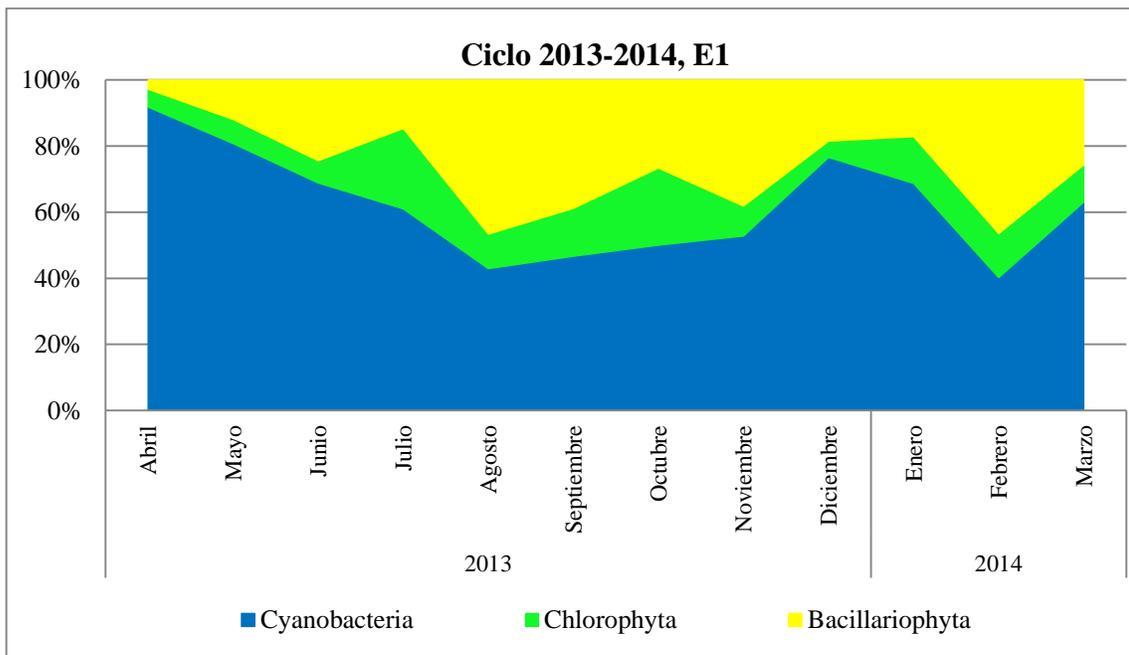
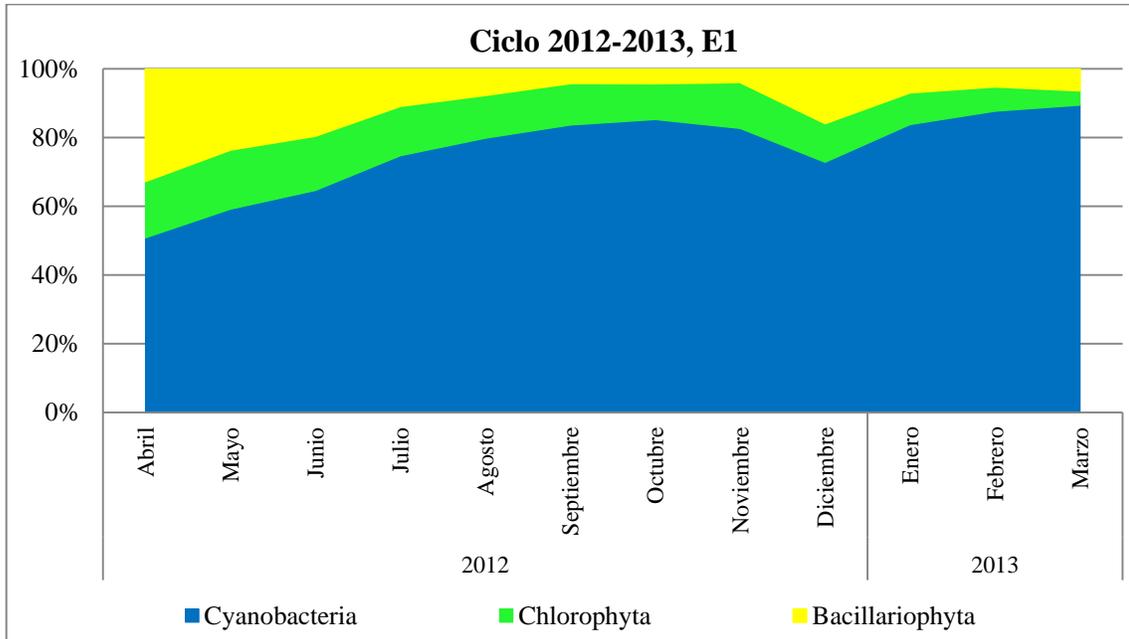


Figura 4.9. Contribución porcentual relativa de los principales grupos taxonómicos (%) a la abundancia fitoplanctónica en la E1 de la laguna Sauce Grande en los ciclos 2012-2013 y 2013-2014.

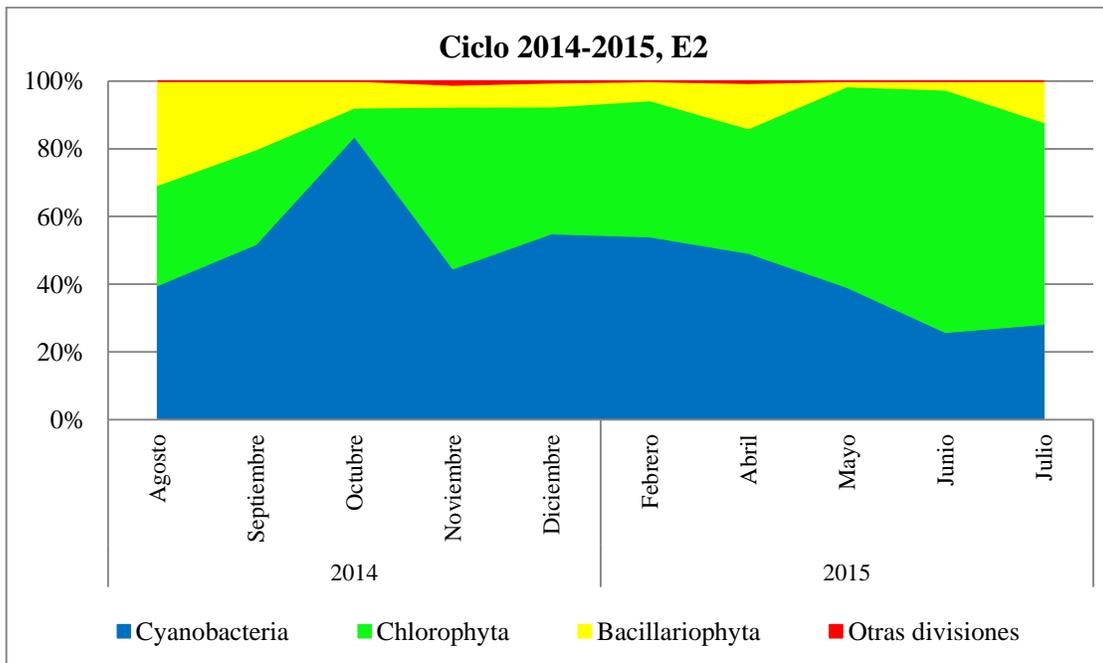
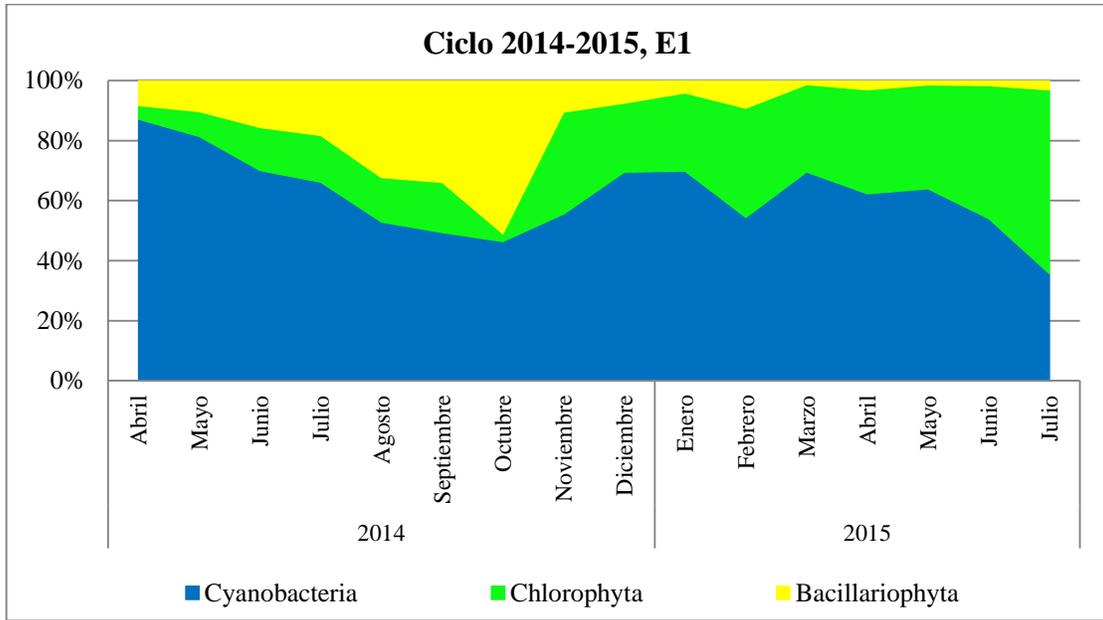


Figura 4.10. Contribución porcentual relativa de los principales grupos taxonómicos (%) a la abundancia fitoplanctónica en la estación E1 y E2 de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015.

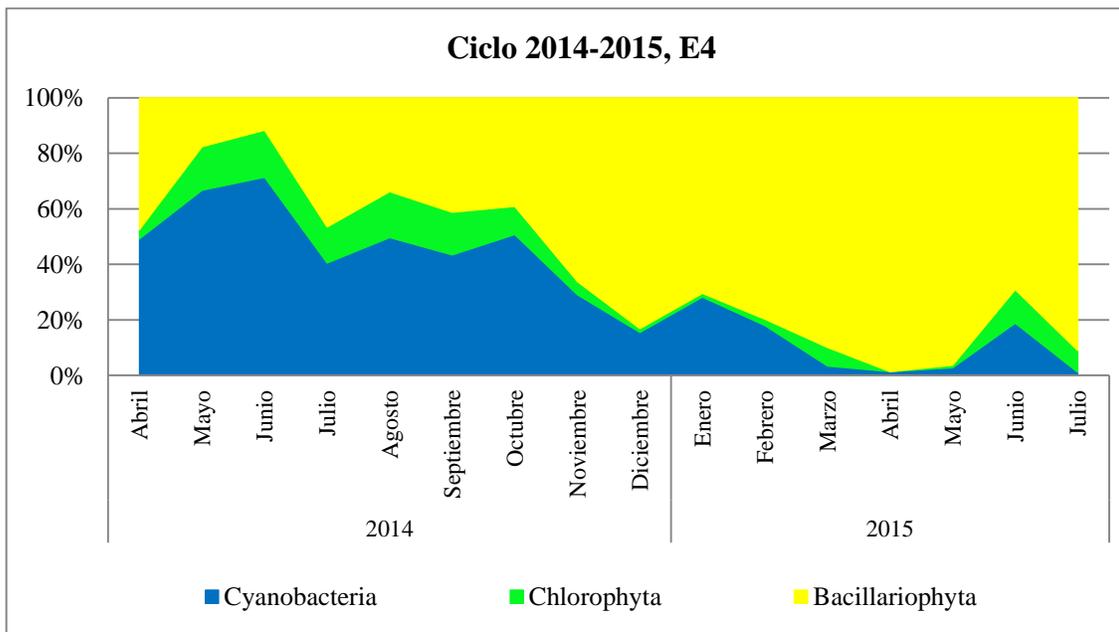
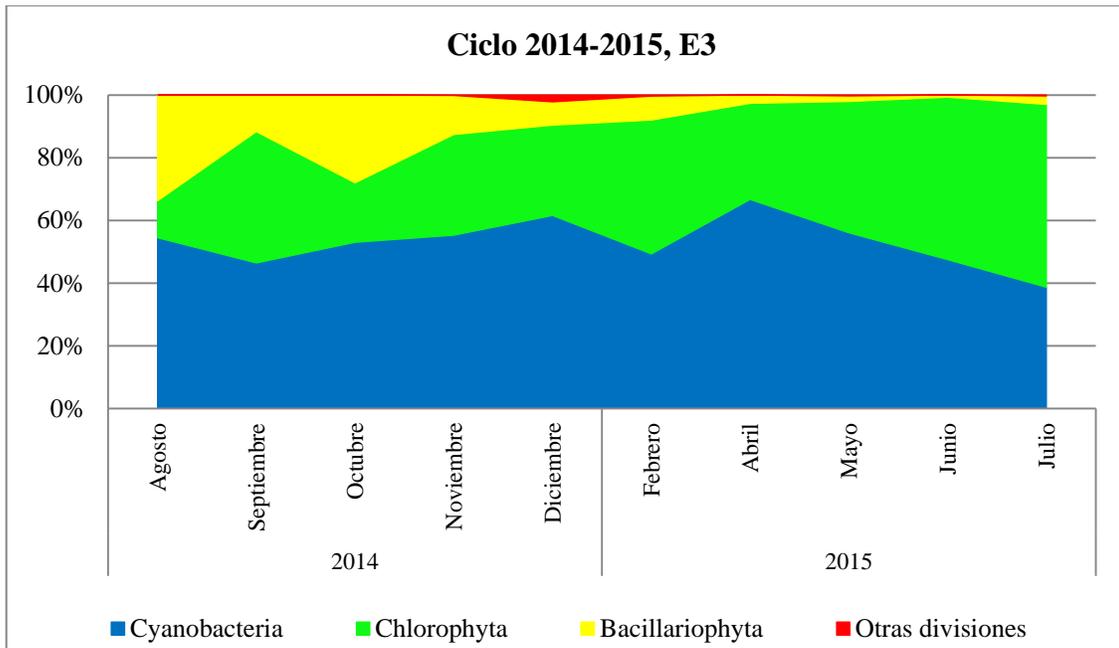


Figura 4.11. Contribución porcentual relativa de los principales grupos taxonómicos (%) a la abundancia fitoplanctónica en la estación E3 de la laguna Sauce Grande y en la E4 del río homónimo, en el ciclo 2014-2015.

4.3.3.2.2. Frecuencia de ocurrencia (FO): Especies constantes, comunes y raras

En la tabla 4.2 se muestra la FO calculada para cada especie encontrada durante el análisis cuantitativo de las muestras. Un total de 13 especies fueron comunes ($10\% < FO < 50\%$) o constantes ($FO > 50\%$) en las cuatro estaciones de muestreo y en los tres ciclos estudiados, de las cuales cuatro fueron Chlorophyta, cuatro Bacillariophyta y cinco Cyanobacteria. Entre ellas, se encuentran las especies dominantes o subdominantes de cada ciclo o estación de muestreos, como *Aphanocapsa nubilum*, *Chroococcus minimus*, *Synechocystis salina*, *Monoraphidium minutum* y *Thalassiosira patagonica*.

Oocystis borgei, *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata* y *Staurosira construens* fueron las tres especies que se presentaron como comunes o constantes en la laguna, en las tres estaciones y tres ciclos estudiados, pero que no fueron contabilizadas en ninguna muestra mensual del río.

Tabla 4.2. Lista de taxa encontrados en el análisis cuantitativo indicando la frecuencia de ocurrencia (FO %) y el tipo de especie (R: raras; C: comunes; CT: constantes) para cada estación de muestreo en la laguna (E1, E2 y E3) y río Sauce Grande (E4) en los tres ciclos anuales estudiados.

¹ especies que no pudieron ser discriminadas con la magnificación (400X) utilizada en los recuentos.

---- no se registró ningún individuo durante los recuentos.

* especies constantes (CT) o comunes (C) en los tres ciclos estudiados y en todas las estaciones de muestreo.

** especies CT o C en los tres ciclos y tres estaciones de muestreo en la laguna Sauce Grande (E1, E2 y E3) pero que no se contabilizaron individuos (----) en el río (E4).

TAXONES ENCONTRADOS	Laguna Sauce Grande										Río Sauce Grande	
	Ciclo 2012-2013		Ciclo 2013-2014		Ciclo 2014-2015						Ciclo 2014-2015	
	E1		E1		E1		E2		E3		E4	
	FO (%)	Tipo	FO (%)	Tipo	FO (%)	Tipo	FO (%)	Tipo	FO (%)	Tipo	FO (%)	Tipo
Chlorophyta												
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	8	R	33	C	25	C	10	C	20	C	----	----
<i>Chlamydomonas</i> sp.	----	----	8	R	13	C	50	CT	10	C	12	C
<i>Closterium</i> cf. <i>gracile</i>	----	----	----	----	19	C	----	----	20	C	6	R
<i>Closterium</i> sp.	----	----	25	C	----	----	20	C	----	----	----	----
<i>Crucigenia quadrata</i>	50	CT	8	R	50	CT	40	C	50	CT	12	C
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var <i>minutum</i>	75	CT	16	C	50	CT	60	CT	----	----	----	----
<i>Dictyosphaerium ehrebergianum</i>	----	----	----	----	----	----	----	----	40	C	----	----
<i>Dyctiosphaerium</i> sp.	----	----			6	R	40	C	30	C	----	----
<i>Eutetramorus</i> cf. <i>fotii</i>	8	R	----	----	44	C	----	----	----	----	----	----
<i>Juranyiella javorkae</i>	100	CT	8	R	38	C	40	C	50	CT	----	----

<i>Kirchneriella microscopica</i>	58	CT	8	R	58	CT	60	CT	50	CT	----	----
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	25	C	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Lagerheimia</i> sp.	----	----	----	----	----	----	10	C	----	----	----	----
<i>Monoraphidium contortum</i> *	58	CT	67	CT	88	CT	100	CT	100	CT	12	C
<i>Monoraphidium minutum</i> *	67	CT	100	CT	94	CT	90	CT	100	CT	81	CT
<i>Monoraphidium tortile</i> *	83	CT	67	CT	63	CT	90	CT	90	CT	38	C
<i>Oocystella marsonii</i>	33	C	8	R	6	R	----	----	----	----	----	----
<i>Oocystis borgei</i> **	42	C	67	CT	38	C	50	CT	60	CT	----	----
<i>Oocystis eremosphaeria</i>	8	R	----	----	19	C	20	C	50	CT	----	----
<i>Oocystis</i> sp.	----	----	----	----	6	R	----	----	----	----	----	----
<i>Pandorina</i> sp.	----	----	8	R	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Pediastrum boryanum</i>	16	R	33	C	31	C	----	----	----	----	----	----
<i>Pediastrum duplex</i>	16	R	58	CT	6	R	----	----	20	C	6	R
<i>Pedinomonas</i> sp.	----	----	8	R	50	CT	100	CT	80	CT	19	C
<i>Planctonema lauterbornii</i>	16	R	25	C	56	CT	70	CT	60	CT	25	C
<i>Pyramimonas</i> sp.	----	----	----	----	50	CT	60	CT	50	CT	25	C
<i>Quadricoccus ellipticus</i>	25	R	33	C	31	C	40	C	50	CT	----	----
<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>	67	CT	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Scenedesmus intermedius</i>	42	C	8	R	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Scenedesmus nanus</i>	92	CT	8	R	56	CT	70	CT	50	CT	----	----
<i>Scenedesmus quadricauda</i> *	58	CT	16	C	69	CT	80	CT	100	CT	12	C
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>subspicatus</i>	33	C	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Scenedesmus</i> sp. 2	----	----	----	----	----	----	----	----	10	C	----	----
<i>Schroederia setigera</i>	----	----	33	C	31	C	50	CT	60	CT	6	R
<i>Staurastrum planctonicum</i>	25	C	42	C	6	R	10	C	----	----	25	C
<i>Tetraedron caudatum</i>	8	R	33	C	----	----	20	C	60	CT	----	----
<i>Tetraedron gracile</i>	16	C	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Tetraedron minimum</i>	75	CT	----	----	6	R	----	----	----	----	----	----
<i>Tetraedron muticum</i>	83	CT	8	R	56	CT	50	CT	----	----	31	C

<i>Tetrastrum staurogenieforme</i>	----	----	83	CT	94	CT	80	CT	90	CT	25	C
TAXÓN 1	----	----	----	----	31	C	30	C	20	C	----	----
Cyanobacteria												
<i>Aphanocapsa conferta</i>	8	R	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Aphanocapsa elachista</i>	100	CT	25	C	19	C	----	----	10	C	----	----
<i>Aphanocapsa holsática</i>	75	CT	8	R	31	C	20	C	50	CT	----	----
<i>Aphanocapsa incerta</i>	70	CT	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Aphanocapsa nubilum</i> *	100	CT	92	CT	100	CT	100	CT	100	CT	75	C
<i>Aphanotece clathrata</i>	----	----	8	R	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Aphanotece</i> cf. <i>saxicola</i>	33	R	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Chroococcus minimus</i> *	100	CT	58	CT	88	CT	80	CT	80	CT	19	C
<i>Chroococcus vacuolatus</i> *	83	CT	100	CT	75	CT	80	CT	50	CT	31	C
<i>Cyanodictyon planctonicum</i> Meyer	50	CT	----	----	6	R	10	C	----	----	----	----
<i>Dolichospermum spiroides</i>	----	----	----	----	6	R	10	C	10	C	6	R
<i>Merismopedia tenuissima</i>	92	CT	42	C	75	CT	100	CT	80	CT	6	R
<i>Microcystis aeruginosa</i>	----	----	8	R	----	----	----	----	20	C	6	R
<i>Microcystis wesenbergii</i>	33	C	8	R	12	C	60	CT	20	C	----	----
<i>Synechocystis salina</i> *	100	CT	100	CT	100	CT	100	CT	90	CT	81	CT
<i>Synechococcus nidulans</i> *	42	C	25	C	13	C	40	C	20	C	19	C
Bacillariophyta												
Diatomeas Céntricas												
<i>Aulacoseira granulata</i>	58	CT	75	CT	38	C	----	----	20	C	6	R
<i>Chaetoceros muelleri</i>	8	R	50	CT	44	C	70	CT	70	CT	----	----
<i>Cyclotella meneghiniana</i> *	75	CT	100	CT	88	CT	100	CT	90	CT	88	CT
<i>Stephanodiscus</i> sp.	8	R	50	CT	13	C	----	----	----	----	----	----
<i>Thalassiosira patagonica</i> *	33	C	100	CT	81	CT	90	CT	70	CT	12	C
Diatomeas Pennadas												
<i>Amphiprora</i> sp.	8	R	42	C	13	C	----	----	----	----	19	C
<i>Asterionella</i> sp.	----	----	----	----	----	----	30	C	----	----	31	C

<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> ¹	----	----	50	CT	25	C	30	C	10	C	100	CT
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> ¹	----	----	50	CT	25	C	30	C	10	C	100	CT
<i>Craticula</i> aff. <i>accomoda</i>	8	R	33	C	6	R	30	C	10	C	31	C
<i>Epithemia</i> aff. <i>adnata</i> ¹	8	R	----	----	----	----	----	----	----	----	6	R
<i>Epithemia</i> aff. <i>sorex</i> ¹			----	----	----	----	----	----	----	----	6	R
<i>Gomphonema clavatum</i> ¹	----	----	33	C	13	C	20	C	----	----	12	C
<i>Gomphonema</i> aff. <i>olivaceum</i> ¹			33	C	13	C	20	C	----	----	12	C
<i>Gyrosigma</i> sp.	----	----	8	R	----	----	10	C	----	----	25	C
<i>Hippodonta</i> sp. *	75	CT	58	CT	13	C	40	C	20	C	25	C
<i>Navicula</i> aff. <i>gregaria</i>	42	C	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Navicula</i> aff. <i>peregrina</i>	----	----	75	CT	19	C	80	CT	20	C	81	CT
<i>Navicula</i> sp.	----	----	16	C	13	C	30	C	----	----	31	C
<i>Nitzschia</i> sp.	8	R	----	----	----	----	----	----	----	----	6	R
<i>Pinnularia</i> sp.	33	C	8	R	----	----	10	C	----	----	12	C
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> var. <i>inflata</i> **	42	C	92	CT	69	CT	70	CT	70	CT	----	----
<i>Pseudostaurosira</i> sp.1 *	92	CT	75	CT	56	CT	80	CT	60	CT	100	CT
<i>Pseudostaurosira</i> sp.2	92	CT	50	CT	13	C	60	CT	----	----	56	CT
<i>Rhopalodia</i> aff. <i>gibberula</i>	8	R	----	----	13	C	----	----	10	C	----	----
<i>Rhoicosphenia</i> sp.	----	----	8	R	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>Staurosira construens</i> **	33	C	58	CT	44	C	60	CT	50	CT	----	----
<i>Surirella striatula</i>	----	----	25	C	6	R	10	C	10	C	----	----
<i>Surirella</i> aff. <i>ovalis</i>	----	----	25	C	----	----	10	C	----	----	6	R
<i>Tryblionella apiculata</i>	8	R	50	CT	19	C	30	C	20	C	50	CT
<i>Tryblionella levidensis</i>	----	----	16	C	----	----	----	----	----	----	----	----
TAXÓN 2	8	R	----	----	19	C	----	----	----	----	----	----
TAXÓN 3	----	----	----	----	----	----	50	CT	10	C	50	CT
Euglenophyta												
<i>Euglena</i> sp.	----	----	----	----	13	C	50	CT	50	CT	6	R
<i>Phacus</i> sp.	----	----	----	----	----	----	30	C	----	----	----	----

Dinophyta													
<i>Peridinium</i> sp.	----	----	----	----	13	C	30	C	10	C	12	C	
Chrysophyta													
<i>Mallomonas</i> sp.	----	----	----	----	----	----	20	C	20	C	----	----	
<i>Synura</i> sp.	----	----	----	----	----	----	10	C	10	C	----	----	

4.3.3.2.3. Índices biológicos

La diversidad específica y la dominancia no mostraron diferencias entre los diferentes ciclos anuales estudiados ($K= 0,537$, $p= 0,765$ y $K= 3,426$, $p= 0,180$, respectivamente), aunque sí mostraron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo en el ciclo 2014-2015 ($K= 16,718$, $p< 0,0001$ y $K= 11,731$, $p<0,05$), diferenciándose la E2 de la laguna de la E4 del río Sauce Grande. La equitatividad no evidenció diferencias temporales ($K= 2,008$, $p= 0,366$) ni espaciales ($K= 2,196$, $p= 0,533$), y la riqueza específica presentó diferencias significativas tanto entre ciclos ($K= 6,570$, $p< 0,05$), siendo el ciclo 2012-2013 diferente del ciclo 2014-2015, como entre estaciones de muestreo ($K= 35,923$, $p< 0,0001$), diferenciándose las estaciones de la laguna (E1, E2 y E3) de la E4 del río.

A lo largo del ciclo 2012-2013, la diversidad específica (H') mostró una tendencia decreciente, mientras que la dominancia (D) mostró valores crecientes en todo el ciclo. El valor máximo de la diversidad de 3,99 bits se registró en abril de 2012 y el mínimo, de 1,91 bits, en marzo de 2013, mientras que la dominancia fue de 0,09 y 0,52, para los meses mencionados. La equitatividad (E) siguió la misma tendencia que la diversidad y promedió en 0,65 y la riqueza promedio fue de 27 (Fig. 4.12).

En el ciclo 2013-2014, la diversidad mostró valores crecientes a lo largo de los meses estudiados, siendo el mínimo de 2,42 bits en abril de 2013 y el máximo de 3,91 bits en febrero de 2014. Por su parte, la dominancia decreció de un máximo de 0,31, en abril de 2013, a un mínimo de 0,09 en febrero de 2014. La equitatividad se comportó igual que la diversidad, siendo el valor promedio de 0,77. La riqueza promedió en 24 (Fig. 4.12).

Para el ciclo 2014-2015, al no hallarse diferencias entre las estaciones muestreadas en la laguna (E1, E2 y E3), se presentan y grafican (Fig. 4.13) los valores mensuales promedio de las tres estaciones de muestreo. La diversidad osciló entre 2,41 y 3,51 bits, y la dominancia varió entre 0,36 y 0,13, en ambos casos los mínimos se registraron en abril de 2014 y los máximos en julio de 2015 (Fig. 4.13). La equitatividad promedio fue de 0,68 y la riqueza específica promedio de 26.

En el caso del río, tanto la diversidad como la dominancia mostraron comportamientos más cambiantes que en los ciclos anteriores sin seguir una clara tendencia de variación. La diversidad (H') promedio fue de 2,65 bits, siendo los valores extremos de 1,75 bits en abril de 2015 y 3,32 bits en agosto de 2014. La dominancia varió entre 0,15 y 0,49, valores registrados en abril de 2014 y abril de 2015, respectivamente (Fig. 4.13). La equitatividad promedio fue de 0,70 y la riqueza promedio fue de 14.

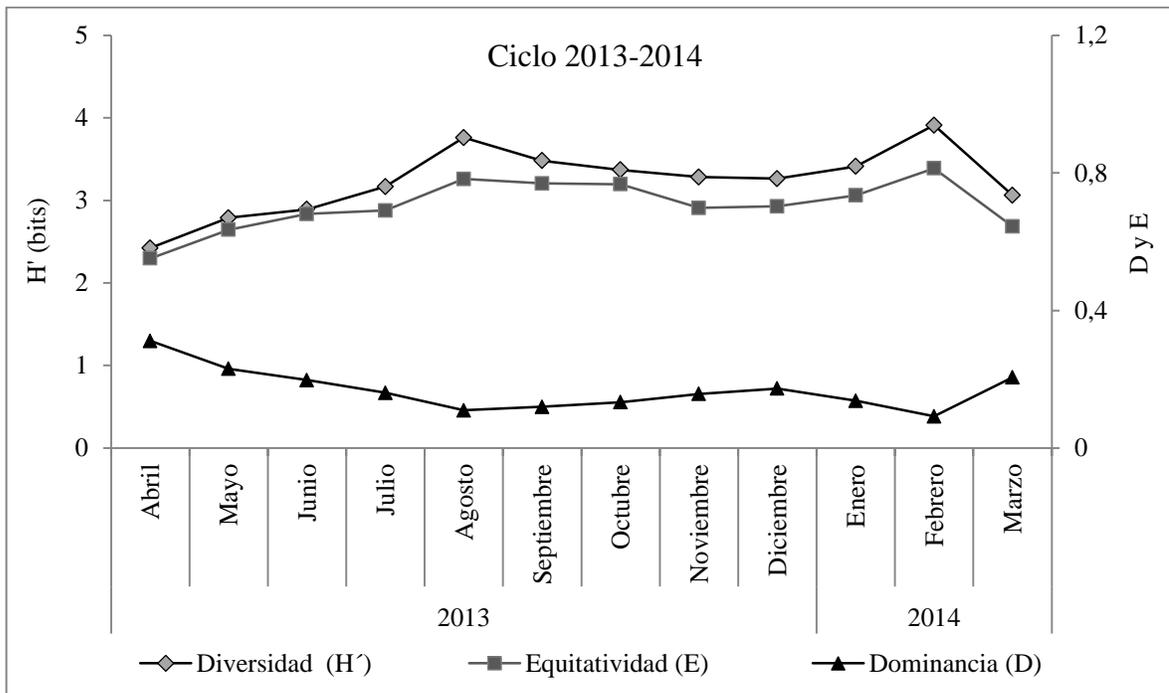
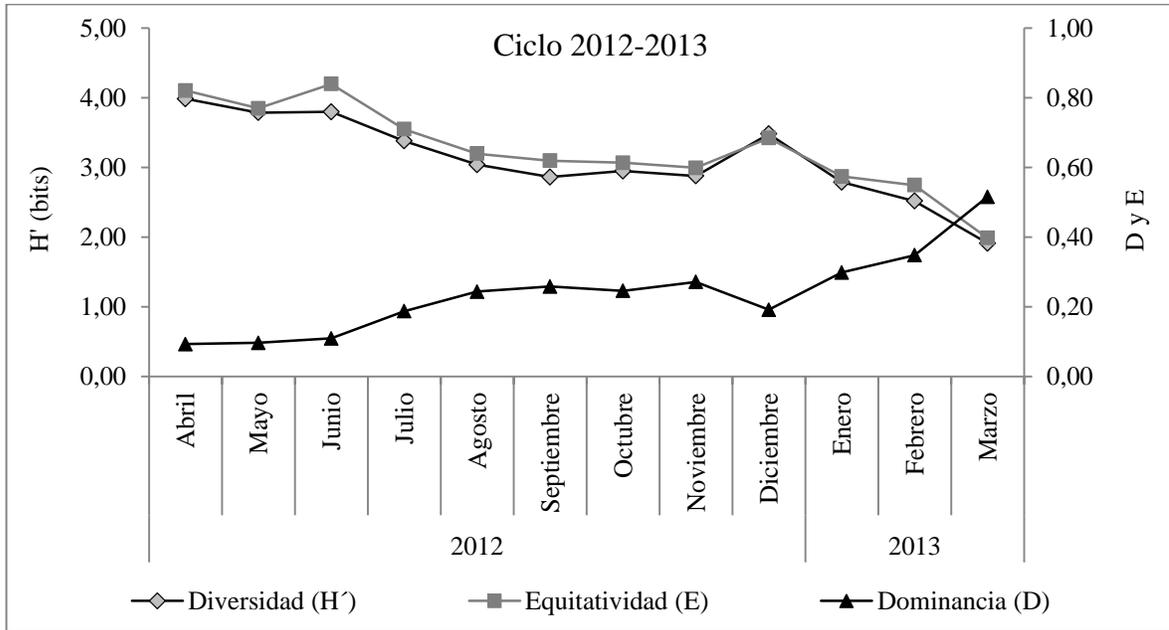


Figura 4.12. Variación de la diversidad (H'), equitatividad (E) y dominancia (D) en la laguna Sauce Grande a lo largo de los ciclos 2012-2013 y 2013-2014.

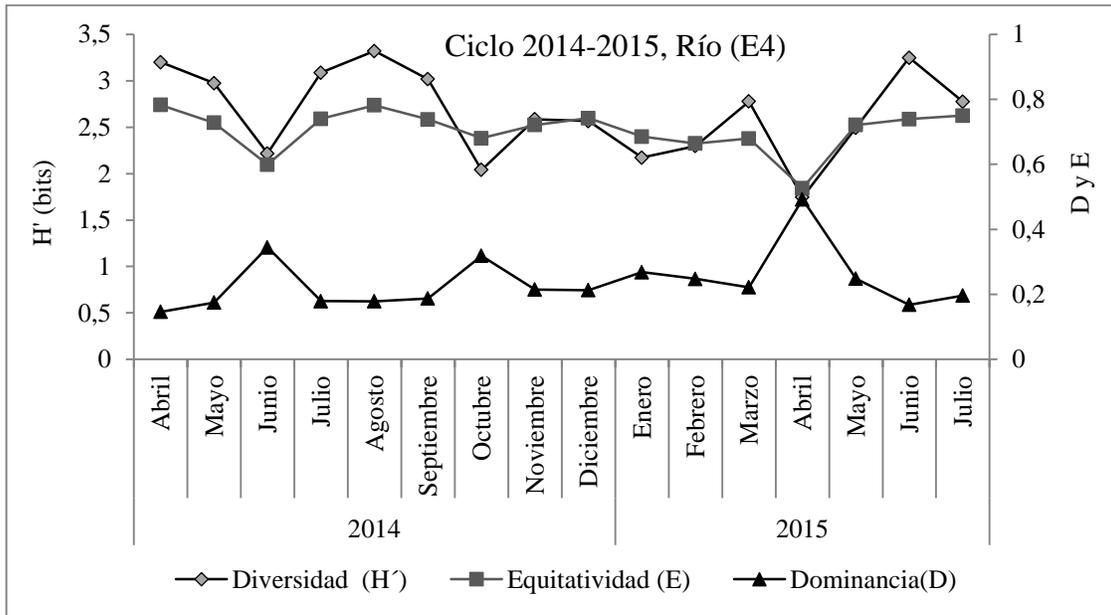
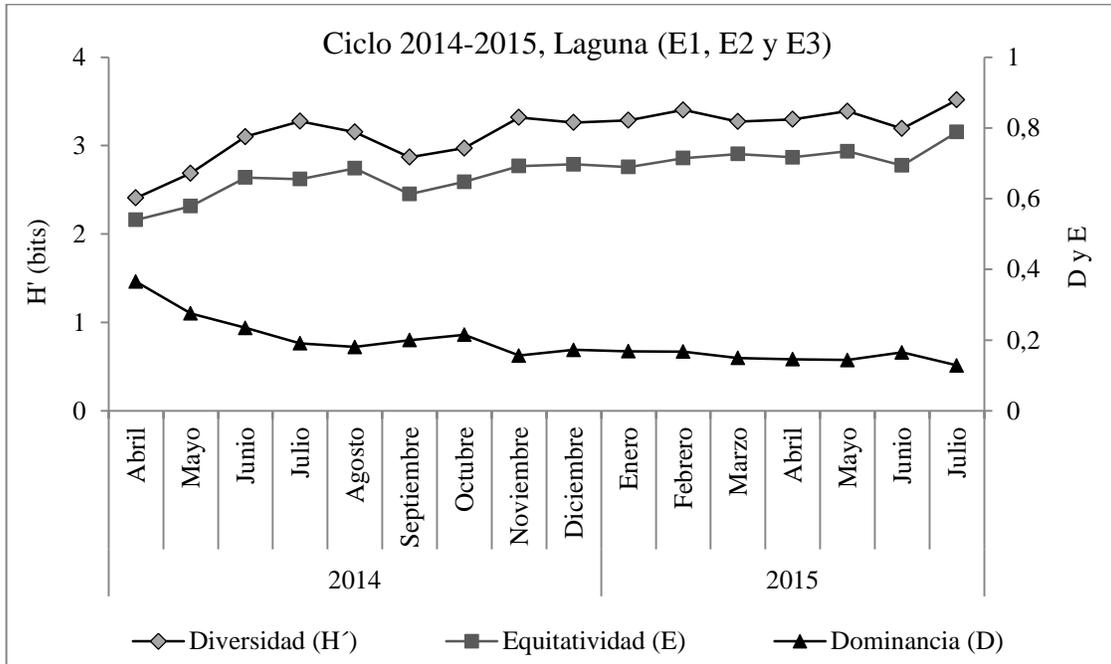


Figura 4.13. Variación de la diversidad (H'), equitatividad (E) y dominancia (D) a lo largo del ciclo 2014-2015 en el río y en la laguna Sauce Grande. Nótese que para esta última se grafican los valores promedio de las tres estaciones muestreadas (E1, E2 y E3).

4.3.3.2.4. Biovolumen

4.3.3.2.4.1. Laguna Sauce Grande

Durante el ciclo 2012-2013 en la laguna Sauce Grande (E1), el biovolumen fitoplanctónico osciló entre un valor mínimo de $7,4 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$, en el mes de octubre de 2012 y un valor máximo de $1,13 \times 10^9 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ en abril de 2012 (Fig. 4.14). Bacillariophyta fue el grupo que más aportó a esta variable y dominó prácticamente en todo el período, englobando entre un 38,5 y $3,9 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ y un 94 % del biovolumen total ($1,06 \times 10^9 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$), en noviembre y abril de 2012, respectivamente (Fig. 4.17). Los taxones más representativos del grupo fueron *Pinnularia* sp., *Pseudostaurosira* sp.2 y *Stephanodiscus* sp. En enero y febrero de 2013, fue Cyanobacteria el grupo que más aportó, con valores de 4,23 y $4,93 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$, respectivamente, valores que significaron una contribución del 40 y 46% al biovolumen total; *Aphanocapsa nubilum* y *Microcystis wesenbergii* fueron las especies con mayor aporte. Por último, Chlorophyta aportó muy poco al biovolumen durante todo el período, con una contribución máxima del 30,5% ($3,08 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) en noviembre de 2012, siendo *Pediastrum boryanum* la especie con mayor significancia (Figs. 4.14 y 4.17).

En el período 2013-2014, el biovolumen tomó valores entre $8,47 \times 10^6 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ y $8,66 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ en abril de 2013 y marzo de 2014, respectivamente (Fig. 4.14). En abril y mayo de 2013 Cyanobacteria, representado por *A. nubilum*, fue el grupo con mayor contribución, con el 69% ($5,83 \times 10^6 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) en abril y el 60% ($1,33 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) en mayo (Fig. 4.17). Desde junio 2013 a marzo 2014, Bacillariophyta dominó, abarcando entre el 46 ($3,96 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) y el 76% ($4,09 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) del biovolumen total en los meses de marzo de 2014 y diciembre de 2013,

respectivamente. Las diatomeas más representativas fueron *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Amphiprora* sp. y *Navicula* aff. *peregrina*. Chlorophyta registró un biovolumen máximo de $3,14 \times 10^7 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$ en marzo de 2014, lo que significó una contribución máxima del grupo del 36% al biovolumen total, siendo *Pandorina* sp. el taxón más representativo (Figs. 4.14 y 4.17).

En la E1 de la laguna Sauce Grande y durante el ciclo 2014-2015, el biovolumen fitoplanctónico osciló entre $9,62 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$ a $4,05 \times 10^7 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$, valores registrados enero de 2015 y octubre de 2014, respectivamente (Fig. 4.15). El valor mínimo mencionado se registró cuando la contribución de las diatomeas fue de sólo del 12%, mientras que Chlorophyta y Cyanobacteria contribuyeron con el 46 y 42 %, respectivamente (Fig. 4.18), con *Tetrastrum staurogenieforme* y *Merismopedia tenuissima* como las especies con mayor aporte para cada grupo. Bacillariophyta dominó desde junio a noviembre de 2014, con contribuciones entre el 43 ($5,05 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) y el 92% ($3,70 \times 10^7 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$), en noviembre y octubre de 2014; *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula* aff. *peregrina*, *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata* y *Pseudostaurosira* sp.2 fueron los taxones con mayor aporte. En diciembre de 2014, el dinoflagelado *Peridinium* sp. (“Otras divisiones”) fue el taxón que más aportó al biovolumen fitoplanctónico, llegando a concentrar el 75% ($2,19 \times 10^7 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) del biovolumen total del mes ($2,91 \times 10^7 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) (Figs. 4.15 y 4.18). Por su parte, Chlorophyta presentó las mayores contribuciones al biovolumen fitoplanctónico de enero a julio de 2015, con valores de hasta el 57% ($9,33 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) en el último mes indicado (Figs. 4.15 y 4.18). Las especies destacadas del grupo que más contribuyeron en esta variable fueron *Kirchneriella microscopica* y *Monoraphidium minutum*.

En la E2 de la laguna Sauce Grande el biovolumen fitoplanctónico, como en la E1 y a diferencia de los períodos estudiados anteriores, tampoco se mostró enteramente dominado por las diatomeas. Durante agosto 2014 a julio 2015, el biovolumen fitoplanctónico osciló entre $1,04$ y $3,28 \times 10^4 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$, valores registrados en enero de 2015 y agosto de 2014, respectivamente (Fig. 4.15). Bacillariophyta dominó esta variable desde agosto a diciembre de 2014, y en febrero y en mayo de 2015, con una representación mínima del 37% ($6,30 \times 10^3 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) en noviembre de 2014 y una máxima del 98% ($3,21 \times 10^4 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) en abril de 2014 (Fig. 4.18). Las especies que más aportaron al biovolumen de diatomeas fueron *Cyclotella meneghiniana* y *Navicula* aff. *peregrina*. El grupo Cyanobacteria dominó el biovolúmen fitoplanctónico sólo en mayo de 2015, cuando concentraron el 64% ($1,70 \times 10^4 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) del biovolumen mensual ($2,66 \times 10^4 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$); *Microcystis wesenbergii* se contituyó como la especie más representada durante el mes. En febrero y junio de 2015 Chlorophyta dominó con valores de $5,51 \times 10^3 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ (53%) y $1,38 \times 10^4 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ (54%), siendo *Monoraphidium minutum* la especie con mayor aporte. En noviembre y diciembre de 2014 y abril de 2015, se destaca la presencia y el aporte de *Peridinium* sp. (“Otras Divisiones”, Figs. 4.15 y 4.18).

En la E3, el biovolumen registró un valor mínimo de $1,65 \times 10^6 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ en noviembre de 2014 y un máximo de $2,22 \times 10^7 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ en diciembre de 2014 (Fig. 4.16). Las diatomeas dominaron esta variable desde agosto a noviembre de 2014, siendo la *Cyclotella meneghiniana* la especie que más aportó en dichos meses, y la contribución del grupo fue del 48% ($7,90 \times 10^5 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) al 70% ($3,69 \times 10^6 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) (Fig. 4.19). En diciembre de 2014, el aporte de cada grupo taxonómico fue similar, del orden del 20% para cada uno, destacándose a *Peridinium* sp. en el grupo “Otras divisiones” (Fig. 4.16 y 4.19). A partir de febrero hasta julio de 2015, el grupo con mayor aporte al biovolumen fue Chlorophyta, siendo *Monoraphidium minutum* y *Kirchneriella*

microscopica las especies mayoritarias en aporte. La contribución del grupo fue del 41% ($4,16 \times 10^6 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) al 66% ($9,15 \times 10^6 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) en abril y junio de 2015, respectivamente. Las cianobacterias también presentaron un importante aporte en abril y mayo de 2015, del 40% y 47%, respectivamente (Figs. 4.16 y 4.19). *A. nubilum* y *M. tenuissima* fueron las especies de mayor aporte.

4.3.3.2.4.2. Río Sauce Grande

El biovolumen fitoplanctónico en la E4 del río Sauce Grande, estuvo dominado en todo el período y de manera muy notoria por Bacillariophyta. Se registraron valores entre $1,19 \times 10^3 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$, en junio de 2014 y $1,35 \times 10^4 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$ en marzo de 2015 (Fig. 4.16). Chlorophyta, Cyanobacteria y otras divisiones tuvieron un aporte muy minoritario a esta variable, sin llegar en ningún caso al 20% de contribución (Fig. 4.19). En mayo de 2015, Cyanobacteria presentó una representación máxima del 15% ($589 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$), siendo *Microcystis aeruginosa*, la especie con mayor biovolumen del grupo; mientras que en junio de 2015, Chlorophyta registró una representación máxima del 17% ($804 \mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) debido a *Planctonema lauterbornii* (Figs. 4.16 y 4.19). Las diatomeas que más aportaron fueron *Amphiprora* sp., *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Navicula* aff. *peregrina*, *Gyrosigma* sp. y *Pseudostaurosira* sp 2.

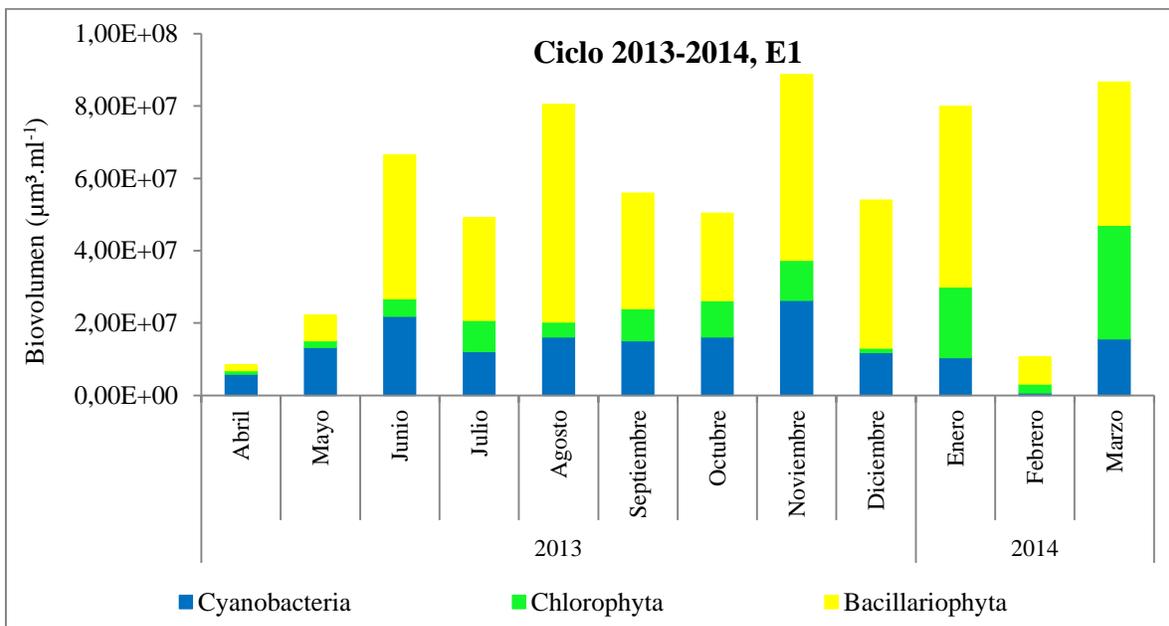
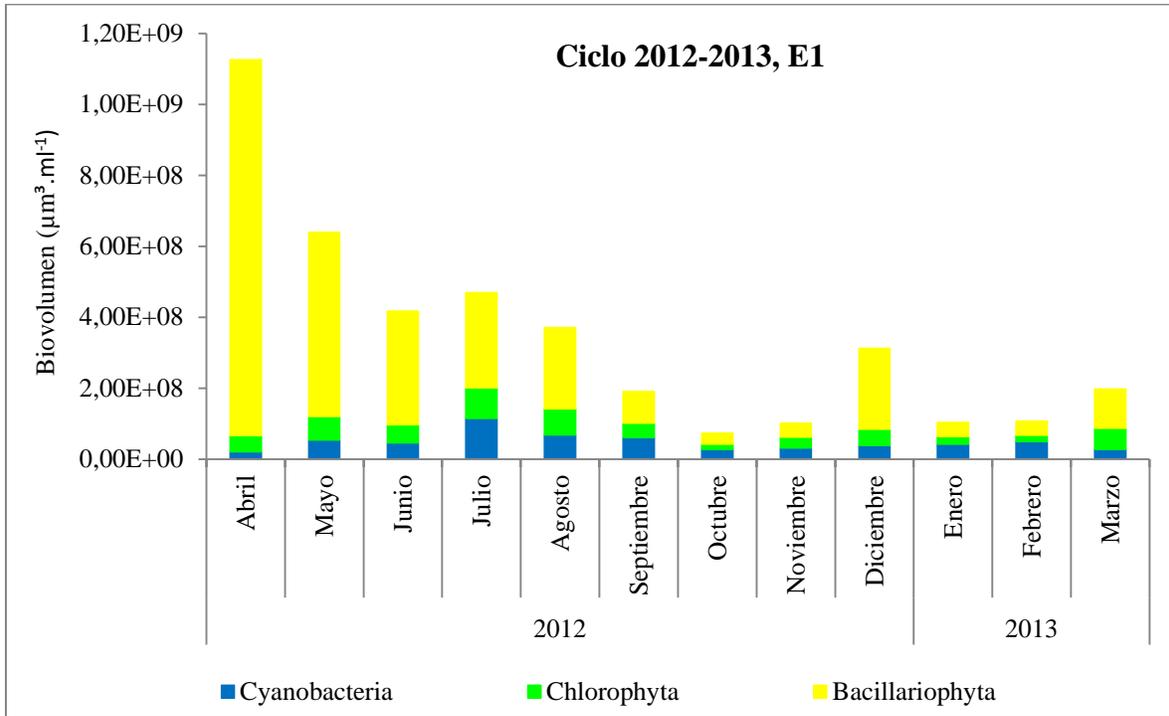


Figura 4.14. Variación mensual del biovolumen fitoplanctónico ($\mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) en la E1 de la laguna Sauce Grande, durante los ciclos 2012-2013 y 2013-2014.

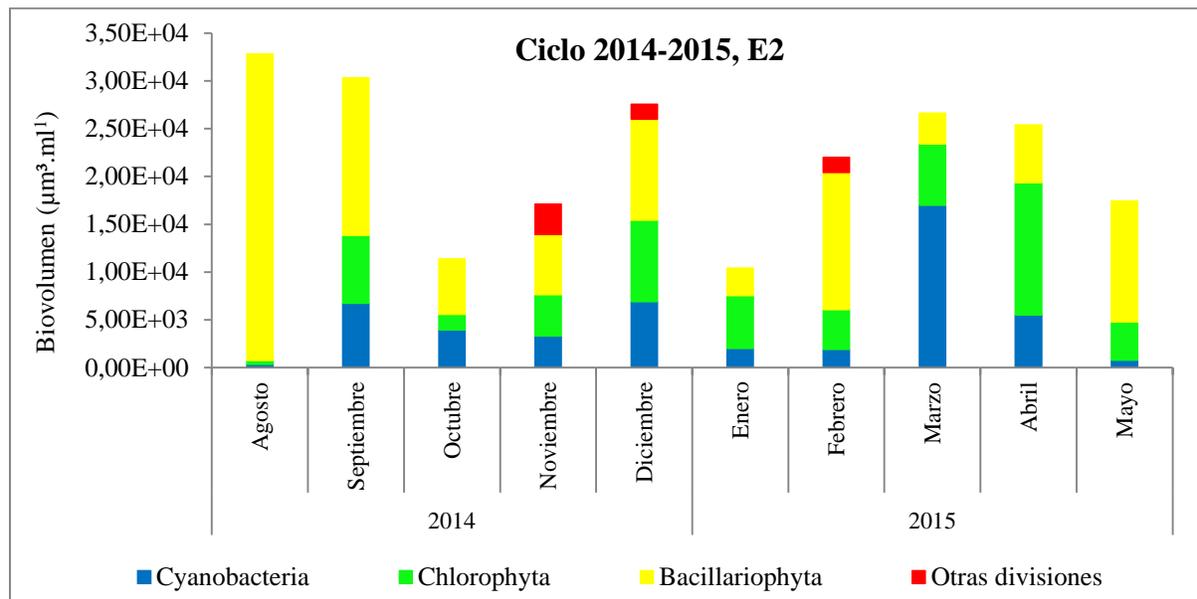
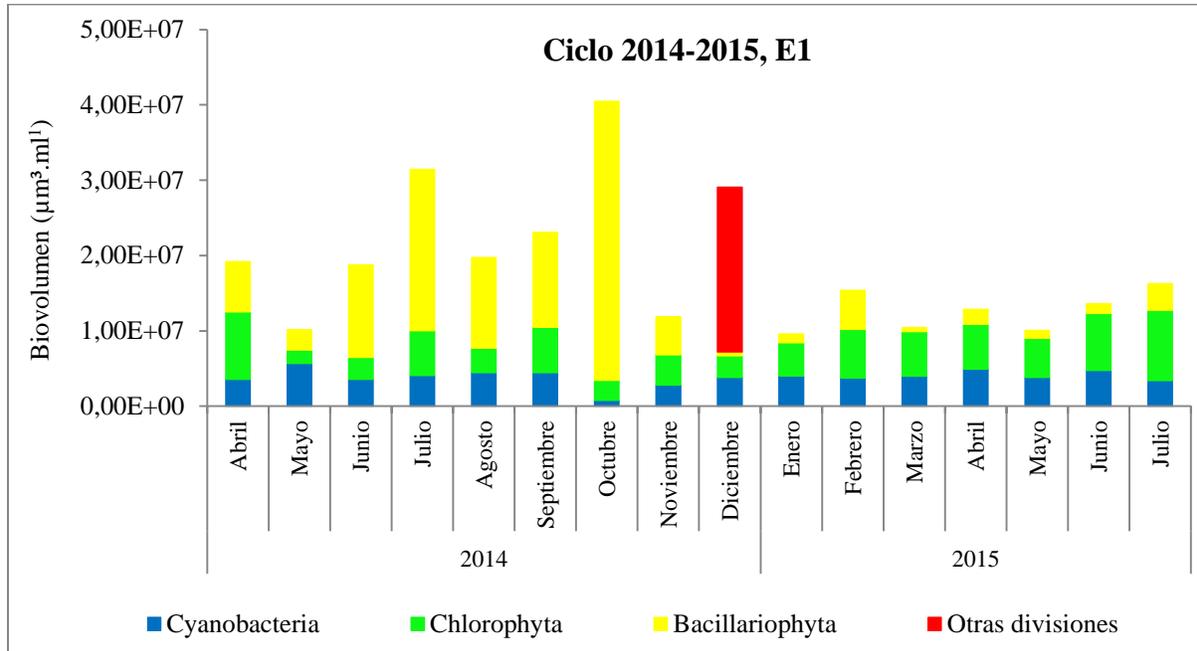


Figura 4.15. Variación mensual del biovolumen fitoplanctónico ($\mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$) en la E1 y E2 de la laguna Sauce Grande, durante el ciclo 2014-2015.

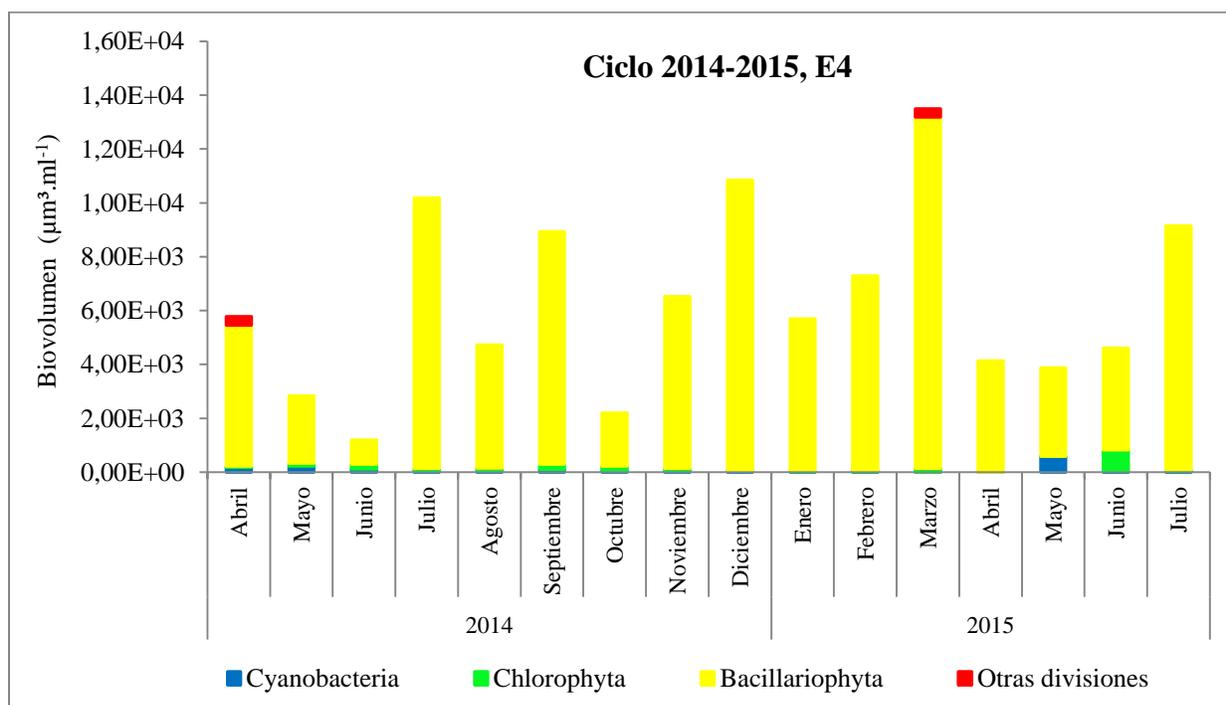
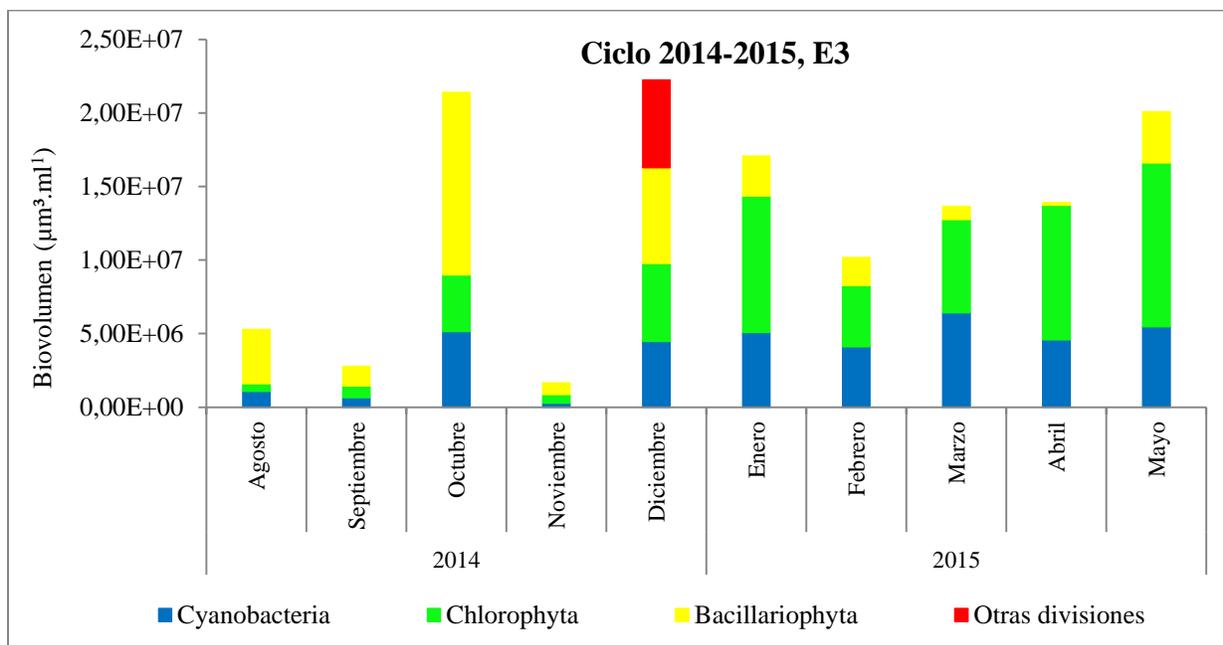


Figura 4.16. Variación mensual del biovolumen fitoplanctónico ($\mu\text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) en la E3 de la laguna Sauce Grande y en la E4 del río homónimo, durante el ciclo 2014-2015.

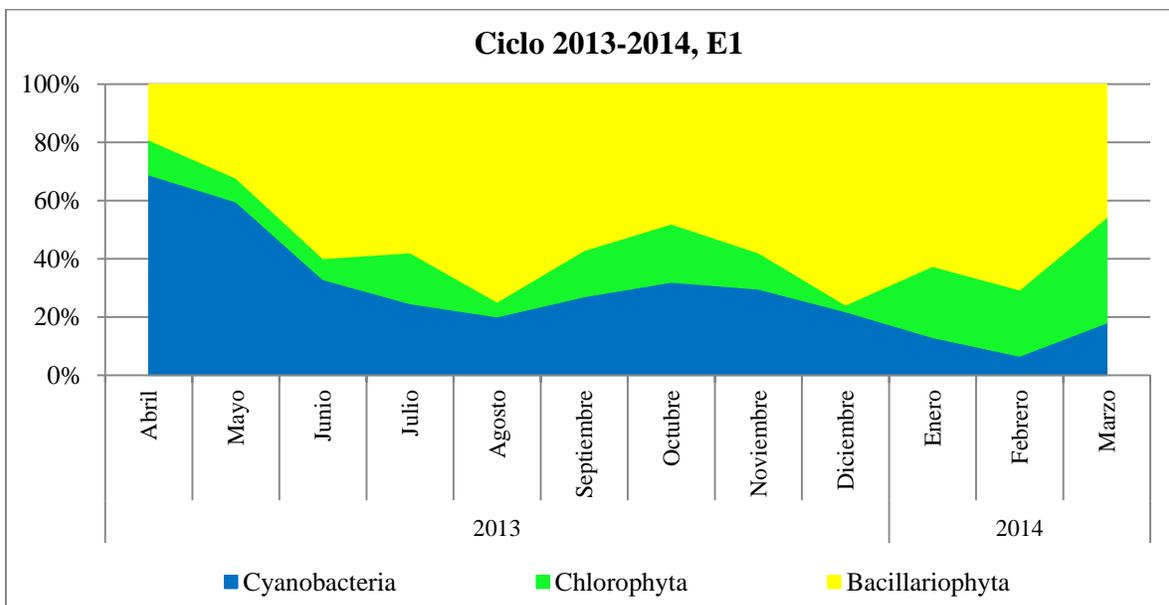
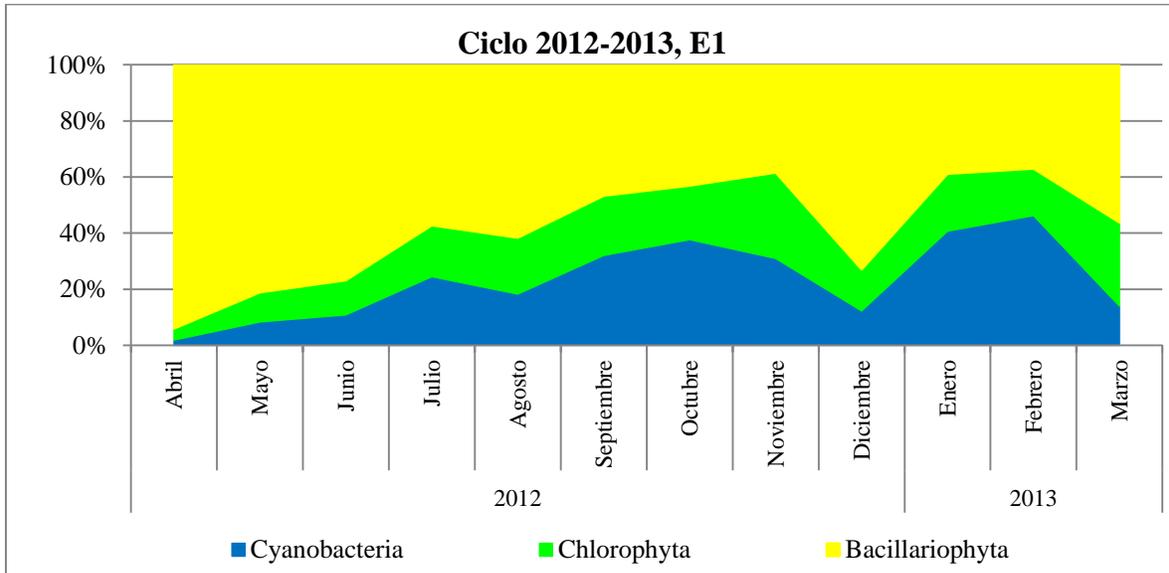


Figura 4.17. Variación de la contribución porcentual relativa de los principales grupos taxonómicos (%) al biovolumen fitoplanctónico en la estación E1 de la laguna Sauce Grande en los ciclos 2012-2013 y 2013-2014.

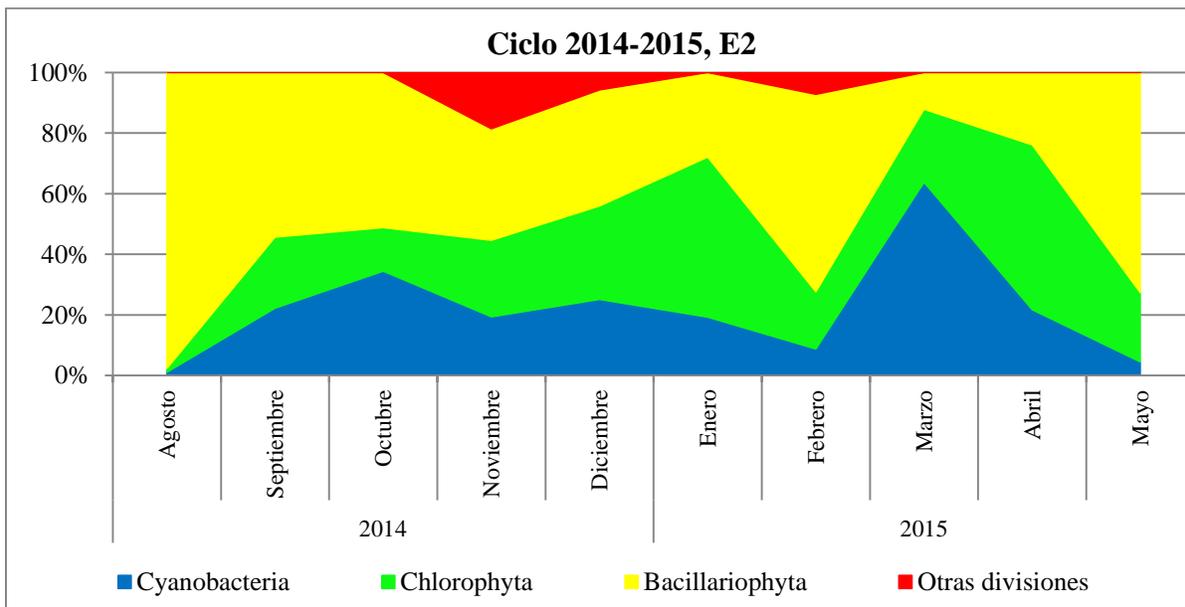
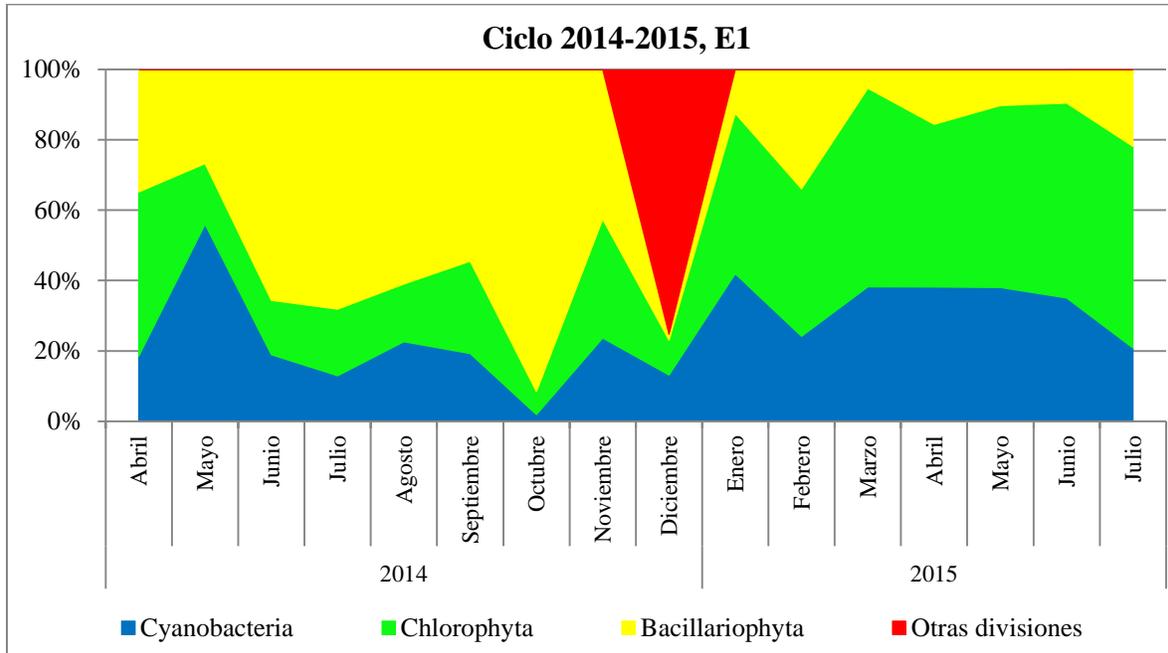


Figura 4.18. Variación de la contribución porcentual relativa de los principales grupos taxonómicos (%) al biovolumen fitoplanctónico en la E1 y E2 de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015.

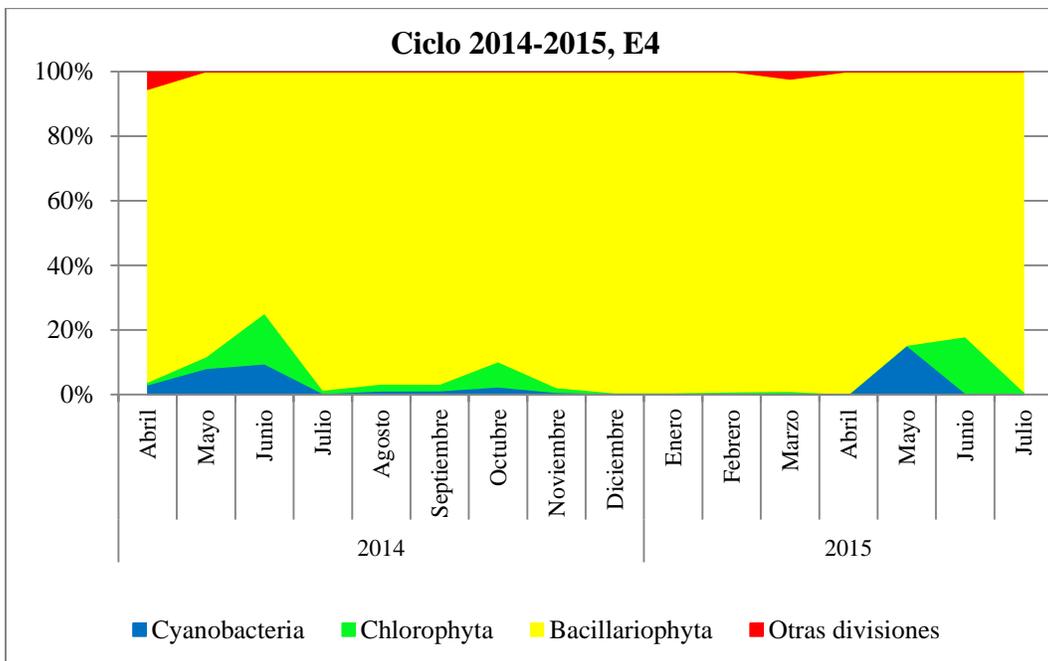
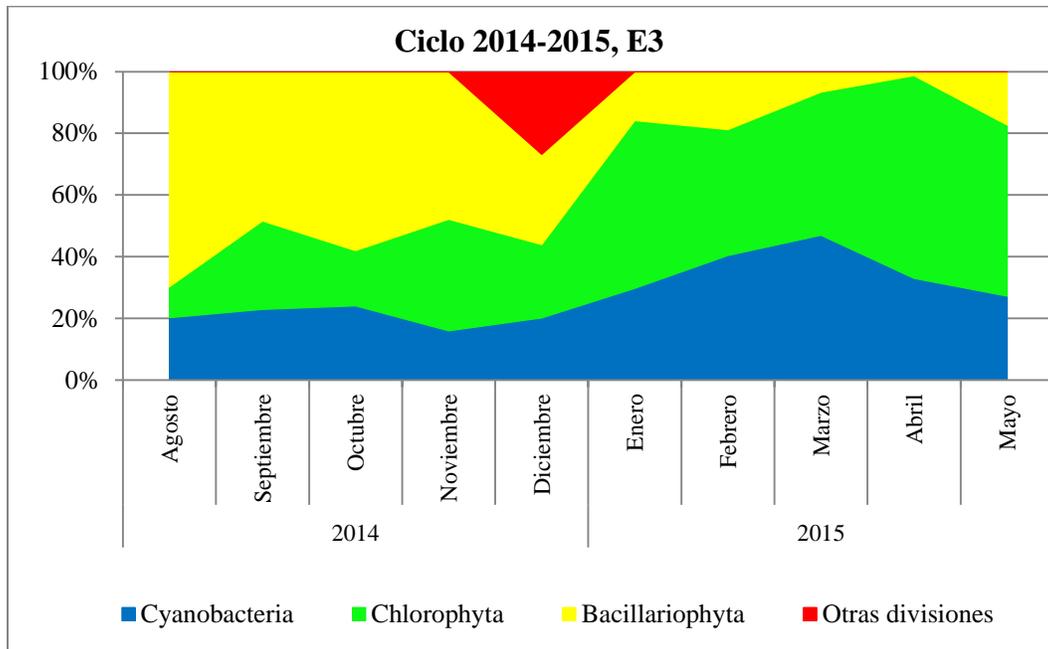


Figura 4.19. Variación de la contribución porcentual relativa de los principales grupos taxonómicos (%) al biovolumen fitoplanctónico en la estación.E3 de la laguna Sauce Grande y en la E4 del río homónimo, en el ciclo 2014-2015.

Capítulo 5

ANÁLISIS MULTIVARIADO DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA CON RELACIÓN A LOS FACTORES FISICOQUÍMICOS Y CLIMÁTICOS

5.1. Introducción

Los sistemas acuáticos someros son ambientes altamente dinámicos y particularmente sensibles a los cambios en las condiciones ambientales derivados de las modificaciones de distintos factores tales como la radiación solar, la temperatura y los regímenes hidrológicos. Particularmente estos últimos no sólo tienen implicancia en la profundidad de la columna de agua y el área del cuerpo de agua, sino que también tienen efectos importantes en el clima lumínico, en la dinámica poblacional y en las interacciones tróficas de los mismos (Coops *et al.*, 2003; Nõges *et al.*, 2003, 2010; Beklioğlu *et al.*, 2006; Adrian *et al.*, 2009, y citas incluidas; Lagomarsino *et al.*, 2015). Asimismo, estos ambientes son muy vulnerables a los impactos de las actividades humanas contaminantes (Genkai-Kato & Carpenter, 2005; Søndergaard *et al.*, 2007), las cuales principalmente causan un progresivo aumento del nivel de nutrientes de estos lagos someros y por ende una eutrofización antropogénica.

Ciertos autores (Bayley *et al.*, 2007; Scheffer & Jeppesen, 2007) mencionan que esta sensibilidad frente a variables meteorológicas y los niveles de nutrientes, podrían explicar los cambios rápidos de la estructura biótica de los lagos someros. En este sentido, es conocido que la estructura comunitaria del fitoplancton responde a gradientes tróficos y estacionales con cambios tanto en la composición de las especies como en sus características ecológicas cuantitativas tales como biomasa, riqueza de especies y diversidad (Watson *et al.* 1997; Fernández *et al.*, 2012). La

comprensión de los factores que determinan la biomasa planctónica ha sido uno de las principales tareas en ecología de ambientes de agua dulce en las últimas décadas (Rennella & Quirós, 2006).

La laguna Sauce Grande, como se ha mencionado en capítulos anteriores, ha sido caracterizada como una laguna típica de la región pampeana argentina, por ser somera, turbia y dominada por el fitoplancton (Ferrer *et al.*, 2012; Cony *et al.*, 2014). Además, se ha determinado que la hidrología de este cuerpo de agua se encuentra muy influenciada por las precipitaciones *in situ* (Fornerón *et al.*, 2010b). De acuerdo Quirós *et al.* (2002a, b), los casos de extrema sequía o intensas precipitaciones producen cambios drásticos en la estructura y el funcionamiento de esta laguna pampeana típica, al modificar la composición salina del agua - que se concentra o diluye respectivamente según la duración e intensidad de los mismos- y consecuentemente se modifica el ecosistema por respuesta de los organismos que la habitan a estos cambios de salinidad.

En vista de la estrecha relación entre los factores físicos, químicos y climáticos respecto a la comunidad fitoplanctónica, es fundamental establecer las relaciones de dependencia entre estas variables a fin de determinar las implicancias de unas sobre otras y así contar con patrones de variación que nos permitan diseñar un mejor manejo del recurso, así como prever cambios drásticos en las características fisicoquímicas del agua de la laguna, que puedan repercutir en la biota de la misma.

5.2. Objetivos

5.2.1. Objetivo General

Analizar la distribución temporal y espacial de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande y del río homónimo y establecer su relación con las variables fisicoquímicas y climáticas.

5.2.2. Objetivos Específicos

- Analizar, en cada ciclo estudiado (Ciclos 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015), la relación entre las variables abióticas, a fin de establecer patrones de asociación entre ellas.
- Caracterizar las muestras de cada ciclo y establecer su distribución en función de las características fisicoquímicas.
- Establecer la variación de la abundancia y el biovolumen del fitoplancton de la laguna Sauce Grande y del río homónimo, en función de su afinidad con las variables abióticas.

5.3. Materiales y Métodos

Se realizaron correlaciones de Spearman a fin de determinar el grado de asociación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, contenido de nutrientes y clorofila *a* en los tres ciclos estudiados (Ciclos 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015), tomando como nivel de significación $p < 0,05$.

Se realizaron diferentes Análisis de Componentes Principales (ACP) para establecer la distribución temporal y espacial de las variables fisicoquímicas y climáticas y caracterizar, en función de las mismas, los meses y sitios muestreados para cada ciclo estudiado. Los datos promedio de cada variable fueron centrados y estandarizados previamente, y se partió de una matriz de correlación, dado que los datos presentaron diferentes unidades.

Por último, para determinar la asociación entre el fitoplancton y las variables fisicoquímicas, contenido de nutrientes y clorofila *a*, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), para cada ciclo estudiado. Con el fin de reducir las posibilidades de un incremento artificial de la varianza explicada, las variables que tuvieron mayor contribución a la explicación de la densidad y el biovolumen fueron seleccionadas utilizando una selección paso a paso con el test de Monte Carlo basado en 1000 permutaciones. Los datos de abundancia y biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes (FO>50%, Capítulo 4) fueron previamente estandarizados por transformación logarítmica (LN (dato+1)).

Para estos análisis estadísticos se utilizaron los programas InfoStat versión estudiantil (Di Rienzo *et al.*, 2008) y XLSTAT versión 18.06.36438 de Excel 12.0 6661.

5.4. Resultados

5.4.1. Ciclo 2012-2013, laguna Sauce Grande

5.4.1.1. Correlaciones de Spearman

Las correlaciones de Spearman entre las variables fisicoquímicas, climáticas y concentración clorofila *a* registradas en el período 2012-2013 se muestran en la tabla 5.1. La conductividad eléctrica (CE) se relacionó positivamente con la temperatura del agua ($r_s = 0,72$; $p < 0,01$) y de manera altamente significativa y negativa con la concentración de clorofila *a* ($r_s = -0,46$; $p < 0,01$).

La temperatura del agua se relacionó positivamente con la profundidad ($r_s = 0,61$; $p < 0,01$) y de manera negativa con la concentración de clorofila *a* ($r_s = 0,73$; $p < 0,01$).

La turbidez presentó una correlación altamente significativa y negativa con la profundidad ($r_s = -0,70$; $p < 0,01$) y las lluvias ($r_s = -0,53$; $p < 0,01$) mientras que con la concentración de clorofila *a* la correlación fue altamente significativa y positiva ($r_s = 0,67$; $p < 0,01$). Por su parte, la profundidad y las lluvias se relacionaron de manera positiva y altamente significativa entre sí ($r_s = 0,71$; $p < 0,01$) y ambas mostraron una relación negativa respecto a la concentración de clorofila *a* ($r_s = -0,79$; $p < 0,01$ y $r_s = -0,80$; $p < 0,01$, respectivamente).

Tabla 5.1. Matriz de correlación de las variables fisicoquímicas, climáticas y concentración de clorofila *a* registradas durante el ciclo abril de 2012-marzo de 2013 en la laguna Sauce Grande (E1). Nótese que sólo se muestran las correlaciones significativas ($p < 0,05$) y altamente significativas ($p < 0,01$), estas últimas en **negrita**.

Variables	pH	CE	Turbidez	Temp. agua	Prof.	Temp. aire	Lluvias	Viento	Clorofila <i>a</i>
pH	1								
Conductividad eléctrica (CE)		1							
Turbidez			1						
Temperatura agua		0,72	-0,44	1					
Profundidad			-0,7	0,61	1				
Temperatura aire				0,91	0,41	1			
Lluvias		0,38	-0,53	0,41	0,71		1		
Viento	-0,37							1	
Clorofila <i>a</i>		-0,46	0,67	-0,73	-0,79	-0,55	-0,8		1

5.4.1.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

El Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado sobre las variables fisicoquímicas, climáticas y concentración de clorofila *a* registradas durante el período 2012-2013 se muestra en la figura 5.1. El eje 1 explicó el 40,7 % de la varianza total y se relacionó con la conductividad eléctrica (CE) y la temperatura del aire en su porción positiva. Mientras tanto, en su porción negativa se relacionó con la concentración de clorofila *a*. Por su parte, el eje 2 explicó el 24,6 % de la varianza total y se relacionó con la profundidad, en su porción positiva y con la turbidez y el pH en su parte negativa.

La variable viento fue la menos reconstruida en el plano de las dos primeras componentes principales, con un porcentaje de reconstrucción que no superó el 25%.

En la figura 5.1 se observa que las muestras se ordenaron con respecto al eje 1 fundamentalmente en función de la temperatura, separándose las muestras de otoño e invierno (abril a septiembre de 2012) de las muestras de primavera y verano (octubre de 2012 a marzo de 2013). Las muestras del primer grupo (muestras “de período frío y seco”) se asociaron a bajos valores de temperatura del aire y del agua, a altos valores de concentración de clorofila *a* y a los menores registros de lluvias. Las muestras “de período cálido”, en tanto, se asociaron a altos registros de temperatura, tanto del aire como del agua, a bajos valores de clorofila *a* y a un mayor registro de lluvias. Respecto al eje 2, las muestras “de período cálido” se separaron en función de la profundidad, la CE, la turbidez y el pH. Las muestras de octubre a diciembre de 2012 se relacionaron con los mayores registros de profundidad y los menores registros de turbidez y pH, mientras que las muestras de enero a marzo de 2013 se correspondieron con los mayores registros de CE.

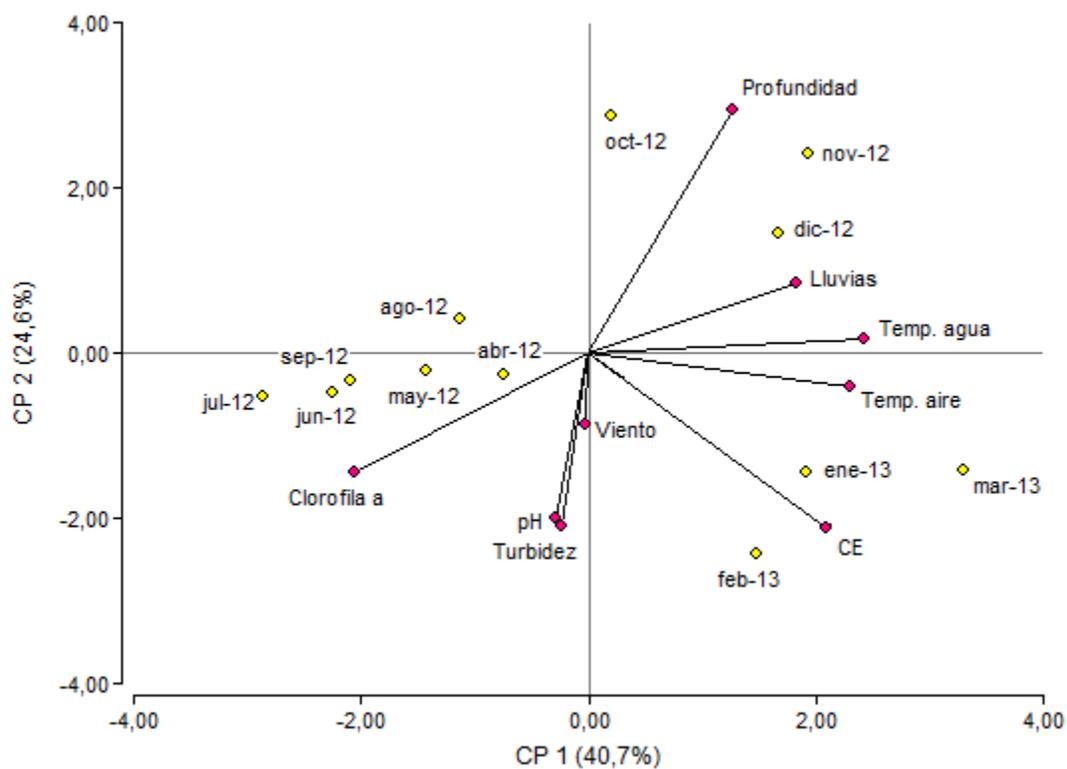


Figura 5.1. Análisis de Componentes Principales (ACP): Diagrama de ordenación de las muestras en función de las variables seleccionadas (concentración de clorofila *a*, conductividad eléctrica (CE), lluvias, pH, profundidad, temperatura del agua (Temp. agua), temperatura del aire (Temp. aire), turbidez y viento).

5.4.1.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)

5.4.1.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de clorofila *a* y la densidad fitoplanctónica de las especies constantes

El 47,10 % de la variación en la densidad de las especies constantes, registrada durante el período abril de 2012- marzo de 2013, fue explicada por las variables seleccionadas (eje 1 28,38 %; eje 2 18,72 %). De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables seleccionadas se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 2,44$, $p < 0,05$).

En la figura 5.2 se muestra la ordenación de las especies constantes en relación con las variables seleccionadas en los dos primeros ejes. El primer eje refleja diferencias en la abundancia específica respecto a cambios en la temperatura, CE, profundidad y registro de lluvias. Aunque la mayoría de las especies forma un conglomerado en la parte central del gradiente, se observa un contraste entre *Cyclotella meneghiniana*, *Chroococcus vacuolatus* y *Scenedesmus quadricauda* respecto a *Cyanodictyon planctonicum* y *Tetraedron minimum*. El segundo eje se relacionó con el viento y la turbidez en su parte positiva, siendo *Crucigenia quadrata*, *Aulacoseira granulata*, *Aphanocapsa incerta* e *Hippodonta* sp. las especies asociadas a altos valores de estas variables; mientras que en la fracción negativa del eje 2, se encuentran *Monoraphidium contortum*, *Aphanocapsa holsática*, *Kirchneriella microscópica* y *Scenedesmus quadricauda*, asociadas a altos registros de pH y concentración de clorofila *a* (Fig. 5.2).

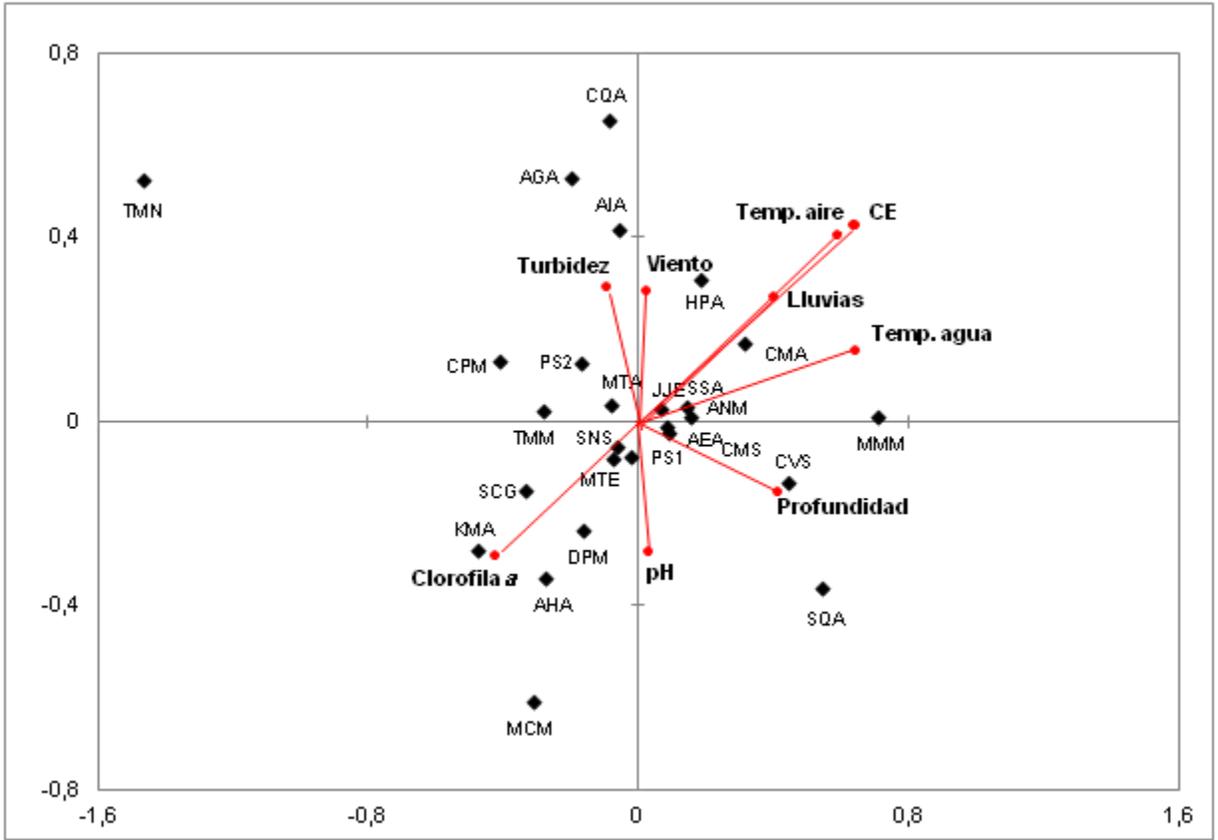


Figura 5.2. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC): Biplot de las especies constantes (LN [ind.ml⁻¹+1]) y las variables fisicoquímicas, climáticas y clorofila *a* en el plano de los dos primeros ejes de ordenación para la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2012-2013.

Variables bióticas (◆): AEA: *Aphanocapsa elachista*, AGA: *Aulacoseira granulata*, AHA: *Aphanocapsa holsática*, AIA: *Aphanocapsa incerta*; ANM: *Aphanocapsa nubilum*, CMA: *Cyclotella meneghiniana*, CMS: *Chroococcus minimus*, CPM: *Cyanodictyon planctonicum*, CQA: *Crucigenia quadrata*, CVS: *Chroococcus vacuolatus*, DPM: *Dictyosphaerium pulchellum* var *minutum*, HPA: *Hippodonta* sp., JJE: *Juranyiella javorkae*, KMA: *Kirchneriella microscópica*, MCM: *Monoraphidium contortum*, MMM: *Monoraphidium minutum*, MTA: *Merismopedia tenuissimum*, MTE: *Moraphidium tortile*, PS1: *Pseudostaurosira* sp.1, PS2: *Pseudostaurosira* sp.2, SCG: *Scenedesmus costato-granulatus*, SNS: *Scenedesmus nanus*, SQA: *Scenedesmus quadricauda*, SSA: *Synechocystis salina*, TMM: *Tetraedron muticum*, TMN: *Tetraedron minimum*.

Variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila *a* (●): CE: conductividad eléctrica, Clorofila *a*: Concentración de clorofila *a*, Lluvias: precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, pH, Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, Temp. agua: temperatura del agua, Temp. aire: temperatura del aire, Turbidez y Viento: Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

5.4.1.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de clorofila *a* y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes

El ACC realizado sobre el biovolumen de las especies constantes en relación con las variables fisicoquímicas, climáticas y la concentración de clorofila *a* para el ciclo 2012-2013, se muestra en la figura 5.3.

Las variables seleccionadas explicaron el 47,84 % de la variación en el biovolumen fitoplanctónico. De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables fisicoquímicas y la concentración de clorofila *a* se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 2,39$, $p < 0,05$).

El primer eje (29,05 % de la variación total) refleja diferencias en el biovolumen respecto a cambios en la temperatura del agua y profundidad de la laguna. *Chroococcus vacuolatus*, *Scenedesmus quadricauda* y *Monoraphidium minutum* se asociaron a altos valores de estos parámetros. El segundo eje (18,79 % de la variación total) se relacionó en su parte positiva con el pH y la concentración de clorofila *a*, siendo las especies asociadas *Monoraphidium contortum*, *Aphanocapsa holsática* y *Kirchneriella microscópica*; mientras que la porción negativa del mismo se asoció a la CE, la turbidez y a las variables climáticas, con *Crucigenia quadrata* y *Aulacoseira granulata* como las especies asociadas a altos valores de estas variables (Fig. 5.3).

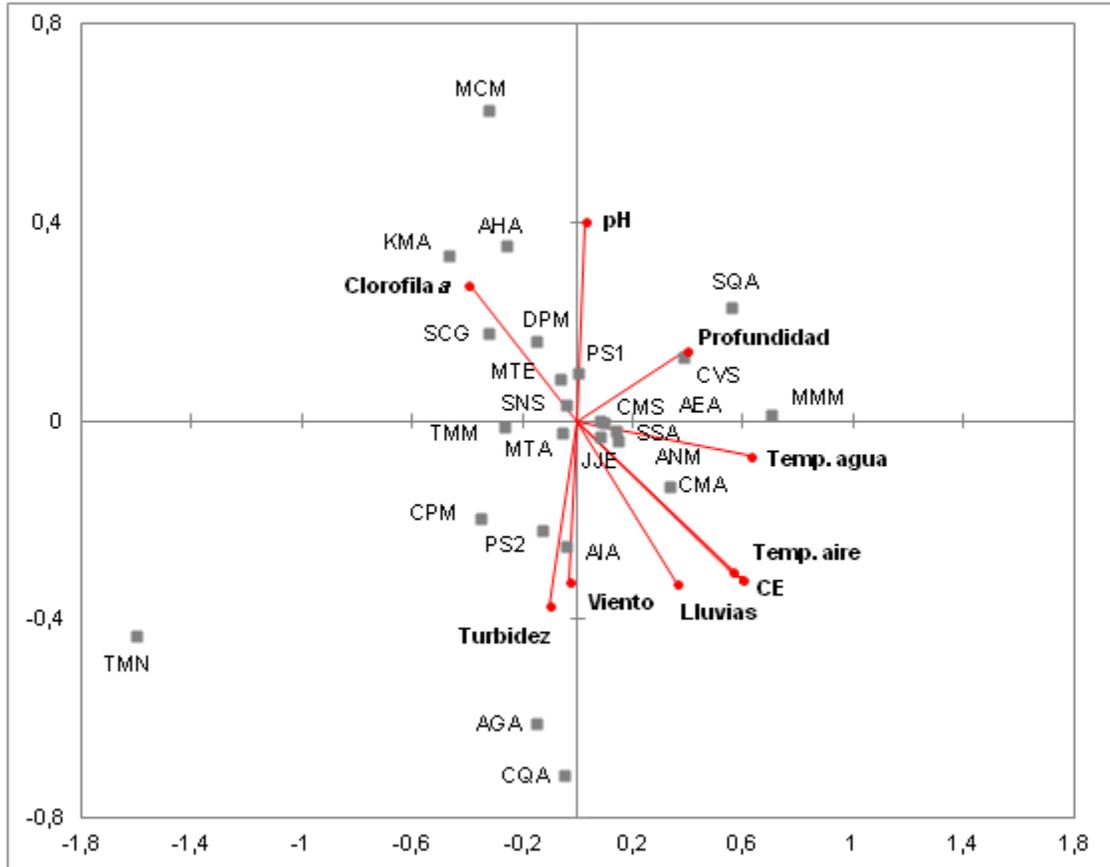


Figura 5.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC): Biplot de las especies constantes (LN [biovolumen+1]) y las variables abióticas en el plano de los dos primeros ejes de ordenación para la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2012-2013.

Variables bióticas (■): AEA: *Aphanocapsa elachista*, AGA: *Aulacoseira granulata*, AHA: *Aphanocapsa holsática*, AIA: *Aphanocapsa incerta*; ANM: *Aphanocapsa nubilum*, CMA: *Cyclotella meneghiniana*, CMS: *Chroococcus minimus*, CPM: *Cyanodictyon planctonicum*, CQA: *Crucigenia quadrata*, CVS: *Chroococcus vacuolatus*, DPM: *Dictyosphaerium pulchellum* var *minutum*, JJE: *Juranyiella javorkae*, KMA: *Kirchneriella microscópica*, MCM: *Monoraphidium contortum*, MMM: *Monoraphidium minutum*, MTA: *Merismopedia tenuissima*, MTE: *Moraphidium tortile*, SCG: *Scenedesmus costato-granulatus*, SNS: *Scenedesmus nanus*, SQA: *Scenedesmus quadricauda*, SSA: *Synechocystis salina*, TMM: *Tetraedron muticum*, TMN: *Tetraedron minimum*, PS1: *Pseudostaurosira* sp.1, PS2: *Pseudostaurosira* sp.2.

Variables fisicoquímicas, climáticas, clorofila a (●): CE: conductividad eléctrica, Clorofila a: Concentración de clorofila a, Lluvias: precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, pH, Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, Temp. agua: temperatura del agua, Temp. aire: temperatura del aire, Turbidez y Viento: Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

5.4.2. Ciclo 2013-2014, laguna Sauce Grande

5.4.2.1. Correlaciones de Spearman

Las correlaciones de Spearman determinadas entre las variables fisicoquímicas climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* registradas en el ciclo 2013-2014 se muestran en la tabla 5.2. Se registró una correlación altamente significativa y positiva entre la temperatura del aire y del agua ($r_s = 0,90$; $p < 0,01$).

La conductividad eléctrica (CE) presentó una correlación altamente significativa y positiva con la temperatura del aire ($r_s = 0,74$; $p < 0,01$) y una correlación altamente significativa y negativa con la profundidad de la laguna ($r_s = - 0,80$; $p < 0,01$).

La turbidez de la laguna se relacionó de manera significativa y negativa con el registro de lluvias ($r_s = - 0,67$; $p < 0,05$).

La concentración de sílice registrada en el período estudiado mostró una relación negativa con la profundidad del sitio de muestreo ($r_s = - 0,75$; $p < 0,01$), con la concentración de nitrógeno ($r_s = - 0,73$; $p < 0,01$) y con la concentración de fósforo ($r_s = - 0,62$; $p < 0,05$).

Por último, se evidenció una correlación significativa y positiva entre la concentración de fósforo y de clorofila *a* ($r_s = 0,62$; $p < 0,05$).

Tabla 5.2. Matriz de correlación de las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* registradas durante el ciclo abril de 2013-marzo de 2014 en la laguna Sauce Grande (E1). Nótese que sólo se muestran las correlaciones significativas ($p < 0,05$) y altamente significativas ($p < 0,01$), estas últimas en **negrita**.

Variables	pH	CE	Turbidez	Temp. agua	Profundidad	Temp. aire	Lluvias	Viento	P	N	Sí	Cl <i>a</i>
pH	1											
Conductividad Eléctrica (CE)		1										
Turbidez			1									
Temperatura agua				1								
Profundidad		-0,80			1							
Temperatura aire		0,74		0,90		1						
Lluvias			-0,67				1					
Viento								1				
Fósforo (P)									1			
Nitrógeno (N)										1		
Sílice (Sí)					-0,75				-0,62	-0,73	1	
Clorofila <i>a</i>									0,62			1

5.4.2.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

El Análisis de Componentes Principales para el período 2013-2014 realizado sobre las variables fisicoquímicas y contenido de clorofila *a*, incluyó, también, las concentraciones de nitrógeno, fósforo y sílice, datos con los que no se contó en el período anterior.

Los dos primeros componentes principales explicaron 57,6 % de la varianza total (Fig. 5.4). El primer eje (40,7 % de la varianza total), en su porción positiva se relacionó con la conductividad eléctrica, la temperatura del aire y del agua y la concentración de sílice, mientras que la parte negativa se relacionó con la concentración de fósforo y de nitrógeno y con la turbidez. Por su parte, el eje 2 (16,9 % de la varianza total) se relacionó con el pH, las lluvias (parte positiva), el viento y la concentración de clorofila *a* (parte negativa).

La ordenación de las muestras mensuales en plano de los dos primeros componentes (Fig. 5.4) determinó que las mismas se separan de acuerdo, fundamentalmente, a la temperatura. En este sentido, las muestras de abril-noviembre se agrupan asociadas a bajos valores de temperatura y a altos registros de turbidez, fósforo y nitrógeno. Se destacan las muestras de mayo y junio ligadas a altos valores de clorofila *a* y fósforo, y las muestras de octubre y noviembre, relacionadas a los mayores registros de profundidad, lluvias y pH. De diciembre de 2013 a marzo de 2014, se asociaron a altos registros de temperatura, CE y altas concentraciones de sílice.

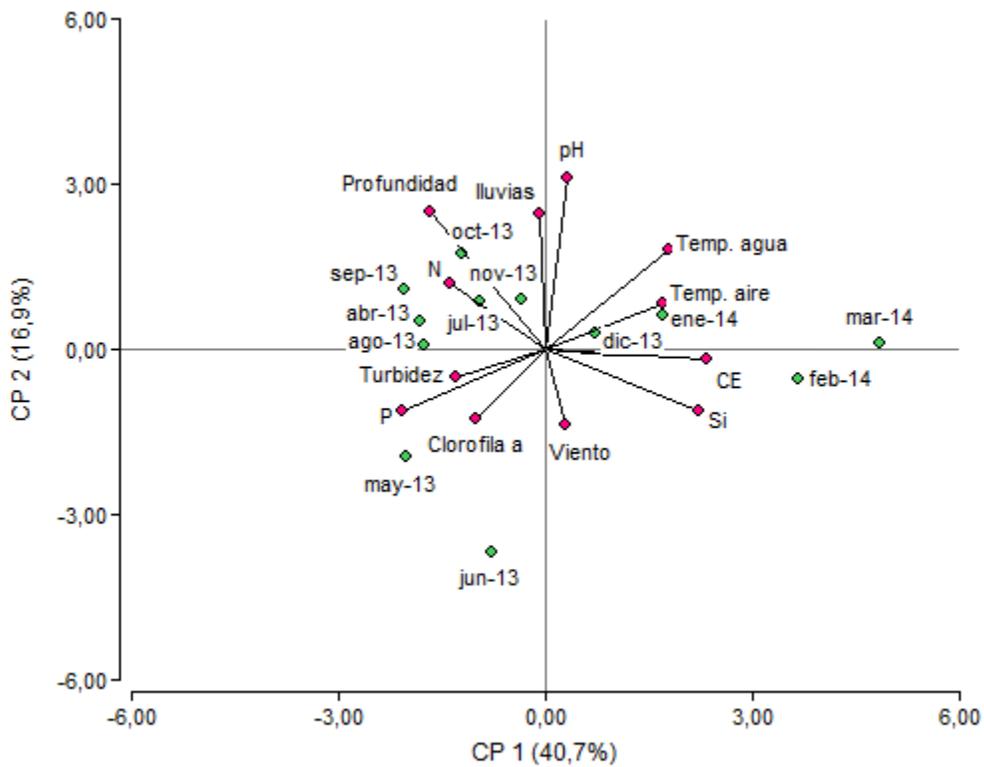


Figura 5.4. Análisis de Componentes Principales (ACP): Diagrama de ordenación de las muestras en función de las variables fisicoquímicas (conductividad eléctrica (CE), lluvias, pH, profundidad, temperatura del agua (Temp. agua) y turbidez), climáticas (temperatura del aire (Temp. aire), viento, lluvias) y concentración de clorofila *a*, concentración de fósforo (P), concentración de nitrógeno (N), concentración de sílice (Si).

5.4.2.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)

5.4.2.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* y la densidad fitoplanctónica de las especies constantes

El 53,78 % de la variación en la densidad de las especies constantes, registrada durante el período abril de 2013- marzo de 2014, fue explicada por las variables fisicoquímicas, climáticas concentración de nutrientes y clorofila *a* (eje 1 32,57 %; eje 2 21,21 %). De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables seleccionadas se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 1,52, p < 0,05$).

En la figura 5.5 se muestra la ordenación de las especies constantes en relación con las variables seleccionadas en los dos primeros ejes. El primer eje refleja diferencias en la abundancia específica respecto a cambios en la profundidad, la CE y las concentraciones de fósforo y nitrógeno; se observa un contraste entre *Monoraphidium contortum* y *Monoraphidium tortile* (asociadas a altos registros de profundidad, nitrógeno y fósforo) respecto de *Stephanodiscus* sp. (relacionada a altos valores de CE). En relación al segundo eje, se observa que la abundancia de *Cocconeis* sp., *Pseudostaurosira* sp.2 y *Tryblionella apiculata* se asoció con altos valores de velocidad de viento y turbidez, mientras que la de densidad de *Chaetoceros muelleri* se relacionó con altas temperaturas y altas concentraciones de clorofila *a* (Fig. 5.5).

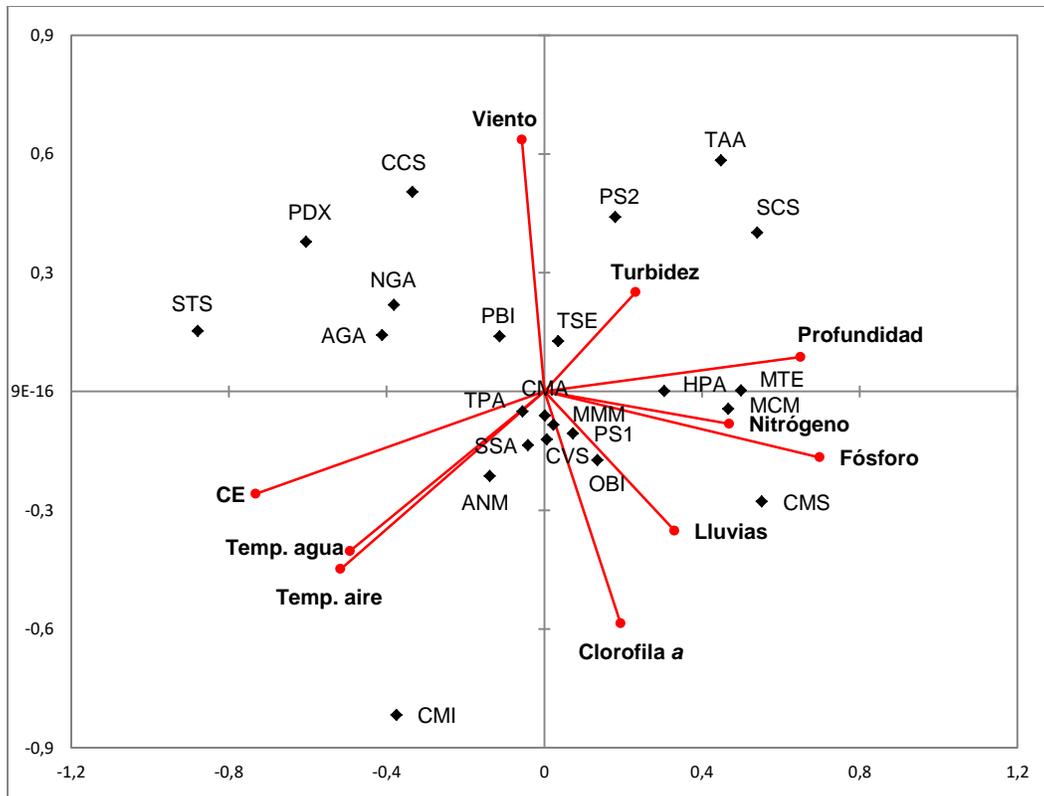


Figura 5.5. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC): Biplot de las especies constantes (LN [ind.ml⁻¹+1]) y las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en el plano de los dos primeros ejes de ordenación para la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2013-2014.

Variables bióticas (◆): AGA: *Aulacoseira granulata*, ANM: *Aphanocapsa nubilum*, CCS: *Cocconeis* sp., CMA: *Cyclotella meneghiniana*, CMI: *Chaetoceros muelleri*, CMS: *Chroococcus minimus*, CVS: *Chroococcus vacuolatus*, HPA: *Hippodonta* sp., MCM: *Monoraphidium contortum*, MMM: *Monoraphidium minutum*, MTE: *Monoraphidium tortile*, NGA: *Navicula* aff. *gregaria*, OBI: *Oocystis borgei*, PBI: *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*, PDX: *Pediastrum dúplex*, PS1: *Pseudostaurosira* sp.1, PS2: *Pseudostaurosira* sp.2, SCS: *Staurosira construens*, SSA: *Synechocystis salina*, STS: *Stephanodiscus* sp., TAA: *Tryblionella apiculata*, TPA: *Thalassiosira patagónica*, TSE: *Tetrastrum staurogenieforme*.

Variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (●): CE: conductividad eléctrica, Clorofila *a*: Concentración de clorofila *a*, Fósforo: Concentración de fósforo, Lluvias: precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, Nitrógeno: Concentración de nitrógeno, Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, Sílice Concentración de sílice, Temp. agua: temperatura del agua, Temp. aire: temperatura del aire, Turbidez, Viento: Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

.5.4.2.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes

El ACC realizado sobre el biovolumen de las especies constantes en relación a las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* para el ciclo 2013-2014, se muestra en la figura 5.6.

Las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* explicaron el 56,15 % de la variación en el biovolumen fitoplanctónico. De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables mencionadas se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 1,41$, $p < 0,05$).

La figura 5.6 muestra la ubicación de las muestras con relación a las variables seleccionadas, en el plano de los dos primeros ejes. El primer eje (32,84 % de la variación total) refleja diferencias en el biovolumen respecto a cambios en la profundidad, conductividad eléctrica (CE), registro de lluvias y en las concentraciones de fósforo y nitrógeno; se observa un contraste entre *Chroococcus minimus*, *Monoraphidium contortum* y *Monoraphidium tortile* (asociadas a altos registros de profundidad, de lluvias y altas concentraciones de nitrógeno y fósforo) respecto de *Stephanodiscus* sp. (relacionada a altos valores de conductividad eléctrica). El segundo eje, se relaciona con altos registros de velocidad de viento, temperatura y concentración de clorofila; *Pseudostaurosira* sp.2 y *Tryblionella apiculata* se asociaron con altos valores de velocidad de viento y turbidez, mientras que el biovolumen de *Chaetoceros muelleri* se relacionó con altas temperaturas y altas concentraciones de clorofila *a* (Fig. 5.6).

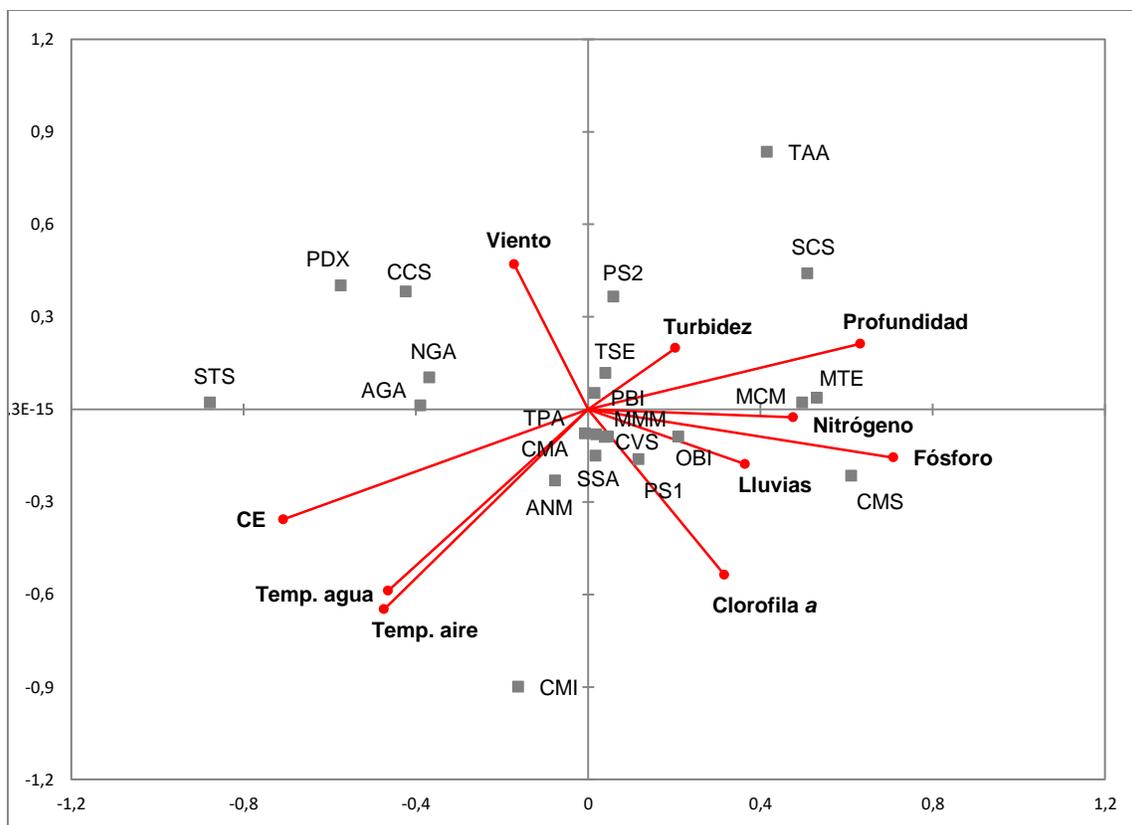


Figura 5.6. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC): Biplot de las especies constantes [LN (biovolumen+1)] y las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en el plano de los dos primeros ejes de ordenación para la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2013-2014.

Variables bióticas (■): AGA: *Aulacoseira granulata*, ANM: *Aphanocapsa nubilum*, CCS: *Cocconeis* sp., CMA: *Cyclotella meneghiniana*, CMI: *Chaetoceros muelleri*, CMS: *Chroococcus minimus*, CVS: *Chroococcus vacuolatus*, MCM: *Monoraphidium contortum*, MMM: *Monoraphidium minutum*, MTE: *Monoraphidium tortile*, NGA: *Navicula* aff. *gregaria*, OBI: *Oocystis borgei*, PBI: *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*, PDX: *Pediastrum dúplex*, PS1: *Pseudostaurosira* sp.1, PS2: *Pseudostaurosira* sp.2, SCS: *Staurosira construens*, SSA: *Synechocystis salina*, STS: *Stephanodiscus* sp., TAA: *Tryblionella apiculata*, TPA: *Thalassiosira patagónica*, TSE: *Tetrastrum staurogenieforme*.

Variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (●): CE: conductividad eléctrica, Clorofila *a*: Concentración de clorofila *a*, Fósforo: Concentración de fósforo, Lluvias: precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, Nitrógeno: Concentración de nitrógeno, Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, Sílice Concentración de sílice, Temp. agua: temperatura del agua, Temp. aire: temperatura del aire, Turbidez, Viento: Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

5.4.3. Ciclo 2014-2015

5.4.3.1. Ciclo 2014-2015, laguna Sauce Grande

El análisis multivariado de los datos registrados en el ciclo 2014-2015 en la laguna Sauce Grande incluyó valores promedio de las variables fisicoquímicas y del contenido de nutrientes de los tres sitios muestreados en la misma. Además, se incluyó la abundancia y el biovolumen de las especies constantes (FO > 50 %) de los tres sitios muestreados.

5.4.3.1.1. Correlaciones de Spearman

Las correlaciones de Spearman determinadas entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* registradas en la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2014-2015, se muestran en la tabla 5.3.

Se registró una correlación altamente significativa y positiva entre las temperaturas del aire y del agua ($r_s = 0,87$; $p < 0,01$).

La conductividad eléctrica (CE) presentó una correlación negativa con la profundidad ($r_s = -0,77$; $p < 0,01$), mientras que con la turbidez la correlación fue altamente significativa y positiva ($r_s = 0,86$; $p < 0,01$). Además, la CE presentó una correlación altamente significativa con la concentración de fósforo ($r_s = 0,81$; $p < 0,01$).

La turbidez, además, se relacionó de manera negativa y altamente significativa con la profundidad de la laguna ($r_s = -0,76$; $p < 0,01$) mientras que con la concentración de fósforo la correlación fue altamente significativa y positiva ($r_s = 0,95$; $p < 0,01$).

La concentración de clorofila *a* se relacionó positivamente con la concentración fósforo ($r_s= 0,57$; $p < 0,05$), mientras que la concentración de nitrógeno registrada en la laguna mostró una relación negativa respecto de la CE ($r_s= - 0,56$; $p < 0,05$) y la temperatura del aire ($r_s= - 0,52$; $p < 0,05$).

Tabla 5.3. Matriz de correlación de las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* registradas durante el ciclo abril de 2014- julio de 2015 en la laguna Sauce Grande. Nótese que sólo se muestran las correlaciones significativas ($p < 0,05$) y altamente significativas ($p < 0,01$), estas últimas en **negrita**.

Variables	OD	Cl <i>a</i>	pH	Turbidez	P	N	Sí	CE	Temp. agua	Prof.	Temp. Aire	Lluvias	Viento
Oxígeno disuelto (OD)	1												
Clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i>)		1											
pH			1										
Turbidez				1									
Fósforo (P)		0,57		0,95	1								
Nitrógeno (N)				-0,60	-0,67	1							
Sílice (Sí)							1						
Conductividad eléctrica (CE)				0,86	0,81	-0,56		1					
Temperatura aire						-0,52			1				
Profundidad				-0,82	-0,76			-0,77		1			
Temperatura agua									0,87		1		
Lluvias												1	
Viento													1

5.4.3.1.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

El Análisis de Componentes Principales realizado sobre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* para la laguna Sauce Grande durante el período 2014-2015, se muestra en la figura 5.7.

Los dos primeros componentes principales explicaron 59,1 % de la varianza total (Fig. 5.7). El primer eje (36,3 % de la varianza total), en su porción positiva, se relacionó con la conductividad eléctrica, con la concentración de fósforo y con la turbidez, mientras que la parte negativa se relacionó con la profundidad. Por su parte, el eje 2 (22,8 % de la varianza total) se relacionó con el oxígeno disuelto y con la temperatura del aire y el agua (parte positiva) y con la concentración de sílice (parte negativa).

La ordenación de las muestras mensuales en plano de los dos primeros componentes (Fig. 5.7) mostró que las mismas se separan de acuerdo, fundamentalmente, a la temperatura y a la profundidad. En este sentido, las muestras de abril a julio de 2014 se agrupan asociadas a bajos valores de profundidad y a altos valores de turbidez, CE, y fósforo; luego las muestras de noviembre de 2014 a marzo de 2015, se asociaron a altos registros de temperatura y de OD. Las muestras de abril a julio de 2015, se caracterizaron por altos valores de profundidad y concentración de nitrógeno.

Las muestras de agosto a octubre de 2014, forman un conglomerado en la parte central de los ejes.

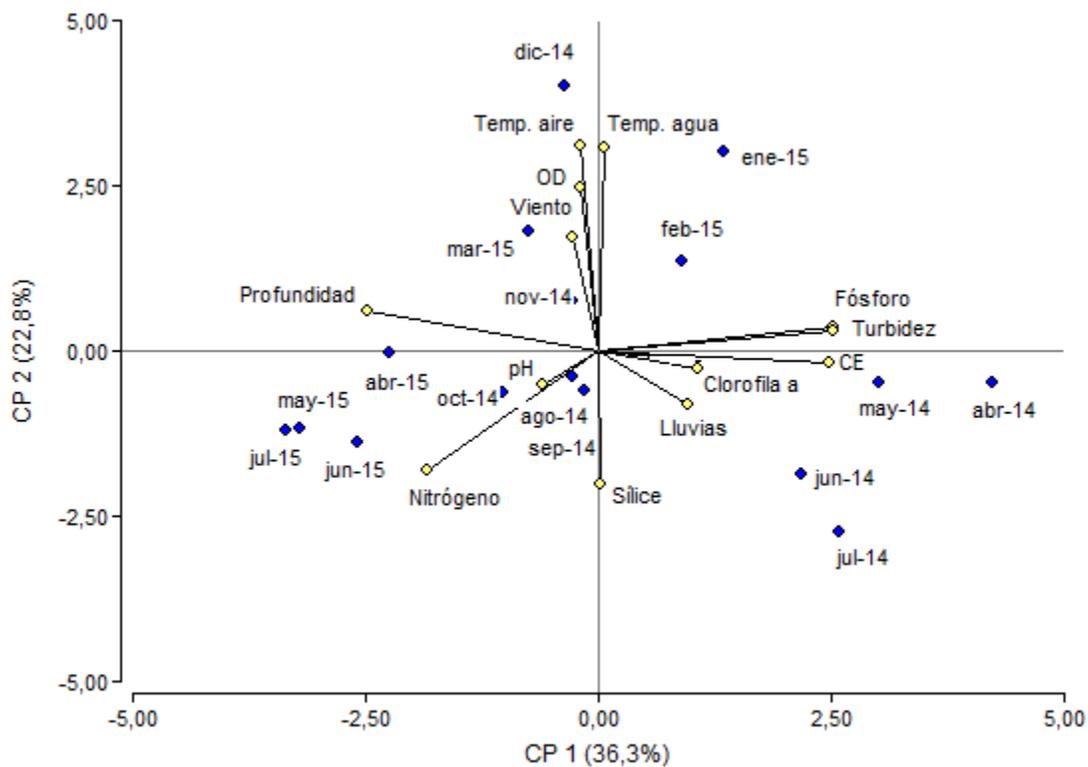


Figura 5.7. Análisis de Componentes Principales (ACP): Diagrama de ordenación de las muestras en función de las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (concentración de clorofila *a*, concentración de fósforo, concentración de nitrógeno, concentración de oxígeno disuelto (OD), concentración de sílice, conductividad eléctrica (CE), lluvias, pH, profundidad, temperatura del agua-Temp. agua, temperatura del aire- Temp. aire, turbidez, y viento).

5.4.3.1.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)

5.4.3.1.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* y la abundancia fitoplanctónica de las especies constantes de laguna Sauce Grande

El 69,76 % de la variación en la densidad de las especies constantes, registrada durante el período abril de 2014 - julio de 2015 en la laguna Sauce Grande, fue explicada por las variables seleccionadas (eje 1 33,06 %; eje 2 25,84 %, eje 3 10,86 %). De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 0,838$, $p< 0,05$).

En la figura 5.8 se muestra la ordenación de las especies constantes para la laguna Sauce Grande, con relación a las variables abióticas en el plano de los ejes 1 y 3. El primer eje refleja diferencias en la abundancia específica respecto a cambios en profundidad, conductividad eléctrica (CE) y concentración de fósforo; se observa un contraste entre *Chlamydomonas* sp., *Quadricoccus ellipticus* y *Staurosira construens* respecto de *Chroococcus* cf. *vacuolatus* y *Crucigenia quadrata*. Con relación al segundo eje, se observa que la abundancia de *Chaetoceros muelleri*, *Oocystis borgei* y *Schroederia setigera* se asoció con altos valores de temperatura, oxígeno disuelto (OD) y velocidad de viento, mientras que la densidad de *Microcystis wesenbergii*, *Oocystis eremosphaeria*, *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata* y *Tetraedron muticum* lo hizo con altos valores de concentración de nitrógeno y sílice (Fig. 5.8).

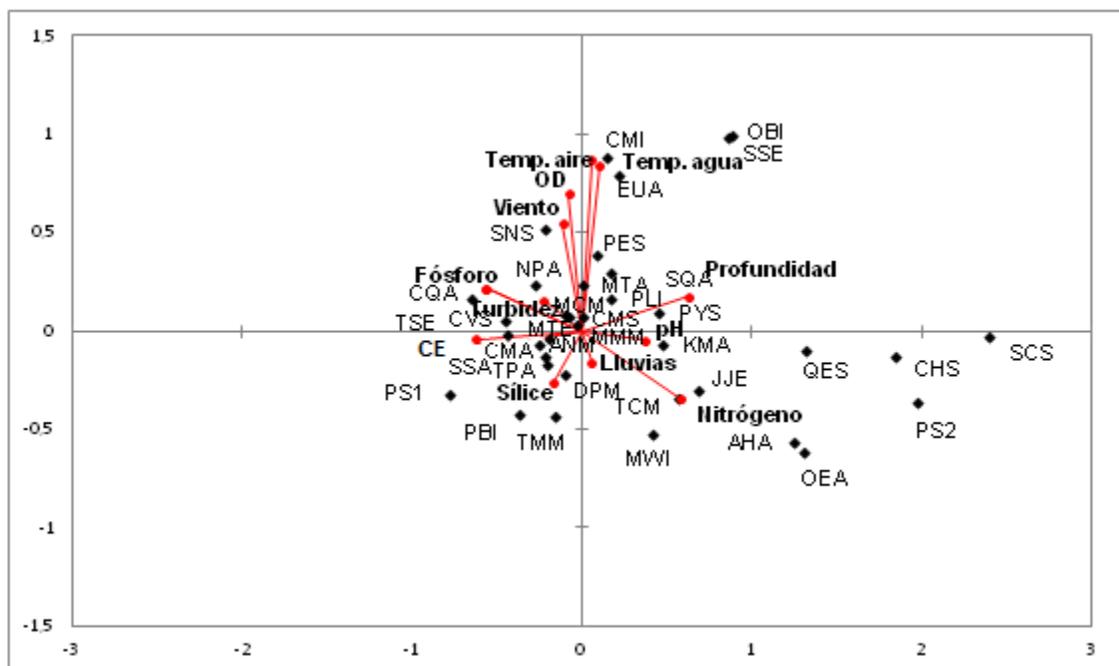


Figura 5.8. Análisis de correspondencia canónica (ACC): Biplot de las especies constantes (LN [ind.ml⁻¹+1]) y las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en el plano de los ejes 1 y 3 para la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2014-2015.

Variables bióticas (◆): AHA: *Aphanocapsa holsática*, ANM: *Aphanocapsa nubilum*, CHS: *Chlamydomonas* sp., CMI: *Chaetoceros muelleri*, CMS: *Chroococcus minimus*, CQA: *Crucigenia quadrata*, CVS: *Chroococcus* cf. *vacuolatus*, CMA: *Cyclotella meneghiniana*, DPM: *Dictiosphaerium pulchellum* var. *minutum*, EUA: *Euglena* sp., JJE: *Juranyiella javorkae*, KMA: *Kirchneriella microscópica*, MCM: *Monoraphidium contortum*, MMM: *Monoraphidium minutum*, MTA: *Merismopedia tenuissima*, MTE: *Monoraphidium tortile*, MWI: *Microcystis wesenbergii*, NPA: *Navicula* aff. *peregrina*, OBI: *Oocystis borgei*, OEA: *Oocystis eremosphaeria*, PBI: *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*, PES: *Pedinomonas* sp., PLI: *Planctonema lauterbornii*, PS1: *Pseudostaurosira* sp.1, PS2: *Pseudostaurosira* sp.2, PYS: *Pyramimonas* sp., QES: *Quadricoccus ellipticus*, SCS: *Staurosira construens*, SNS: *Scenedesmus nanus*, SQA: *Scenedesmus quadricauda*, SSA: *Synechocystis salina*, SSE: *Schroederia setigera*, TAA: *Tryblionella apiculata*, TCM: *Tetraedron caudatum*, TMM: *Tetraedron muticum*, TSE: *Tetrastrum staurogenieforme*, TPA: *Thalassiosira patagónica*.

Variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (●): CE: conductividad eléctrica, Clorofila *a*, Fósforo: Concentración de fósforo, Lluvias: precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, Nitrógeno: Concentración de nitrógeno, OD: concentración de oxígeno disuelto, Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, Sílice: Concentración de sílice, Temp. Agua: temperatura del agua, Temp. Aire: temperatura del aire, Turbidez, Viento: Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

5.4.3.1.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes de la laguna Sauce Grande

El 62,13 % de la variación en el biovolumen de las especies constantes, registrada durante el período abril de 2014- julio de 2015 en la laguna Sauce Grande, fue explicada por las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (eje 1 30,57 %; eje 2 17,64 %; eje 3 13,92 %). De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables seleccionadas se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 0,838$, $p < 0,05$).

En la figura 5.9 se muestra la ordenación de las especies constantes para la laguna Sauce Grande, con relación a las variables seleccionadas en el plano de los ejes 1 y 3. El primer eje refleja diferencias en el biovolumen respecto a cambios en la profundidad, el pH, las concentraciones fósforo y nitrógeno, la turbidez y la conductividad eléctrica (CE); se observa un contraste entre *Aphanocapsa holsática*, *Oocystis eremosphaeria*, *Pseudostaurosira* sp. 2 (relacionadas con altos valores de profundidad y concentración de nitrógeno) y *Chroococcus* cf. *vacuolatus* y *Pseudostaurosira* sp. 1 (asociadas a altas concentraciones de fósforo y alta turbidez y CE). Con relación al eje 3, se observa que el biovolumen de *Tetraedron muticum* se asoció con altos registros de lluvias, mientras que el biovolumen de *Oocystis borgei* y *Schroederia setigera* se relacionó con altas temperaturas y altas concentraciones de oxígeno disuelto (OD) (Fig. 5.9).

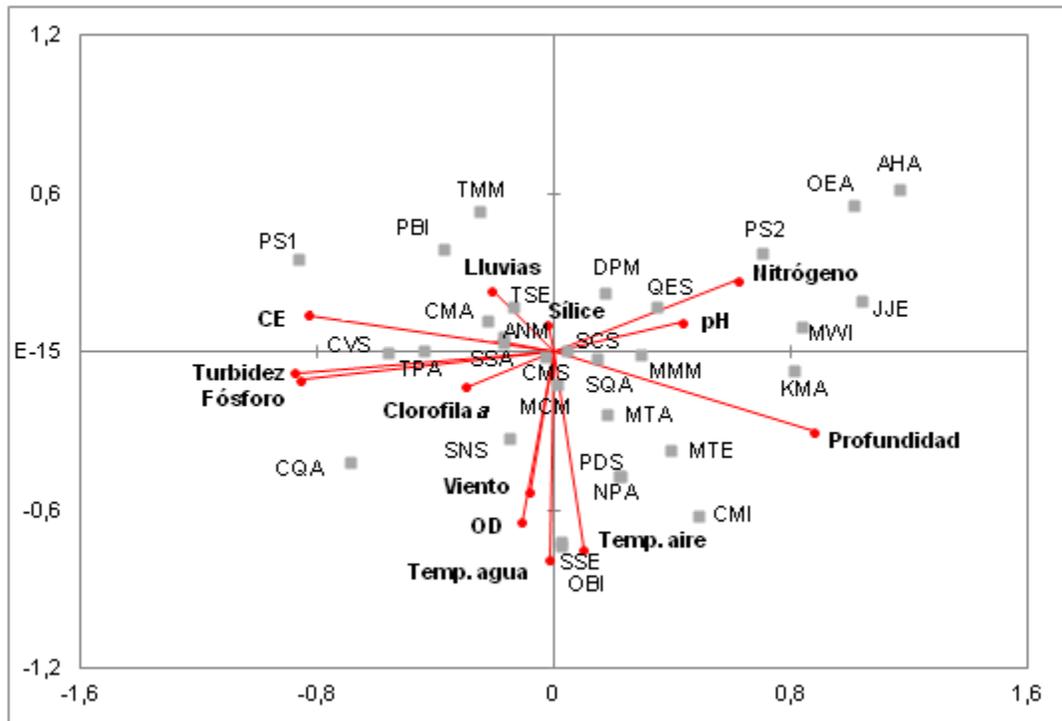


Figura 5.9. Análisis de correspondencia canónica (ACC): Biplot de las especies constantes (LN [biovolumen+1]) y las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en el plano del eje 1 y 3 para la laguna Sauce Grande durante el ciclo 2014-2015.

Variables bióticas (■): AHA: *Aphanocapsa holsática*, ANM: *Aphanocapsa nubilum*, CMI: *Chaetoceros muelleri*, CMS: *Chroococcus minimus*, CQA: *Crucigenia quadrata*, CVS: *Chroococcus cf. vacuolatus*, CMA: *Cyclotella meneghiniana*, DPM: *Dictiosphaerium pulchellum* var *minutum*, EUA: *Euglena* sp., JJE: *Juranyiella javorkae*, KMA: *Kirchneriella microscópica*, MCM: *Monoraphidium contortum*, MMM: *Monoraphidium minutum*, MTA: *Merismopedia tenuissima*, MTE: *Monoraphidium tortile*, MWI: *Microcystis wesenbergii*, NPA: *Navicula* aff. *peregrina*, OBI: *Oocystis borgei*, OEA: *Oocystis eremosphaeria*, PBI: *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*, PES: *Pedinomonas* sp., PLI: *Planctonema lauterbornii*, PS1: *Pseudostaurosira* sp.1, PS2: *Pseudostaurosira* sp.2, PYS: *Pyramimonas* sp., QES: *Quadricoccus ellipticus*, SCS: *Staurosira construens*, SNS: *Scenedesmus nanus*, SQA: *Scenedesmus quadricauda*, SSA: *Synechocystis salina*, SSE: *Schroederia setigera*, TAA: *Tryblionella apiculata*, TCM: *Tetraedron caudatum*, TMM: *Tetraedron muticum*, TSE: *Tetrastrum staurogenieforme*, TPA: *Thalassiosira patagónica*.

Variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (●): CE: conductividad eléctrica, Clorofila *a*, Fósforo: Concentración de fósforo, Lluvias: precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, Nitrógeno: Concentración de nitrógeno, OD: concentración de oxígeno disuelto, Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, Silíce: Concentración de sílice, Temp. agua: temperatura del agua, Temp. aire: temperatura del aire, Turbidez, Viento: Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

5.4.3.2. Ciclo 2014-2015, río Sauce Grande

5.4.3.2.1. Correlaciones de Spearman

Las correlaciones de Spearman determinadas entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* registradas en el río Sauce Grande durante el ciclo 2014-2015 se muestran en la tabla 5.4.

Se registró una correlación altamente significativa y positiva entre la temperatura del aire y del agua ($r_s = 0,92$; $p < 0,01$) y ambas variables se correlacionaron de manera negativa y significativa con el oxígeno disuelto ($r_s = -0,62$; $p < 0,05$ y $r_s = -0,61$; $p < 0,05$, respectivamente).

La conductividad eléctrica (CE) se correlacionó de manera positiva y significativa con la profundidad ($r_s = 0,57$; $p < 0,05$) y de manera altamente significativa con la turbidez del agua ($r_s = 0,88$; $p < 0,01$), el pH ($r_s = 0,74$; $p < 0,01$) y la concentración de fósforo ($r_s = 0,66$; $p < 0,01$) y

La turbidez, además, se relacionó de manera positiva y altamente significativa con la profundidad del río ($r_s = 0,78$; $p < 0,01$) mientras que con la concentración de fósforo la correlación fue altamente significativa y negativa ($r_s = 0,68$; $p < 0,01$). Además, presentó una correlación significativa con la temperatura del aire ($r_s = 0,50$; $p < 0,05$).

Las lluvias se relacionaron con la concentración de fósforo y presentaron una correlación positiva y significativa entre sí ($r_s = 0,58$; $p < 0,05$).

El pH evidenció relaciones significativas y positivas con la concentración de clorofila *a* ($r_s = 0,59$; $p < 0,05$), la profundidad ($r_s = 0,59$; $p < 0,05$) y la turbidez ($r_s = 0,61$; $p < 0,05$).

La concentración de nitrógeno registrada en el río mostró una relación negativa respecto de la concentración de sílice ($r_s = -0,55$; $p < 0,05$) y positiva con el OD ($r_s = 0,57$; $p < 0,05$).

Tabla 5.4. Matriz de correlación de las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* registradas durante el ciclo abril de 2014- julio de 2015 en el río Sauce Grande (E4). Nótese que sólo se muestran las correlaciones significativas ($p < 0,05$) y altamente significativas ($p < 0,01$), estas últimas en **negrita**.

Variabes	pH	CE	Temp. agua	Turbidez	Profundidad	Temp. aire	Lluvias	Viento	P	N	OD	Cl <i>a</i>	Si
pH	1												
Conductividad Eléctrica (CE)	0,74	1											
Temperatura agua			1										
Turbidez	0,61	0,88		1									
Profundidad	0,59	0,57		0,78	1								
Temperatura aire			0,92	0,50		1							
Lluvias							1						
Viento								1					
Fósforo (P)		0,66		-0,68			0,56		1				
Nitrógeno (N)										1			
Oxígeno disuelto (OD)			-0,62			-0,61				0,57	1		
Clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i>)	0,59											1	
Sílice (Si)										-0,55			1

5.4.3.2.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

El análisis de componentes principales realizado sobre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* para el río Sauce Grande durante el período 2014-2015 se muestra en la figura 5.10.

Los dos primeros componentes principales explicaron 52,6 % de la varianza total (Fig. 5.10). El primer eje (35 % de la varianza total), en su porción positiva, se relacionó con la conductividad eléctrica y la concentración de fósforo, mientras que la parte negativa se relacionó con la turbidez, la profundidad y el pH. Por su parte, el eje 2 (17,6 % de la varianza total) se relacionó con el oxígeno disuelto (parte positiva) y con la temperatura del aire y el agua (parte negativa).

La ordenación de las muestras mensuales en el plano de los dos primeros componentes (Fig. 5.10) mostró que las mismas se separan de acuerdo, fundamentalmente, a la temperatura. En este sentido, se agrupan las muestras de junio a septiembre de 2014, asociadas a bajos valores de temperatura, altos registros nitrógeno y OD; luego las muestras de marzo a julio de 2015, también relacionadas a bajos valores de temperatura, se asociaron, además, a altos valores de profundidad, turbidez y pH. De noviembre de 2014 a febrero de 2015, se asociaron a altos registros de temperatura y a bajos valores de oxígeno disuelto (OD). Se destacan las muestras de abril, mayo y octubre de 2014, ligadas a elevados registros de lluvias y altos valores de conductividad eléctrica (CE) y concentración de fósforo.

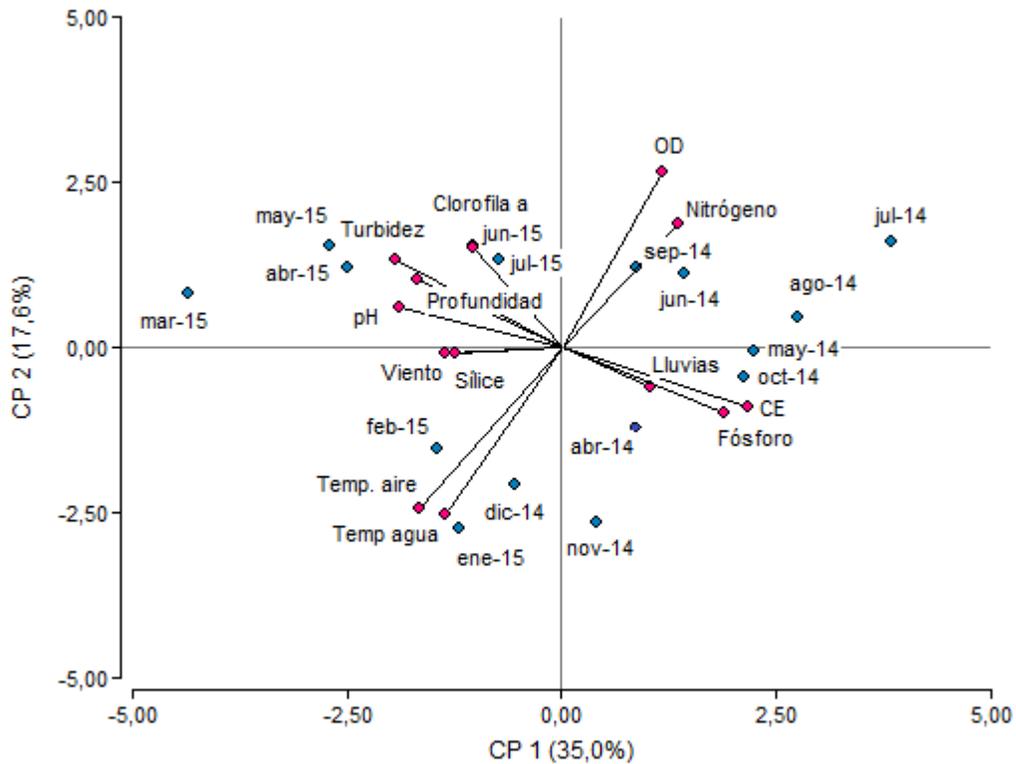


Figura 5.10. Análisis de componentes principales (ACP): Diagrama de ordenación de las muestras en función de las variables seleccionadas (concentración de clorofila *a*, concentración de fósforo, concentración de nitrógeno, concentración de oxígeno disuelto (OD), concentración de sílice, conductividad eléctrica (CE), lluvias, pH, profundidad, temperatura del agua (Temp. agua), temperatura del aire (Temp. aire), turbidez, y viento).

5.4.3.2.3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)

5.4.3.2.3.1. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* y la abundancia fitoplanctónica de las especies constantes del río Sauce Grande

El 79,01 % de la variación en la densidad de las especies constantes, registrada durante el período abril de 2014- julio de 2015 en el río Sauce Grande, fue explicada por las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (eje 1 49,56 %; eje 2 29,45 %). De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables seleccionadas se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 5,28$, $p< 0,05$).

En la figura 5.11 se muestra la ordenación de las especies constantes para el río Sauce Grande, con relación a las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en los dos primeros ejes. El primer eje refleja diferencias en la abundancia específica respecto a los cambios en la velocidad de viento, la temperatura y el registro de lluvias; se observa que la densidad de *Monoraphidium minutum* y *Synechocystis salina* están asociadas a altos registros de lluvias. En relación al segundo eje, se observa que la abundancia de *Cyclotella meneghiniana* se asoció con altos valores de concentración de fósforo y nitrógeno, y alta conductividad eléctrica (CE), mientras que la densidad de *Pseudostaurosira* sp. 1 se relacionó con altos valores de pH (Fig. 5.11).

Se destacan *Pseudostaurosira* sp.2 y *Tryblionella apiculata*, cuya ubicación se desprende de las demás especies debido a que presentan las más altas abundancias.

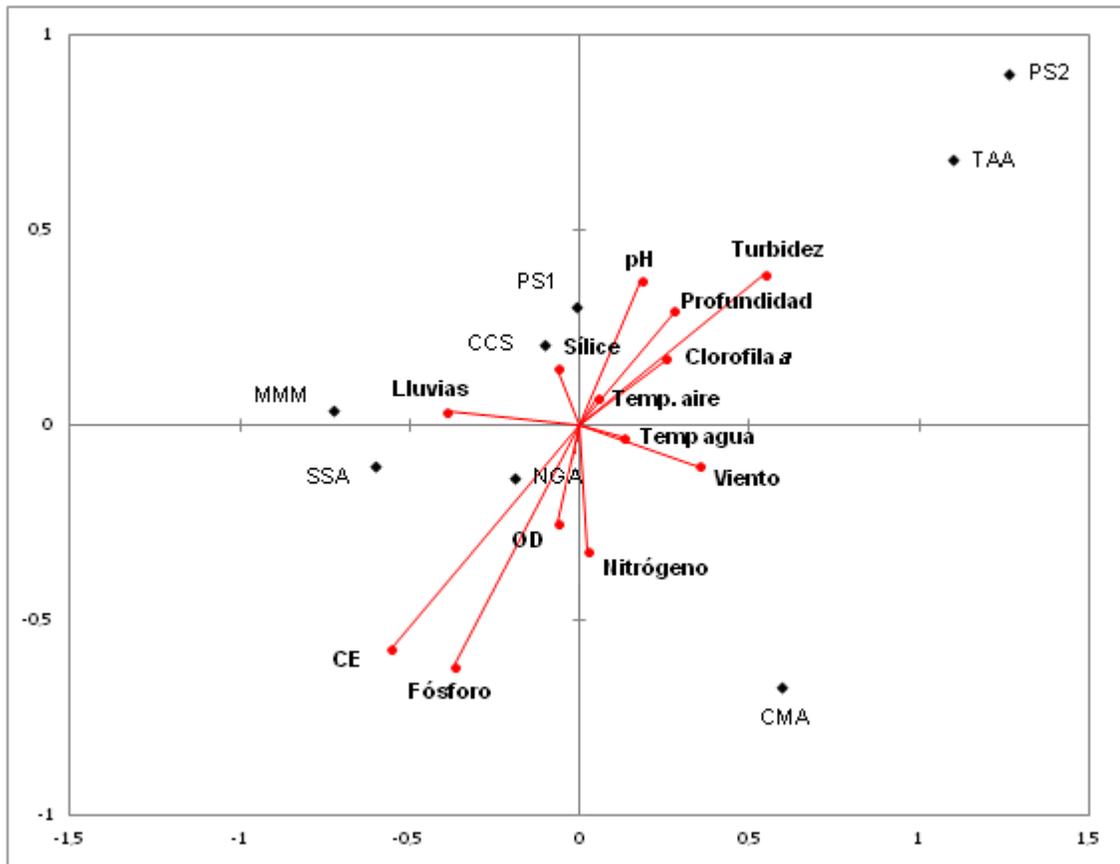


Figura 5.11. Análisis de correspondencia canónica (ACC): Biplot de las especies constantes (LN [ind.mL⁻¹+1]) y las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en el plano de los dos primeros ejes de ordenación para el río Sauce Grande durante el ciclo 2014-2015.

Variabes bióticas (◆): CCS: *Cocconeis* sp., CMA: *Cyclotella meneghiniana*, MMM: *Monoraphidium minutum*, NGA: *Navicula* aff. *gregaria*, PS1: *Pseudostaurosira* sp.1, PS2: *Pseudostaurosira* sp.2, SSA: *Synechocystis salina*, TAA: *Tryblionella apiculata*.

Variabes fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (●): CE: conductividad eléctrica, Clorofila *a*: Concentración de clorofila *a*, Fósforo: Concentración de fósforo, Lluvias: precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, Nitrógeno: Concentración de nitrógeno, OD: concentración de oxígeno disuelto, Profundidad: profundidad del sitio de muestreo, Sílice Concentración de sílice, Temp. agua: temperatura del agua, Temp. aire: temperatura del aire, Turbidez, Viento: Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

5.4.3.2.3.2. Relación entre las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* y el biovolumen fitoplanctónico de las especies constantes del río Sauce Grande

El 76,51 % de la variación en el biovolumen de las especies constantes, registrada durante el período abril de 2014- julio de 2015 en el río Sauce Grande, fue explicada por las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (eje 1 55,73 %; eje 2 20,78 %). De acuerdo al test de Monte Carlo, las variables seleccionadas se relacionaron de manera significativa con todos los ejes ($F= 1,33$, $p < 0,05$).

En la figura 5.12 se muestra la ordenación de las especies constantes para el río Sauce Grande con relación a las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en los dos primeros ejes. El primer eje refleja diferencias en el biovolumen respecto a cambios en la velocidad de viento, turbidez, concentraciones de fósforo y nitrógeno y el registro de lluvias; se observa un contraste entre *Pseudostaurosira* sp. 2 (relacionada con altos valores de turbidez y velocidad de viento) y *Monoraphidium minutum* y *Synechocystis salina* (asociadas a altos registros de lluvias y a las mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo). Con relación al segundo eje, se observa que el biovolumen de *Cyclotella meneghiniana* se asoció con los mayores valores de profundidad y temperatura, mientras que el de *Navicula* aff. *gregaria* se relacionó con los mayores registros de OD y de concentraciones de sílice (Fig. 5.12).

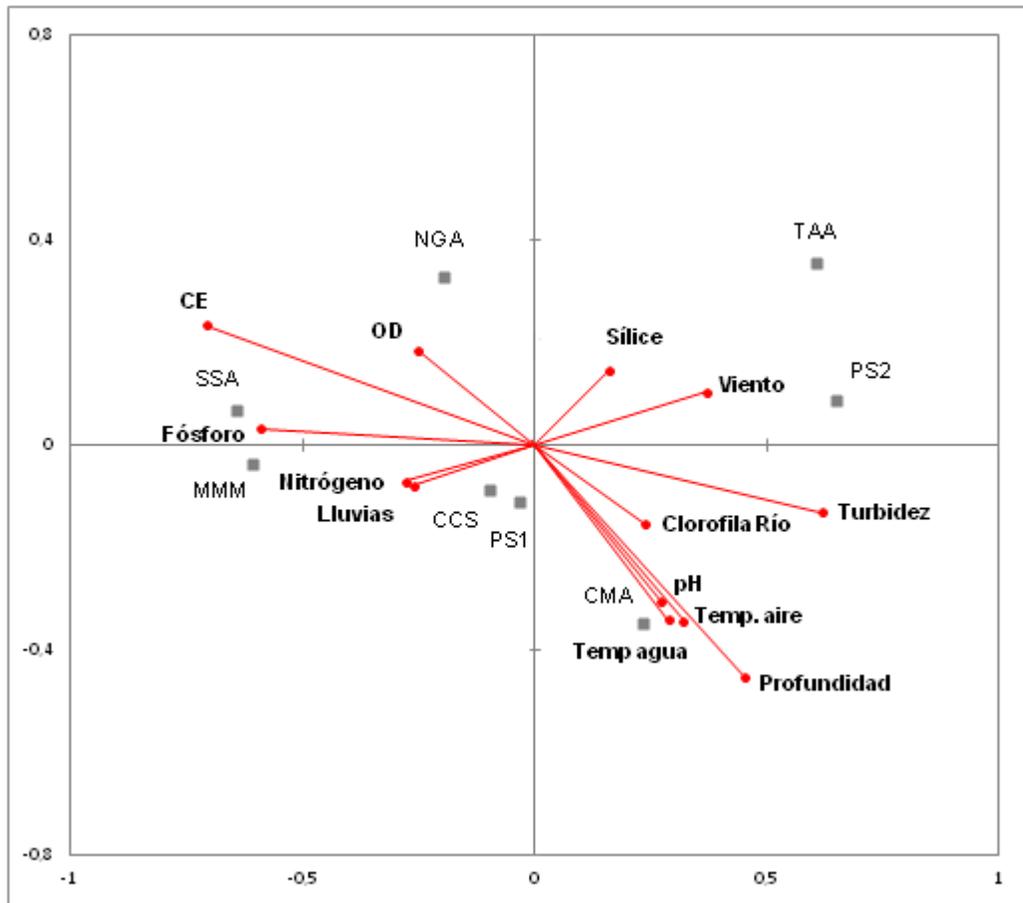


Figura 5.12. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC): Biplot de las especies constantes [LN (biovolumen+1)] y las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* en el plano de los dos primeros ejes de ordenación para el río Sauce Grande durante el ciclo 2014-2015.

Variabes bióticas (■): **CCS:** *Cocconeis* sp., **CMA:** *Cyclotella meneghiniana*, **MMM:** *Monoraphidium minutum*, **NGA:** *Navicula* aff. *gregaria*, **PS1:** *Pseudostaurosira* sp.1, **PS2:** *Pseudostaurosira* sp.2, **SSA:** *Synechocystis salina*, **TAA:** *Tryblionella apiculata*.

Variabes fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a* (●): **CE:** conductividad eléctrica, **Clorofila *a*:** Concentración de clorofila *a*, **Fósforo:** Concentración de fósforo, **Lluvias:** precipitaciones mensuales caídas en el ciclo estudiado, **Nitrógeno:** Concentración de nitrógeno, **OD:** concentración de oxígeno disuelto, **Profundidad:** profundidad del sitio de muestreo, **Sílice** Concentración de sílice, **Temp. agua:** temperatura del agua, **Temp. aire:** temperatura del aire, **Turbidez,** **Viento:** Velocidad (Km.h⁻¹) mensual registrada en el ciclo estudiado.

Capítulo 6

PRODUCTIVIDAD PRIMARIA FITOPLANCTÓNICA

6.1. Introducción

La fotosíntesis es la esencia de la productividad primaria generada por fotótrofos. Provee la fuente básica de materia orgánica para el crecimiento y las demandas metabólicas de los organismos del ecosistema, limita la biomasa total y productividad de los mismos y restringe el flujo de energía sobre la superficie de este planeta (Falkowski & Raven, 2007). Como proceso, la fotosíntesis, es la conversión biológica llevada a cabo por los autótrofos, de la energía lumínica en energía de enlace químico, que luego es almacenada en la forma de compuestos de carbono. La producción primaria representa la tasa con la cual la energía es fijada, por medio del proceso fotosintético, en la forma de sustancias orgánicas que pasan a formar parte de la biomasa de los autótrofos y que pueden luego, ser utilizadas como alimento por otros organismos. Por su parte, el término productividad primaria, se refiere al rendimiento fotosintético (ej. producción por unidad de clorofila *a*) o a la cantidad de energía transformada por los productores primarios para producir materia orgánica nueva.

En los sistemas acuáticos, la importancia del estudio de la productividad primaria reside en el conocimiento de la tasa de incorporación del carbono inorgánico por parte del fitoplancton, como primer eslabón de la trama trófica en estos ambientes (Roldán y Ramírez, 2008; Montoya y Aguirre, 2010; Gil-Águilar *et al.*, 2013).

Además, los productores primarios del fitoplancton son los primeros en reflejar cambios en el ecosistema, los que luego se evidencian en los consumidores y finalmente en los descomponedores (Reynolds, 1984; Darley, 1987; Reynolds, 1997).

En este sentido, existen un conjunto de factores, tanto bióticos como abióticos, que limitan o regulan la producción primaria fitoplanctónica y que provocan variaciones temporales y espaciales de la misma. La distribución vertical de la productividad fitoplanctónica es determinada principalmente por la intensidad de la radiación lumínica, la disponibilidad de nutrientes, la transparencia y la mezcla del agua (Estévez, 1998). En ambientes ricos en nutrientes, la limitación a la penetración de la luz por la turbidez es uno de los factores más citados como mecanismo regulador de la producción fitoplanctónica (Cloern, 1996; Santamaría del Ángel *et al.*, 1996; Gameiro *et al.*, 2004). En los lagos poco profundos, la mezcla de sedimentos por acción del viento juega un papel fundamental en esta limitación lumínica (Lagomarsino *et al.*, 2015).

Pese a la importancia del conocimiento de la productividad fitoplanctónica, como punto de base para la entrada de energía a los sistemas acuáticos continentales, existen pocos estudios al respecto en la Argentina, e incluso los mismos, se refieren a la productividad de carbono de la porción aérea de las plantas (Bonetto *et al.*, 1979; de Emiliani *et al.*, 2005; Rodríguez, 2008).

En la laguna Sauce Grande, el fitoplancton ha sido estudiado desde el punto de vista de su composición cualitativa, sus aspectos cuantitativos (abundancia, biovolumen, índices biológicos) y sus implicancias en el estado trófico del cuerpo de agua (Ferrer *et al.*, 2009; Fornerón *et al.*, 2010a, b; Cony, 2010; Ferrer *et al.*, 2012). Sin embargo, aunque su conocimiento es amplio, nunca se ha abordado su papel como productor primario de carbono, ni sus implicancias en el nivel productivo del sistema, como tampoco la relación entre productividad y variables

fisicoquímicas del agua. Por ello, ante el total desconocimiento del nivel productivo del cuerpo de agua, se plantearon los siguientes objetivos:

6.2. Objetivos

6.2.1. Objetivo General

El objetivo general de este capítulo fue realizar la primera estimación de la productividad primaria fitoplanctónica (PPF) de la laguna Sauce Grande.

6.2.2. Objetivos Específicos

- Determinar la importancia del aporte del fitoplancton a la productividad primaria de la laguna.
- Relacionar la PPF con la concentración de clorofila *a*, como indicadora de la biomasa fitoplanctónica, así como con el biovolumen algal.
- Establecer la relación entre el nivel productivo de la laguna Sauce Grande con los diferentes parámetros fisicoquímicos registrados en el período estudiado, en particular, profundidad y turbidez del sistema.

6.3. Materiales y Métodos

6.3.1. Diseño de muestreo, recolección y procesamiento de las muestras

La estimación de la productividad primaria fitoplanctónica (PPF) se realizó sólo en el sitio litoral (**E1**) de la laguna Sauce Grande y en el período abril de 2014- julio de 2015 (Fig. 3.3, Capítulo 3). Cabe destacar, que se tomaron sólo muestras superficiales y en las horas de máxima insolación (11-13 hs del mediodía).

Las muestras se tomaron por duplicado, en botellas claras y oscuras de vidrio de borosilicato de 300 ±5 ml con tapa esmerilada. Las botellas catalogadas como “oscuras” fueron cuidadosamente cubiertas con bolsas de tela “black out” diseñadas a medida y se les colocó un capuchón de papel metalizado en la tapa, a fin de impedir la entrada de luz solar a las mismas. Simultáneamente se tomaron botellas destinadas a la cuantificación del oxígeno disuelto inicial, las cuales fueron fijadas inmediatamente con sulfato manganoso y solución alcalina de yoduros según el método de Winkler.

Las botellas, tanto las claras como las oscuras, se incubaron *in situ*, sobre un soporte de madera de forma tal que el agua las cubra por completo durante toda la incubación. El tiempo de incubación fue de dos horas y siempre se incluyó el mediodía solar (Fig. 6.1).

Luego de este tiempo, las muestras fueron fijadas *in situ* con sulfato manganoso y solución alcalina de yoduros según el método de Winkler, y transportadas al laboratorio en condiciones de baja temperatura y oscuridad.

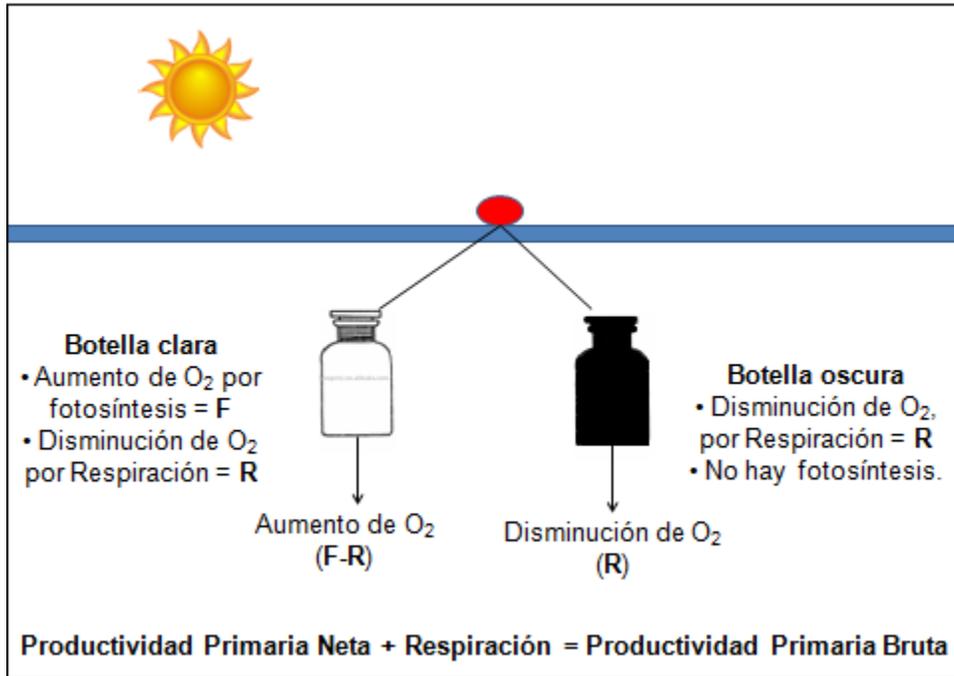


Figura 6.1. Esquema del sistema de botellas claras y oscuras para la medición de productividad primaria.

En el laboratorio, se empleó espectrofotometría de absorción molecular para cuantificar el O₂ disuelto, según Labasque *et al.* (2004) y de acuerdo a las siguientes ecuaciones, se calcularon la Producción Primaria Bruta (PPB) y Neta (PPN) y la Respiración comunitaria (R):

$$1. \text{ PPB (mgC.m}^{-3}\text{.h}^{-1}\text{)} = [\text{O}_2 \text{ Disuelto (botella clara)} - \text{O}_2 \text{ Disuelto (oscura)}] \times 0,375 / \text{CF t}$$

$$2. \text{ PPN (mgC.m}^{-3}\text{.h}^{-1}\text{)} = [\text{O}_2 \text{ Disuelto (botella clara)} - \text{O}_2 \text{ Disuelto (inicial)}] \times 0,375 / \text{CF t}$$

$$3. \text{ R (mgC.m}^{-3}\text{.h}^{-1}\text{)} = [\text{O}_2 \text{ Disuelto (botella inicial)} - \text{O}_2 \text{ Disuelto (oscura)}] \times 0,375 / \text{CF t}$$

Donde, la diferencia en la concentración de oxígeno disuelto (mgO₂.m⁻³) es multiplicado por 0,375 que es el factor (12/32) para convertir oxígeno a carbono. El coeficiente fotosintético (CF) que representa los moles de oxígeno liberado por moles de carbono fijado es 1,2, dado que una parte del fotosintetato producido es rápidamente convertido a otros compuestos orgánicos (Ramírez y Alcaráz, 2002), y t es el tiempo empleado en la incubación, que en este caso es de 2 horas. El coeficiente de Respiración comunitaria (R) que es la relación entre la liberación de dióxido de carbono y la incorporación de oxígeno, se tomó igual a 1.

El método del intercambio de oxígeno tiene la ventaja que permite estimar la producción primaria bruta y neta y la respiración de manera directa. Sin embargo, la desventaja en esta técnica es que la respiración que se mide en la botella oscura no es sólo de las algas sino de todos los componentes del plancton y asume además que la respiración en la botella clara es equivalente a la que ocurre en la botella oscura. Este supuesto no siempre es válido ya que en la oscuridad puede existir proliferación bacteriana cuya respiración afectaría una estimación precisa de la respiración algal (Wetzel & Likens, 2000).

6.3.2. Análisis de los datos

Se analizaron las relaciones de producción: respiración (P/R), respiración: biomasa (R/B) y producción: biomasa (razón P/B), donde P representa a la PPB y B se refiere a la biomasa fitoplanctónica. Si bien la biomasa fue estimada tanto en términos de concentración de clorofila *a* como de biovolumen, para las relaciones arriba mencionadas se utilizó la biomasa fitoplanctónica en términos de concentración de clorofila *a*

Se realizaron series de variación mensual de los diferentes parámetros de productividad (PPN, PPB y R), a fin de detectar patrones temporales.

Se analizaron las relaciones entre la productividad primaria (PPN, PPB y R) y la concentración de clorofila *a* y la productividad y el biovolumen fitoplanctónico. Además, y se realizaron correlaciones no paramétricas (Spearman) entre las distintas fracciones de PP (PPN, PPB y R) las variables fisicoquímicas y la concentración de clorofila *a* y nutrientes medidas en la laguna Sauce Grande.

6.4. Resultados

Se destaca que los resultados obtenidos en esta tesis corresponden a una estimación preliminar de la PPF, referida a sólo a un punto superficial y litoral de la laguna Sauce Grande (E1), en horas de máxima insolación.

6.4.1. Productividad primaria neta, bruta y Respiración

La productividad primaria neta (PPN) presentó un valor promedio de $204,2 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, siendo el valor mínimo de $32,4 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ y el máximo de $561,1 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, registrados en julio de 2015 y septiembre de 2014, respectivamente (Fig. 6.2). La respiración (R) osciló entre $18,3 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ en enero de 2015 y $573,2 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ en diciembre de 2014, con un valor promedio en el período de $171,4 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. La productividad primaria bruta (PPB) promedió en un valor $398,4 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, con un rango de valores de $104,8$ a $718,8 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, en marzo de 2015 y diciembre de 2014, respectivamente (Fig. 6.2).

Se destaca que, en el período y sitio estudiado (E1), la PPN presentó valores superiores a la respiración, lo que indicaría que la producción en ese sector y bajo condiciones de máxima insolación, sería mayor al gasto respiratorio. Salvo, en agosto de 2014, octubre a diciembre de ese año y julio de 2015, la R superó a la producción, por lo que en esos meses se presentó mayor gasto que producción de carbono. En febrero, marzo y julio de 2015, se presentaron valores muy similares entre R y PPN (Fig. 6.2).

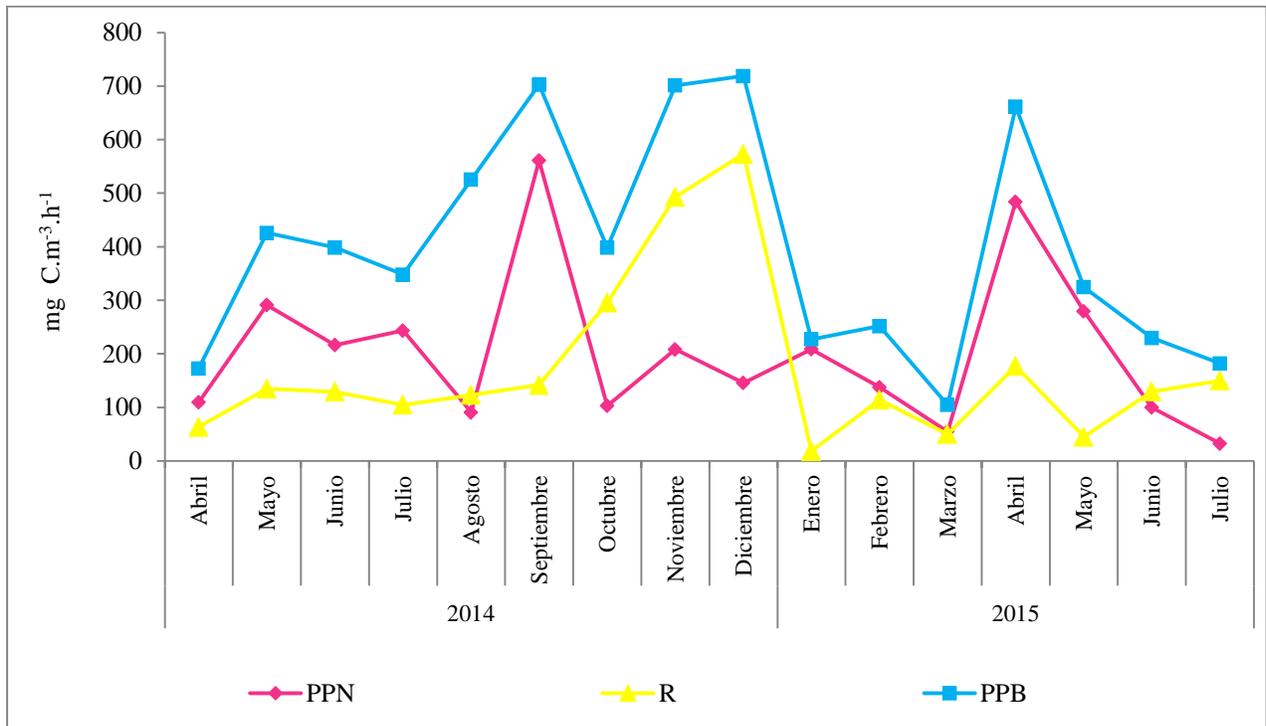


Figura 6.2. Variación temporal de productividad primaria neta (PPN), respiración (R) y productividad primaria bruta (PPB) para un sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande durante el período abril de 2014 a julio de 2015, bajo condiciones de máxima insolación.

A fin de determinar diferencias entre las medias mensuales, se realizó un análisis de varianza sobre los tres parámetros de la PPF. Tanto para la PPN como para la PPB, no se hallaron evidencias de que exista diferencias entre los meses ($F= 0,82$; $p> 0,05$ y $F= 1,17$; $p> 0,05$, respectivamente), mientras que para la fracción R, el análisis permitió establecer que existen diferencias significativas entre meses ($F= 11,06$; $p< 0,05$). Luego, el test Bonferroni para la comparación de medias, permitió establecer tres grupos de medias diferenciadas: noviembre-diciembre; abril, febrero y junio-octubre; enero, marzo y mayo.

6.4.2. Relaciones P/R, R/B y P/B

La relación P/R registró valores de 1,2 en julio de 2015 a 12,4 en enero de 2015, siendo el valor promedio de 3,5 (Fig. 6.3, A). Durante todo el período estudiado, los valores registrados fueron positivos y el valor máximo registrado en enero de 2015, se relacionó con el mínimo registro de respiración del período ($18,3 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$).

La relación R/B promedió en un valor de 4,4, con un rango de 0,6 a 18,5, valores registrados en enero de 2015 y noviembre de 2014, respectivamente (Fig. 6.3, B). En los meses de octubre a diciembre, se observa un pico de valores, determinado por la elevada respiración registrada en esos meses, en los que la R superó a la PPN (Fig. 6.2).

Por último, la relación P/B, registró un valor mínimo de 2,9 en febrero de 2015 y un valor máximo de 26,3 en noviembre de 2014, siendo el valor promedio de 9,7 (Fig. 6.3, C).

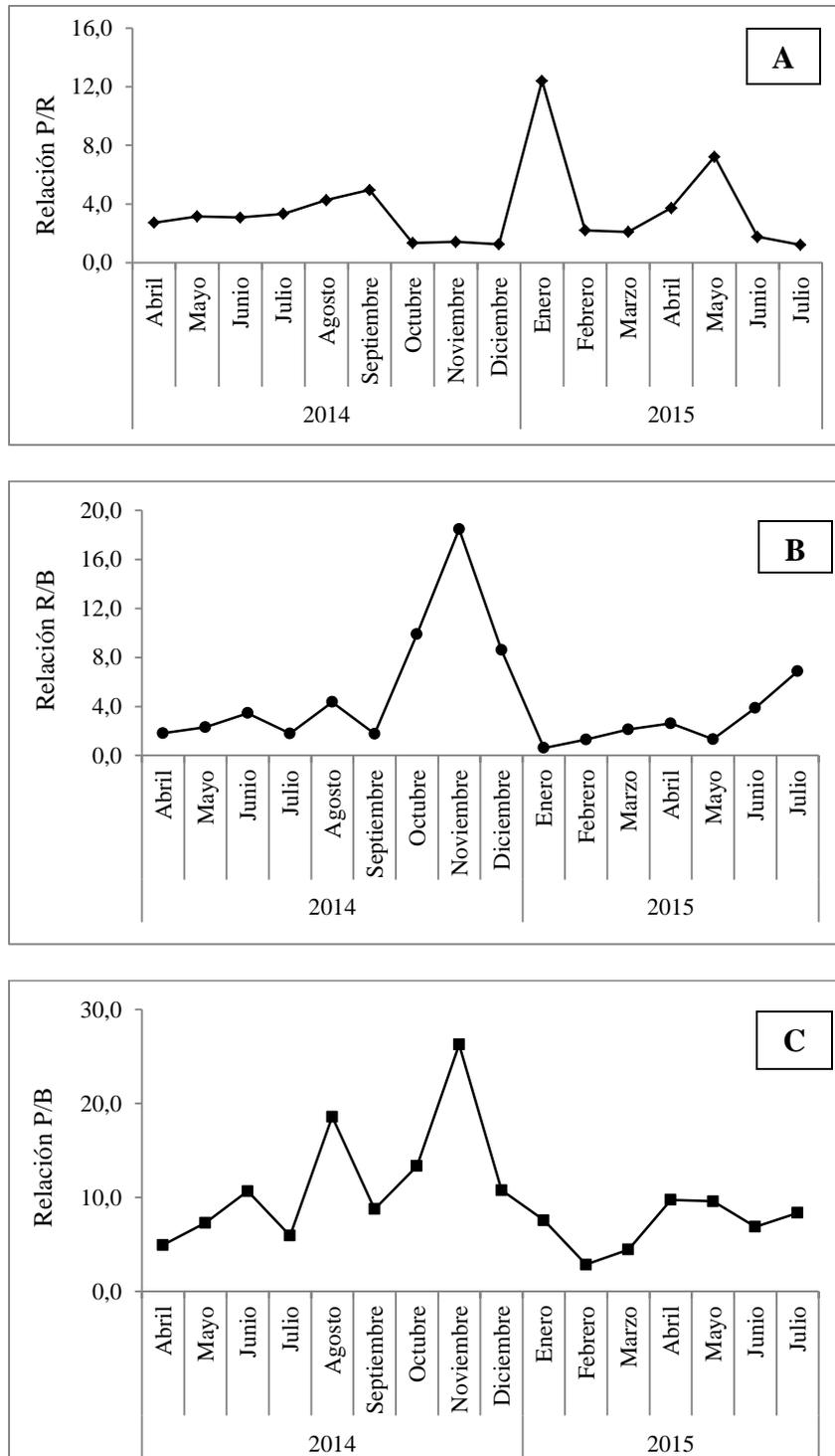


Figura 6.3. Variación promedio de la relación P/R (A), R/B (B) y P/B (C), para un sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande durante el período abril de 2014 a julio de 2015, bajo condiciones de máxima insolación.

6.4.3. Correlaciones de Spearman

En términos generales, la PPN y PPB se mostraron relacionadas negativamente con el pH y la profundidad y positivamente con la concentración de clorofila *a* (Fig. 6.4). Además, la clorofila *a* se correlacionó positivamente con la turbidez del sistema y la concentración de Si, y negativamente con la profundidad del cuerpo de agua. La PPB y la R se relacionaron positivamente con el biovolumen, y negativamente con la abundancia fitoplanctónica. La R mostró una relación negativa y significativa con la turbidez (Tabla 6.1).

El biovolumen fitoplanctónico se relacionó con la R, PPB, turbidez, concentración de P y N (relación positiva) y con la profundidad y concentración de Si (relación negativa). La abundancia fitoplanctónica, en términos de ind.ml^{-1} , mostró correlación positiva con el pH, la profundidad y la concentración de Si, mientras que se relacionó de manera altamente significativa y negativa con la R, la PPB, la turbidez, la concentración de P, N y el biovolumen.

El OD mostró una correlación significativa y negativa con la PPN, mientras que con los parámetros PPB y R la relación fue positiva.

La concentración de fósforo presentó una correlación altamente significativa con la conductividad eléctrica y la turbidez, mientras que con la profundidad la relación fue negativa y altamente significativa.

Tabla 6.1. Matriz de correlaciones de las diferentes fracciones de PP (PPN, PPB y R), las variables fisicoquímicas registradas, concentración de clorofila *a* (Cl *a*), nutrientes y los parámetros cuantitativos de la comunidad fitoplanctónica para un sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande durante el período abril de 2014 a julio de 2015, bajo condiciones de máxima insolación. Nótese que se presentan los valores de correlación significativos ($p < 0,05$) y altamente significativos (**negrita**, $p < 0,01$).

Variabes	PPN	R	PPB	pH	CE	Temp.	Turb.	Prof.	P	N	Sí	Cl <i>a</i>	OD	% sat. OD	Biov.	Abund.
PPN	1															
R		1														
PPB	0,54	0,68	1													
pH	-0,24		-0,5	1												
Conductividad eléctrica (CE)		-0,39		-0,33	1											
Temperatura						1										
Turbidez		-0,38		-0,24	0,84		1									
Profundidad	-0,35		-0,28	0,62	-0,65		-0,6	1								
Fósforo (P)				-0,26	0,58		0,72	-0,68	1							
Nitrógeno (N)						-0,45	0,26		0,31	1						
Sílice (Si)				0,23				0,28	-0,49	-0,55	1					
Clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i>)	0,69		0,43				0,33	-0,25			0,25	1				
OD	-0,26	0,34	0,27	-0,25		0,43				-0,38		-0,37	1			
% saturación de OD						0,84				-0,45		-0,24	0,77	1		
Biovolumen		0,4	0,31				0,23	-0,32	0,52	0,49	-0,43				1	
Abundancia		-0,33	-0,56	0,62			-0,33	0,58	-0,7	-0,28	0,57				-0,57	1

6.4.4. Relación de variación entre la PPN y la PPB respecto de la clorofila *a* y el biovolumen fitoplanctónico

En base a las correlaciones determinadas (Tabla 6.1), se observó que el patrón de variación de la PPB y la PPN para un sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande durante el período abril de 2014 a julio de 2015, bajo condiciones de máxima insolación, se asemeja más a la variación de la concentración de clorofila *a* que a la fluctuación del biovolumen fitoplanctónico (Figs. 6.4 y 6.5). Sin embargo, esta relación no es tan clara como se esperaría en base a los elevados valores de pigmento fotosintético, e incluso se observó un comportamiento inverso entre la PPN y la concentración de clorofila *a*, de noviembre de 2014 a febrero de 2015, mientras que en julio, agosto y noviembre de 2014, se evidenció una tendencia opuesta entre PPB y la clorofila *a* (Fig. 6.4).

En la figura 6.5 se muestra que la variación temporal del biovolumen fitoplanctónico respecto a la PPN y a la PPB. Se observa que la PPN siguió la misma tendencia que el biovolumen sólo en julio-agosto de 2014 y febrero-marzo de 2015, mientras que la PPB se comportó de manera similar al biovolumen del mes de diciembre de 2014 a mayo de 2015.

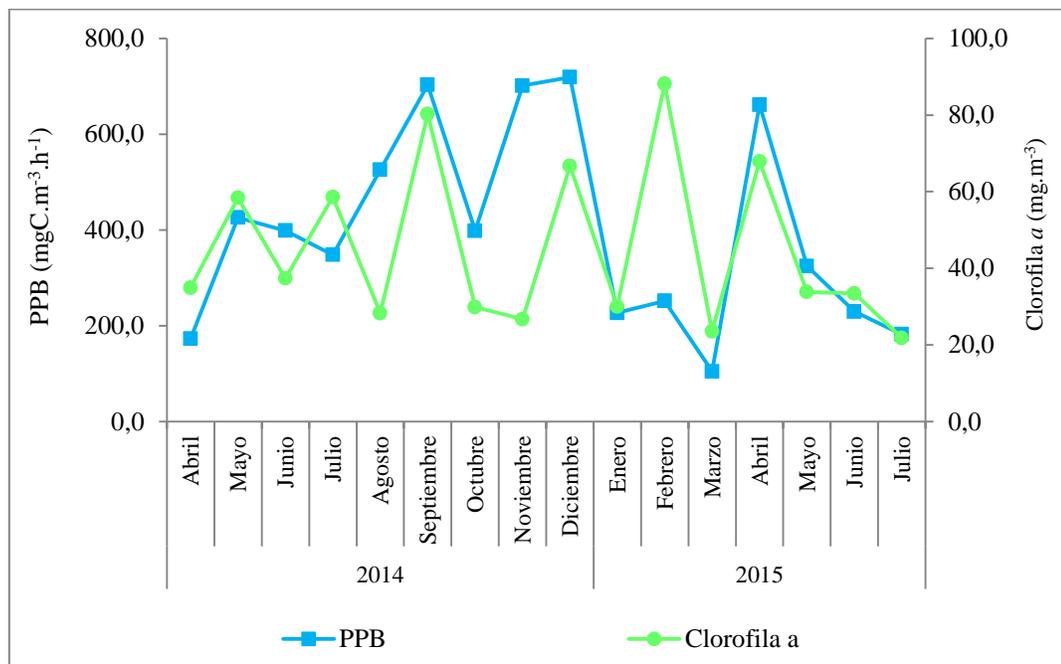
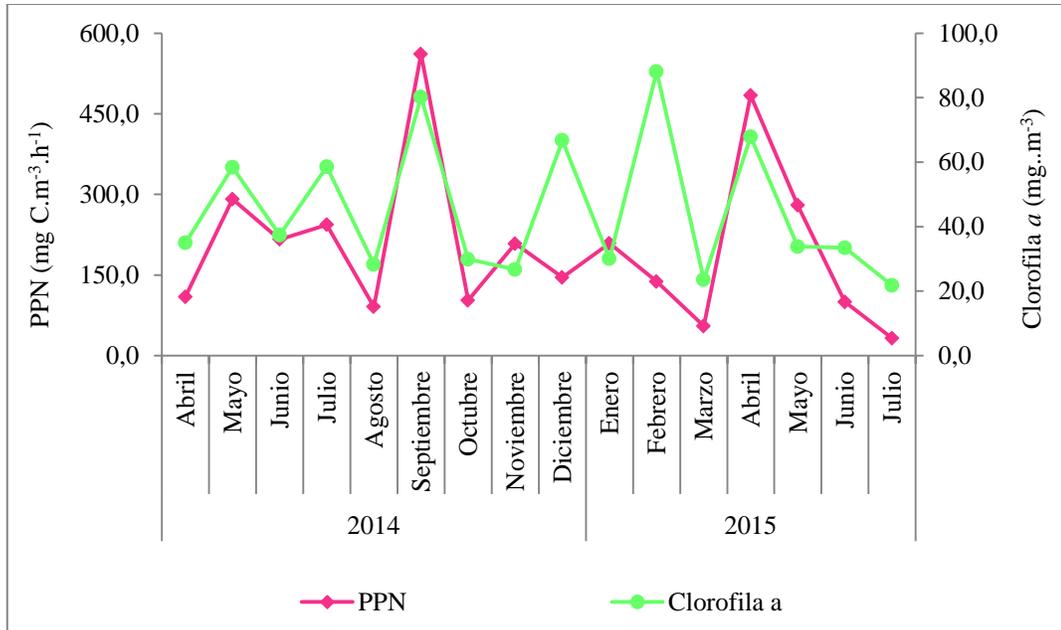


Figura 6.4. Relación de variación temporal entre la PPN y la PPB respecto de la concentración de clorofila *a* para un sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande durante el período abril de 2014 a julio de 2015, bajo condiciones de máxima insolación.

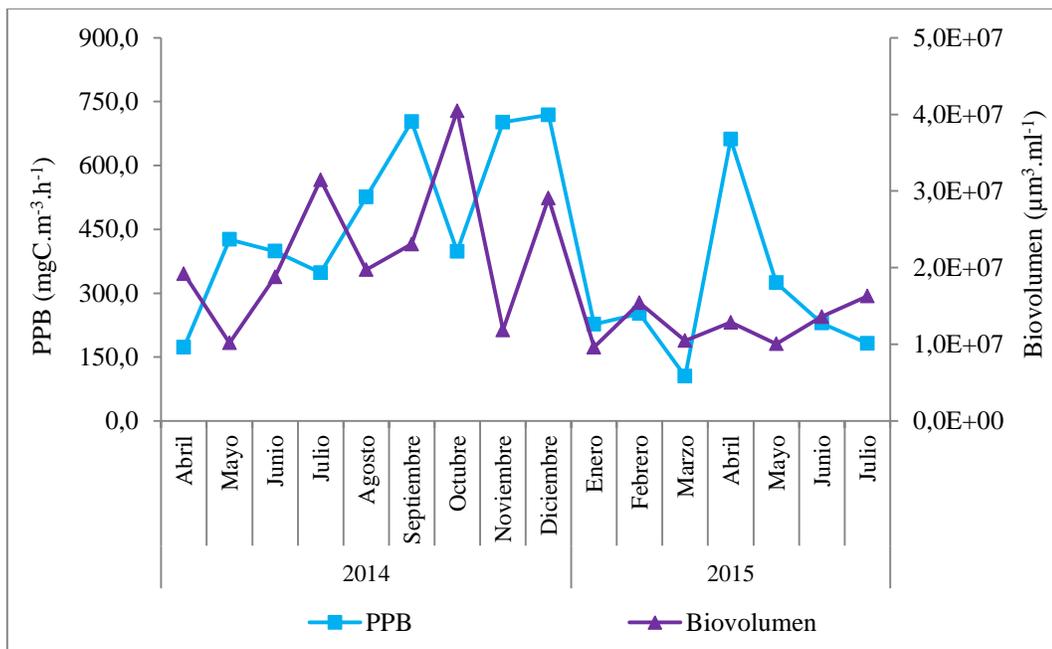
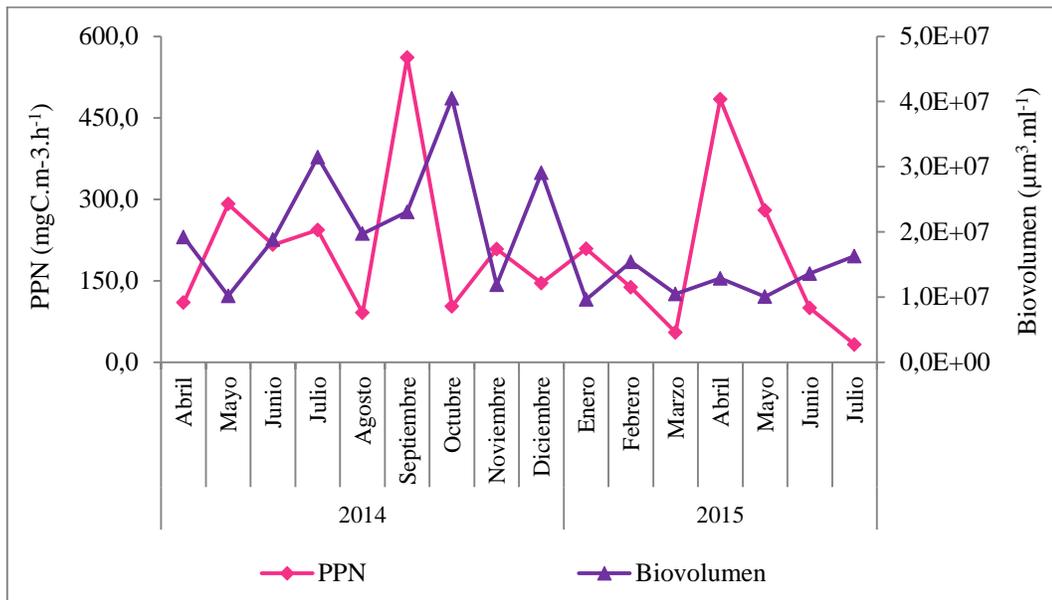


Figura 6.5. Relación de variación temporal entre la PPN y la PPB respecto del biovolumen fitoplanctónico, para un sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande durante el período abril de 2014 a julio de 2015, bajo condiciones de máxima insolación.

Capítulo 7

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

7.1. Discusión General

Esta investigación constituye el primer estudio de la estructura de la comunidad fitoplanctónica de la cuenca media del río Sauce Grande. Los resultados obtenidos son un importante aporte al conocimiento de las dinámicas fitoplanctónicas de la laguna Sauce Grande y el río homónimo y de las variables fisicoquímicas propias de estos ambientes. Los diferentes Análisis de Componentes Principales (ACP) realizados para las variables fisicoquímicas, climáticas, concentración de nutrientes y clorofila *a*, revelaron que tanto para el río Sauce Grande como para la laguna las muestras mensuales se ordenaron principalmente en función de la temperatura del agua y la profundidad, mientras que los Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) mostraron que estas variables también explican las variaciones en abundancia y biovolumen específicos.

Por otra parte, este estudio es también la primera estimación del nivel productivo fitoplanctónico superficial de un sector litoral de la laguna Sauce Grande durante las horas de máxima insolación.

La temperatura atmosférica se comportó de manera estacional, de acuerdo a lo esperado para un clima templado de transición, con veranos e inviernos bien definidos, y otoños y primaveras moderados. Asimismo, con respecto a la temperatura del agua, se registraron meses de agua cálida (enero y febrero), meses de agua fría (en junio y julio) y meses de transición

estacional (marzo-mayo y agosto-diciembre), no encontrándose diferencias entre estaciones de muestreo para esta variable.

Los registros de precipitación de los períodos estudiados para la zona de Monte Hermoso, fueron bajos respecto de los 600-700 mm que determinan el carácter subhúmedo de la zona (Campo de Ferreras *et al.*, 2004). En efecto, en el año 2012 las precipitaciones totalizaron 436 mm, 486,8 mm en 2013 y 357,6 mm en 2014. El año 2015 se presentó como el más crítico respecto de los valores de precipitación, con sólo 20,8 mm registrados en todo el año. Estos valores ponen de manifiesto las condiciones de sequía en la zona a lo largo de todo el período estudiado, en la cual se declaró la Emergencia Agropecuaria por sequía bajo decreto del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. Este escenario parece ser recurrente, dado que también durante los años 1971-2010 se registraron períodos de sequía en la laguna y cuenca del río Sauce Grande, con fases de sequía extrema durante los años 2008 y 2009 (Fornerón, 2013). Ello llevó a que en el año 2010 la sequía de la zona motivó la declaración de la Emergencia Agropecuaria por parte del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la provincia de Buenos Aires.

Al respecto, ya en 1884, Ameghino consideró que los ciclos de sequía e inundación constituyen uno de los fenómenos de mayor impacto para la región pampeana argentina, fenómeno que afecta en forma recurrente y extremadamente severa a la hidrología y por ende a la actividad agrícola. Por su parte, Fornerón (2013) determinó que las dinámicas espacial y temporal tanto del estuario del río Sauce Grande como de la laguna Sauce Grande se ven afectadas por el mismo fenómeno. Durante el período 2012-2015 en la laguna Sauce Grande se evidenciaron, fundamentalmente, cambios en su profundidad y su área. Si bien en esta investigación no se tomaron datos referidos a estas variables, en el año 2012 se observó una clara disminución de la extensión del espejo de agua de la laguna así como de su profundidad, que determinaron que se

cerrara el acceso de cualquier tipo de embarcación a la laguna. En los años 2013 y 2014 el agua se encontraba ya a más de dos metros del muelle de hormigón. Una situación similar fue reportada por Fornerón (2013) para el año 2010, cuando se presentó una reducción de un 21 % del área, de 23 a 18 km², durante un período de sequía severa. La profundidad de la laguna presentó en los años 2012 y 2013 registros inferiores a los históricos (1,80 m, Fornerón *et al.*, 2010b), con profundidades máximas de 1 m y 0,70 m, respectivamente, mientras que durante el ciclo 2014-2015 se evidenció un claro aumento, siendo el máximo registro de 2,1 m. Por su parte, el río Sauce Grande presentó una profundidad de 1,80 m.

Asimismo, en el río Sauce Grande se constató que durante los años 2008 y 2009 no existió aporte de agua del río a la laguna así como tampoco salida de agua de la laguna hacia el mar (Fornerón, 2013). Entre 1991 y 2008 la superficie del estuario se redujo un 54 % variando de 0,37 a 0,17 km².

Para todos los ciclos estudiados en esta investigación la profundidad del río y de la laguna se correlacionaron positivamente con el registro de lluvias, estableciendo la dependencia entre ambas variables, como ya lo mencionara Fornerón *et al.* (2010b). Sin embargo, la situación de profundidad más crítica de la laguna se dio en 2012 y 2013, años que no fueron los de menores registros pluviométricos. Por el contrario, Cifuentes y Bonzini (2013), comprobaron que la causa era el desvío clandestino de agua desde el río Sauce Grande hacia los campos aledaños a su cuenca, antes del ingreso a la laguna, ya sea para riego por aspersión o para diques de derivación de agua. Esto demuestra la importancia de la acción antropogénica en el fenómeno de disminución hidrológica de la laguna en esos años. Esta última situación motivó la prohibición de toda captación del recurso hídrico superficial en el río Sauce Grande y sus tributarios, en el tramo comprendido entre sus nacientes y el punto de descarga en el embalse Dique Paso de Las Piedras, así como en el tramo posterior al embalse y hasta su desembocadura en la laguna Sauce

Grande (Resolución N° 272, Autoridad del agua, Ministerio de Infraestructura de la provincia de Buenos Aires, <http://www.ada.gba.gov.ar>).

Como consecuencia del déficit hídrico se produjo un proceso de concentración de los valores de los parámetros fisicoquímicos, observándose comportamientos opuestos entre profundidad-turbidez y profundidad-conductividad eléctrica (CE), en especial en la laguna. En este sentido, la turbidez y la CE del cuerpo de agua presentaron una correlación negativa tanto con la profundidad como con el registro de lluvias, de modo que los mayores valores de turbidez y CE registrados, coincidieron con los menores valores de profundidad. Asimismo, en el río la CE y la profundidad también mostraron tendencias opuestas, con una leve tendencia a disminuir hacia julio de 2015, cuando la profundidad del curso de agua fue siempre superior a los 0,60 m y tendió a aumentar durante todo el período estudiado. Por el contrario, a diferencia de la relación profundidad-CE, la turbidez del río presentó una relación positiva y significativa con la profundidad. Esto se explicaría en el hecho de que un aumento de profundidad genera un aumento de flujo y turbulencia en el curso de agua (Margalef, 1983) generando la resuspensión de sedimento y afectando el clima lumínico del ambiente. Estas relaciones determinarían el papel del nivel hidrológico, así como el tiempo de residencia del agua, en la concentración o dilución del contenido salino y la turbidez de las aguas de los ambientes estudiados y ponen de manifiesto que otros procesos, como la evapotranspiración, prevalecen por sobre los de precipitación, como se menciona para otros lagos someros pampeanos (Rennella & Quirós, 2006).

La salinidad en la laguna Sauce Grande, mostró una tendencia creciente en los valores registrados durante los períodos 2012-2013 y 2013-2014, con máximos de $0,94 \text{ g.L}^{-1}$ y de $1,69 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente, mientras que para el ciclo 2014-2015, la tendencia en los valores registrados fue notoriamente decreciente. Los menores valores de este último período siempre correspondieron a la E2 (máximo de $0,3 \text{ g.L}^{-1}$) mientras que los mayores siempre se obtuvieron

en la E1. Por su parte, la salinidad del río osciló entre 0,01 y 0,08 g.L⁻¹. De acuerdo a la clasificación de Ringuelet (1972) los valores de salinidad mostraron la condición hipohalina tanto en el río como en la laguna durante el ciclo 2014-2015, mientras que, durante los ciclos 2012-2013 y 2013-2014 la laguna se presentó oligohalina.

En lo respecta a la turbidez y transparencia del agua, el río registró valores de turbidez entre 15 y 219 UNT y presentó características de agua clara. Por su parte, la laguna se presentó turbia en todo el período analizado. Particularmente en ciclos 2012-2013 y 2013-2014 la turbidez registró valores medios de 966 y 934 UNT, respectivamente. Durante el período 2014-2015, los valores de turbidez del cuerpo de agua fueron claramente menores, siendo los promedios de 481 UNT en la E1, 156 en la E2 y 440 en la E3. Los mayores registros correspondieron a las E1 y E3, mientras los menores valores siempre fueron los de la E2.

Si bien esta investigación no evidenció ningún patrón de variación particular en la velocidad del viento, se sabe que la turbulencia impulsada por el mismo se considera un factor clave en el funcionamiento de muchos lagos poco profundos, especialmente en aquellos carentes de vegetación acuática sumergida (James *et al.*, 2004) y en particular para los lagos pampeanos (Quirós *et al.*, 2005). Lagomarsino *et al.* (2015) señalan que una pequeña turbulencia puede ser suficiente para retrasar la sedimentación de fitoplancton y otras partículas y así disminuir la cantidad de luz bajo el agua limitando la capa fótica a niveles superficiales y por ende afectando la producción primaria global del cuerpo de agua. Al respecto, Cony *et al.* (2016) consideraron que la turbidez de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 estaría afectada por la resuspensión de componentes inorgánicos del sedimento por acción del viento, tal como ocurre en lagos europeos (de Vicente *et al.*, 2006; Borell-Lövstedt & Bengtsson, 2008), aunque tampoco descartaron la presencia de ácidos húmicos. En el ciclo 2012-2013, la turbidez en la laguna Sauce Grande presentó naturaleza orgánica (Cony *et al.*, 2014).

De acuerdo con la hipótesis de los estados alternativos, los ambientes acuáticos presentan dos estados o regímenes alternativos: a) estados claros, dominados por plantas acuáticas y b) estados turbios, causados por la resuspensión del sedimento y/o aumento de la biomasa algal (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer *et al.*, 2003; Mazzeo *et al.*, 2010). Por su parte, Mazzeo *et al.* (2010) consideran que el proceso generador de los estados turbios es la eutrofización, ocasionada por el aporte excesivo de nutrientes en la cuenca de drenaje, ya sea por efluentes domésticos sin tratamiento terciario, uso de fertilizantes, ganadería o la combinación de ellos. Para las lagunas pampeanas, Quirós *et al.* (2002) manifiestan que existe un continuo entre estos estados, con etapas alternantes de agua claras y turbias. En este sentido, los resultados de esta investigación, permiten afirmar que la laguna Sauce Grande se encuentra atravesando un estado turbio, similar al de otoño de 2010 (Cony, 2010).

Se define oligotrofia como un estado que se caracteriza por la baja biomasa fitoplanctónica, la alta transparencia del agua y una limitada concentración de nutrientes; mientras que eutrofia implica generalmente una elevada carga de nutrientes y biomasa algal, así como una reducida transparencia del agua. Los estados intermedios entre ambas situaciones se definen como mesotrofia (Mazzeo *et al.*, 2010). Además, muchos autores (Alvarado *et al.*, 1984; Ortega, 1985; Ceballos- Corona *et al.*, 1994; Chacón *et al.*, 2000) definen la hipereutrofización como el último estado de declinación e inestabilidad en los ecosistemas acuáticos, en el cual las fluctuaciones de la calidad del agua son extremas lo que, paradójicamente, produce una elevada productividad biológica, disminución de la diversidad y procesos de proliferaciones algales. El Índice de Estado Trófico de Carlson, basado en la concentración de clorofila *a* en superficie (TSI (Cl *a*)) y en la concentración de fósforo total (TSI (PT)), permitió establecer niveles altos de eutrofia en la laguna Sauce Grande. En el ciclo 2012-2013 el TSI (Cl *a*) arrojó un valor promedio de 86, mientras que el TSI (PT), varió entre 71 y 82; valores que indicaron la condición eutrófica de la

laguna aunque en algunos meses se detectó hipertrofia de las aguas. En el ciclo 2013-2014, el valor promedio del TSI (Cl *a*) fue de 67 y el TSI (PT) promedió en 75 y en función de estos valores se definió a la laguna como eutrófica. Por último, en el ciclo 2014-2015 en la E1 el TSI (Cl *a*) promedió en 76; mientras que el TSI (PT) medio fue de 65; en la E2 el valor medio de TSI (Cl *a*) fue de 64 mientras que el valor promedio de TSI (PT) fue 62; y en la E3 el TSI (Cl *a*) promedió en 65 y el TSI (PT) presentó un valor medio de 61. De acuerdo a estos valores, la laguna Sauce Grande, durante el ciclo 2014-2015, se comportó como eutrófica con tendencia a la mesotrofia. Esta última caracterización se encuentra ligada a la profundidad en aumento de la laguna sugiriendo la influencia de sus condiciones hídricas en el establecimiento del nivel trófico de sus aguas, como se menciona para los demás ambientes someros pampeanos (Sosnovsky y Quirós, 2006). Sin embargo, en términos generales, y como ocurre para la mayoría de las lagunas pampeanas (Quirós *et al.*, 2002b) el nivel trófico de la laguna varió entre eutrófico y altamente hipertrófico, e incluso coincidió con lo determinado por Cony (2010) para el otoño 2010. Por su parte en el río, la determinación del estado trófico se basó en las mismas variables (concentración de clorofila *a* y fósforo) y se siguieron los trabajos de Van Niewenhuyse & Jones (1996) y Dodds *et al.* (1998), resultando en valores de 48 y 45 para el TSI (Cl *a*) y TSI (PT), respectivamente, lo que reveló un nivel trófico en el límite de oligo-mesotrófico para el curso de agua. Estos resultados, muestran niveles de eutrofia bajos en comparación con ríos y arroyos bonaerenses de la Bahía Samborombón (Schenone *et al.*, 2008) en los que la mayor actividad agrícola-ganadera de las tierras aledañas aportan nutrientes al curso de agua y elevan sus niveles tróficos.

Además, Sosnovsky y Quirós (2006) explican que el estado trófico de las lagunas pampeanas es influenciado tanto por las condiciones hidrometeorológicas y la fertilidad de los suelos como por las actividades humanas (como ser las agrícola-ganaderas), como fue discutido anteriormente. Las concentraciones de nutrientes medidas no mostraron diferencias entre meses

para ninguno de los años estudiados, pero sí se establecieron diferencias temporales entre el año 2013 y 2015 para el fósforo y el sílice. En la laguna la concentración de nitrógeno tomó un valor promedio de 18508 mg.m^{-3} (18,5 mg.L), mientras que en el río se registró un valor medio de 16260 mg.m^{-3} (16,26 mg.L). Ambas concentraciones son altas ya que para ríos y arroyos de la bahía de Samborombón (Schenone *et al.*, 2008) se mencionan concentraciones promedio de nitrógeno por debajo de 9 mg.L, mientras que Quirós *et al.* (2002a, b) indican una media de 10617 mg.m^{-3} (10,6 mg.L) para la mayoría de las lagunas pampeanas caracterizadas como “turbias”. Incluso son altas respecto a los valores señalados para la propia laguna en el otoño de 2010 (Cony, 2010) y con relación a los medidos en otras lagunas pampeanas, como ser La limpia (Izaguirre *et al.*, 2015), Laguna Chascomús (Iachetti & Llames, 2015) y Laguna Otamendi (de Tezanos Pinto *et al.*, 2015).

Por su parte, el fósforo en la laguna Sauce Grande promedió un valor de 97 mg.m^{-3} (rango: 11-259 mg.m^{-3}), mientras que en el río el valor medio fue de 24 mg.m^{-3} (rango: 2-51 mg.m^{-3}). Estas concentraciones fueron inferiores a las mencionadas por Cony (2010) para esta laguna, por Quirós *et al.* (2002a) para lagunas someras pampeanas turbias y por Schenone *et al.* (2008) para ríos bonaerenses. Esta situación podría dar indicios sobre el funcionamiento de los sedimentos, la oxigenación de la columna de agua y la solubilidad del fósforo en laguna y río. Al respecto, Mazzeo *et al.* (2010) mencionan que el fósforo entra en solución cuando se establecen condiciones reductoras (ausencia de oxígeno), mientras que cuando las condiciones de oxigenación del suelo y en especial en la interfase agua-sedimento son buenas, puede complejarse con elementos del sedimento quedando no disponible para los productores primarios. Esta última situación podría ser posible, dados los bajos valores de fósforo registrados, en particular el año 2015 ($11-72 \text{ mg.m}^{-3}$ en la laguna y $2-51 \text{ mg.m}^{-3}$ en el río), ya que los registros de OD superaron los 7 mg.L^{-1} y permitieron definir a los ambientes estudiados como ricos en

oxígeno, evidenciando que la columna de agua presentó buenas condiciones de oxigenación, lo que estimularía la captación de fósforo por los sedimentos. Además, sedimentos altamente ricos en fósforo es una situación característica de las lagunas pampeanas turbias, de aguas eutrofizadas y dominadas por el fitoplancton (Quirós *et al.*, 2005), tal como la laguna Sauce Grande.

Podría pensarse que el nivel de nutrientes, en especial el nitrógeno proviene de los campos aledaños a la cuenca, tanto del río como de la laguna, en vista de su uso predominantemente agrícola-ganadero (Fornerón, 2013), en los que los suelos admiten una rotación con una fase agrícola relativamente corta, luego de un período prolongado con pasturas perennes. Al respecto, Quirós *et al.* (2005) mencionan que las entradas de fósforo y nitrógeno al humedal provienen de fuentes tanto difusas, referidas a la agricultura, como puntuales, ligadas a las urbanizaciones y cría de animales y que sus efectos se estarían reflejando en los niveles de fósforo y nitrógeno de la mayoría de las lagunas del humedal pampeano.

En lo que respecta al análisis del fitoplancton del río y la laguna, se detectaron representantes de las divisiones Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta, Dinophyta y Chrysophyta. Las divisiones más representadas fueron las mencionadas en primer y segundo término. Durante el ciclo 2014-2015, la división Chlorophyta fue la mejor representada para las tres estaciones muestreadas de la laguna (E1, E2 y E3) con un aumento de la representación de las algas verdes para la E1, respecto de los períodos anteriores. En el río, Bacillariophyta fue la división con mayor diversidad (27 taxones). La composición fitoplanctónica de ambos ambientes mostró una similitud de no menos del 70%.

Se determinó la presencia de especies indicadoras de eutroficación, como *Pediastrum boryanum* y *Schroederia setigera* (Temponeras *et al.*, 2000) y de especies citadas para otros ambientes salobres como *Chaetoceros muelleri* y *Cyclotella meneghiniana* (Santoyo y Signoret, 1978; Izaguirre y Vinocur, 1994; Salusso *et al.*, 1997). Además, especies de los géneros

Monoraphidium y *Microcystis*, consideradas indicadoras de capas de agua mezcladas y poco profundas, de *Pediastrum* y *Scenedesmus*, indicadores de condiciones de elevadas concentraciones de nutrientes en bajas profundidades de la columna de agua (Reynolds *et al.*, 2002).

La ausencia en el río de *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minutum*, *Juranyiella javorkae*, *Kirchneriella* cf. *microscopica*; *Oocystis* sp., *Pediastrum boryanumm*, *Quadricoccus ellipticus* y *Scenedesmus nannus* (Chlorophyta), de las cianobacterias *Aphanocapsa elachista* y *A. holsatica* y de *Chaetoceros muelleri*, *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*, *Staurosira construens* y *Surirella striatula*, entre las diatomeas todas presentes en la laguna, fue sin duda el factor que más ha aportado a la diferenciación de las composiciones fitoplanctónicas de las aguas de ambos ambientes.

El análisis cualitativo de la comunidad fitoplanctónica del curso de agua es el primer aporte a su estudio y análisis, más allá de la composición diatomológica de la cuenca alta del río, que ya había sido abordada por Vouilloud *et al.*, 2005. Por su parte, la composición fitoplanctónica de la laguna mostró cambios respecto de los determinada durante el otoño de 2010, cuando la división Chlorophyta fue la de mayor diversidad (Cony, 2010).

En términos de abundancia, durante el ciclo 2012-2013 en la E1 de la laguna se registró un valor promedio de $3,2 \times 10^6$ ind.ml⁻¹ y en el ciclo 2013-2014, para la misma estación de muestreo, se registró una densidad media de $2,1 \times 10^5$ ind.ml⁻¹. Para el ciclo 2014-2015, se detectaron diferencias espaciales en la abundancia fitoplanctónica, siendo la E2 la estación con la menor abundancia algal a diferencia de la E1 y E3 en las que la abundancia fitoplanctónica promedió en $1,7 \times 10^5$ ind.ml⁻¹ y $1,3 \times 10^5$ ind.ml⁻¹, respectivamente.

En la estación E2, la densidad promedio fue de 188 ind.ml⁻¹. Este último valor, se debe probablemente a la profundidad en aumento de la laguna y a la influencia del aporte de agua

dulce por parte del río, el cual determina también la dilución del componente fitoplanctónico de la E2. En particular, y en concordancia con lo mencionado, O'Farrell *et al.*, (2015) destacan el papel de los cambios de nivel del agua de los humedales pampeanos como causales de los cambios en la abundancia de fitoplancton. Sin embargo, en términos generales, para los diferentes ciclos estudiados, la densidad fitoplanctónica total registró, en la laguna Sauce Grande, valores del orden de 10^4 a 10^6 ind.ml⁻¹, siendo registros similares a los de otros ambientes someros pampeanos caracterizados como turbios, eutróficos a hipereutróficos (Izaguirre *et al.*, 2015; Iachetti & Llames, 2015), tal como la laguna estudiada.

Cyanobacteria fue el grupo dominante de los recuentos en todos los ciclos analizados, con representaciones promedio superiores al 60%. Sus características fisiológicas (fijación de nitrógeno en heterocistos, regulación de la flotabilidad por medio de aerotopos, altas tasas de crecimiento, eficiencia en la captación de luz, entre otras) permiten explicar la capacidad de este grupo de algas de dominar e incluso generar proliferaciones masivas en ambientes turbios, eutróficos y con condiciones hidrológicas fluctuantes (Dokulil & Teubner, 2000; Litchman *et al.*, 2010; Carey *et al.*, 2012) como lo es la laguna Sauce Grande. Por otro lado, con respecto a las características ambientales, muchos autores (Havens *et al.*, 1998; Huisman & Hulot 2005; Havens, 2008) mencionan que, (1) altas concentraciones de nutrientes, (2) altas temperaturas del agua, (3) altos valores de pH y (4) estabilidad de la columna de agua - todos los cuales han sido mencionados y registrados para el sistema lagunar estudiado - son factores involucrados en el desarrollo de los florecimientos de cianobacterias. En particular se registró una dominancia absoluta de Chroococcales, siendo la especie dominante y *Chroococcus minimus*, *Aphanocapsa elachista*, *A. nubilum* y *Merismopedia tenuissima*, las subdominantes. De acuerdo a los ACC, estas especies se relacionaron con altas concentraciones de nitrógeno, fósforo, altos valores de turbidez y registro de lluvias. La especie dominante *Synechocystis salina* se mostró siempre en la

parte central de los ejes. Al respecto, Reynolds (1994) señaló que grandes cantidades de material en suspensión tienen un profundo efecto en la atenuación de la luz bajo el agua, con posterior selección de especies "light-antena" que tienen una relación superficie/volumen grande (SA/V). Las pequeñas Chroococcales están claramente bien adaptadas a estas condiciones debido a su alta relación SA/V (Izaguirre *et al.*, 2015), tal como es el caso de las especies mencionadas.

En el río Sauce Grande (E4) la abundancia fitoplanctónica promedio fue de 15 ind.ml⁻¹, siendo Cyanobacteria y Bacillariophyta los grupos más abundantes con *Synechocystis salina* y *Cocconeis placentula* var. *euglypta* como las especies más abundantes, respectivamente. En este caso, también el ACC relaciona a las especies mencionadas con altos registros de lluvias y alta concentración de nutrientes. Estos resultados son los únicos mencionados hasta el momento, en lo que se refiere al análisis cuantitativo de la comunidad fitoplanctónica del curso de agua y su relación con las variables fisicoquímicas y ambientales.

En lo que respecta al biovolumen fitoplanctónico de la laguna Sauce Grande, los registros fueron del orden de 10⁷ y 10⁸ μm³.ml⁻¹ y son similares a los reportados para otros ambientes someros pampeanos y turbios (Iachetti & Llamas, 2015). Bacillariophyta fue el grupo dominante en la mayor parte del período estudiado, siendo *Amphiprora* sp., *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula* aff. *peregrina*, *Pinnularia* sp., *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata*, *Pseudostaurosira* sp.2 y *Stephanodiscus* sp., las diatomeas con mayor contribución. Algunas de estas especies ya habían sido mencionadas como dominantes de esta variable para otros ambientes lacustres de las Pampas (Izaguirre *et al.*, 2015). Sin embargo, en el ciclo 2014-2015 se observó el aporte de Chlorophyta (*Monoraphidium minutum* y *Kirchneriella microscópica*) e incluso la dominancia de este grupo, en particular en los sitios E2 y E3. En el río (E4), los registros de biovolumen fueron del orden de 10³ y 10⁴ μm³.ml⁻¹ dominados de manera

muy notoria por Bacillariophyta, siendo *Amphiprora sp.*, *Cocconeis placentula var. euglypta*, *Navicula aff. peregrina*, *Gyrosigma sp.* y *Pseudostaurosira sp. 2* las diatomeas que más aportaron a esta variable. De acuerdo a los ACC, todas las especies mencionadas se relacionaron, tanto en el río como en la laguna, con altos valores de salinidad, CE, turbidez y concentración de nutrientes.

Los resultados presentados en esta investigación son la primera estimación del nivel productivo fitoplanctónico para un sitio litoral y superficial (E1) de la laguna Sauce Grande en horas de máxima insolación. Los valores promedio de Productividad Primaria Neta (PPN, 204,2 mgC.m⁻³.h⁻¹), Productividad Primaria Bruta (PPB, 398,4 mgC.m⁻³.h⁻¹) y de Respiración (R, 171,4 mgC.m⁻³.h⁻¹) indican un nivel productivo alto de este sector de la laguna, en las condiciones mencionadas, respecto de los valores señalados por otros autores para humedales de otras latitudes (Ramírez y Alcaráz, 2002; Montoya y Aguirre, 2010).

Las diferentes fracciones de productividad primaria (PPN, PPB y R) se mostraron relacionadas negativamente con la turbidez, la conductividad eléctrica (CE), el pH y la profundidad. Esto indicaría la importancia del nivel hidrológico y de la atenuación de la luz en el nivel productivo del sector litoral (E1) de la laguna, ya que su condición somera hace que la concentración salina, el contenido de nutrientes, la capa fótica y la biomasa algal se concentren o diluyan en función de la variabilidad hidrológica de la misma. Este fenómeno, ha sido mencionado por Quirós y Sosnovsky (2006) como una característica general de las lagunas pampeanas. Al respecto, Gutiérrez-Mendieta *et al.* (2006) mencionan que la limitación de la penetración de la luz por la turbidez en ambientes ricos en nutrientes, que es el caso la laguna Sauce Grande, es uno de los factores que más se cita como un mecanismo regulador de la producción fitoplanctónica (Cloern, 1996; Santamaría del Ángel *et al.*, 1996; Gameiro *et al.*, 2004).

El patrón de variación de la PPB y la PPN se asemejó más a la variación de la concentración de clorofila *a* que a la fluctuación del biovolumen fitoplanctónico, lo que indicaría que la concentración del pigmento es un buen estimador de la biomasa fitoplanctónica para el sector litoral y superficial (E1) de la laguna bajo condiciones de máxima insolación. Asimismo, se evidenció una relación positiva entre la PPN y PPB con la concentración de clorofila *a*, mientras que por su parte la PPB y la R se relacionaron positivamente con el biovolumen y negativamente con la abundancia fitoplanctónica. Esto indicaría que la PPN estaría siendo determinada por grupos fitoplanctónicos con mayor contenido relativo de clorofila (Cyanobacteria), mientras que los grupos con mayor aporte al biovolumen, pero menor a la abundancia fitoplanctónica (Bacillariophyta y Chlorophyta) aportan mucho al componente R de la PPF. En este sentido, Margalef (1983) menciona que en lagos de agua dulce, es el fitoplancton de individuos de pequeño tamaño, como Cyanobacteria, el que contribuye de manera preponderante a la concentración de clorofila y por ende a la producción, mientras que los organismos de células mayores como las diatomeas presentan una tasa de respiración alta, lo que daría explicación a las relaciones mencionadas.

La relación P/R fue mayor a la unidad en todo el período estudiado, lo que implicaría que la producción de carbono fue superior al gasto respiratorio, en un sector litoral y superficial de la laguna Sauce Grande (E1) durante el período 2014-2015 y en condiciones de máxima insolación; el valor promedio de la relación R/B (4,4) indicaría que la tasa de renovación del sistema es baja y el valor promedio de la relación P/B (9,7) sugiere una elevada eficiencia fotosintética bajo las condiciones mencionadas. De acuerdo con Ramírez y Alcaráz (2002), los valores más altos que la unidad para las relaciones P/R y R/B indican la existencia de un desbalance entre la fotosíntesis y la respiración del sistema, siendo un desbalance positivo hacia una producción neta superior al gasto, que queda disponible para los diferentes niveles tróficos de la trama. La eficiencia o

productividad (P/B) indicaría una alta eficacia del fitoplancton, de acuerdo a los valores considerados por Margalef (1983). Es por ello, que los resultados de esta investigación sugieren que para el sitio E1 de la laguna Sauce Grande, bajo condiciones de máxima insolación, el metabolismo sería de tipo autotrófico, en el que la energía disponible para los demás grupos tróficos es producida dentro del sistema. En este sitio del cuerpo de agua, la producción sobrante se convertiría en biomasa y se acumularía en forma de una alta abundancia fitoplanctónica, en especial de pequeñas cianobacterias con mayor contenido relativo de clorofila y una tasa de renovación elevada, que aportan significativamente a la productividad. Sin embargo, se debe tener en cuenta que las mismas cianobacterias responsables en gran medida de la elevada productividad primaria, serían responsables también, como ya se señalara, de la turbidez de las aguas y de la dispersión de la luz, por lo que podrían convertirse en un factor limitante para la producción de carbono orgánico en caso de que su abundancia continuara aumentando.

Por otra parte, el OD mostró una correlación significativa y negativa con la PPN, mientras que con las fracciones PPB y R la relación fue positiva. En este sentido, se debe tener presente que la alta tasa fotosintética puede elevar la fotorrespiración y disminuir la producción, ya que provoca un déficit de CO₂ libre, efecto más comúnmente observado para lagos eutróficos (Esteves, 1998), caracterización dada a la laguna Sauce Grande. Además, en los lagos muy someros de aguas eutrofizadas existe una respiración microbiana, representada principalmente por bacterias pequeñas (< 1 µm). Estas circunstancias podrían explicar las relaciones inversas señaladas y deberían tomarse en cuenta en próximos estudios.

En relación a todo lo mencionado, se concluye que la productividad fitoplanctónica del sitio litoral E1 de la laguna Sauce Grande, bajo condiciones de máxima insolación, estaría determinada por la disponibilidad de luz, la cual es aprovechada con elevada eficacia por las pequeñas cianobacterias dominantes del sistema.

Los resultados obtenidos y plasmados en esta tesis, muestran la dependencia de las características bióticas y fisicoquímicas de los ambientes acuáticos respecto de las condiciones climáticas y el manejo humano de los recursos hídricos. En este sentido, creemos que la extracción de agua del río antes de su ingreso a la laguna, sumada a las condiciones de sequía registradas durante este estudio, aumentaron las condiciones de turbiedad y estado trófico del cuerpo de agua, favoreciendo las condiciones de desarrollo masivo algal. Esto produjo niveles elevados de producción de carbono y de turbidez orgánica simultáneamente, lo que limitó el uso recreativo del recurso. Sin embargo, cuando las condiciones hidrometeorológicas mostraron una recuperación y el aporte de agua dulce por parte del río a la laguna fue mayor, se evidenció también una mejoría de los niveles tróficos del cuerpo de agua. Esto último, permite inferir la influencia del curso de agua en las características abióticas y bióticas de la laguna Sauce Grande, evidenciada en las similitudes entre la estación E2 de la laguna y la E4 del río, que establecen también, una cierta diferenciación interna del cuerpo de agua, entre el sitio litoral (E1) y el sitio profundo (E3), respecto de los mencionados.

7.2. Conclusiones

Con relación a las variables climáticas se concluye que:

- Los registros de precipitación inferiores a los valores históricos anuales de 600-700 mm, considerados para determinar el carácter subhúmedo del clima regional, ponen de manifiesto las condiciones de la sequía en la región para los períodos estudiados
- El año 2015 fue el más crítico respecto de las precipitaciones, con valores muy inferiores a los registrados en los años anteriores.
- La temperatura atmosférica se comportó de manera estacional, con veranos e inviernos bien definidos, para todo el período estudiado.
- La velocidad del viento no mostró ningún patrón de variación particular, siendo el año 2015 el de menor media mensual registrada.

Con relación a las variables fisicoquímicas, contenido de nutrientes, concentración de clorofila *a* y estado trófico se concluye que:

- No se hallaron diferencias significativas entre meses en ninguno de los ciclos para las variables fisicoquímicas estudiadas (conductividad eléctrica, pH, profundidad, salinidad, temperatura del agua y turbidez); asimismo, tampoco se establecieron diferencias temporales entre ciclos, al comparar la E1.
- En el ciclo 2014-2015, se establecieron diferencias espaciales entre estaciones de muestreo para el pH, la turbidez, la conductividad y la profundidad. En términos generales, se diferencian la E1 y E3 de la E4. Sólo la temperatura no mostró diferencias entre sitios.

- Los valores de pH registrados, tanto en la laguna como en el río Sauce Grande, definen a ambos ambientes como alcalinos.

- La profundidad de la laguna Sauce Grande aumentó durante 2014-2015 en relación a los ciclos anteriores, y la misma tendencia se presentó en el río Sauce Grande.

- Durante los ciclos 2012-2013 y 2013-2014 la laguna se presentó oligohalina, mientras que tanto el río como la laguna se clasificaron como hipohalinos para el ciclo 2014-2015.

- La laguna Sauce Grande siempre se presentó turbia, con valores de turbidez mucho mayores que en el curso de agua homónimo, el cual presentó características de agua clara.

- Las concentraciones de oxígeno disuelto registradas en el río (E4) y en la laguna (E1) no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre meses de muestreo, mientras que sí se hallaron diferencias significativas en los valores registrados entre ambas estaciones; ambos ambientes estudiados se definen como ricos en oxígeno.

- No se hallaron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de nutrientes entre meses de muestreo, para ninguno de los años estudiados, aunque sí se observaron diferencias temporales entre el año 2013 y 2015 para el fósforo y el sílice. Por otro lado, no se hallaron diferencias espaciales, entre estaciones de muestreo, en el ciclo 2014-2015, para ninguno de los nutrientes.

- El TSI de Carlson (TSI Cl *a* y TSI PT) determinó niveles altos de eutrofia en la laguna Sauce Grande, llegando a niveles de hipertrofia durante 2012-2013, aunque durante el ciclo 2014-2015, se evidenciaron valores de mesotrofia. Por su parte, el río Sauce Grande presentó niveles en el límite oligotrófico-mesotrófico.

Con relación a la comunidad fitoplanctónica se concluye que:

- La composición fitoplanctónica de los ambientes estudiados mostró una similitud mayor del 70%. En ambos ambientes se detectaron representantes de las divisiones Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta, Dinophyta y Chrysophyta. Las divisiones más representadas fueron las mencionadas en primer y segundo término.

- La abundancia fitoplanctónica registró valores muy elevados, siendo Cyanobacteria el grupo dominante en la E1, para los ciclos estudiados, con representaciones promedio superiores al 60% de la abundancia total.

- Se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre meses de muestreo para la abundancia fitoplanctónica en los tres ciclos estudiados, aunque para el ciclo 2014-2015, sólo se hallaron diferencias mensuales estadísticamente significativas para la E1.

- Por otro lado, se detectaron diferencias espaciales en la abundancia fitoplanctónica, es decir, entre estaciones de muestreo, siendo la E2 y E4 diferentes de la E1 y E3.

- La abundancia de Cyanobacteria presentó una tendencia decreciente en E2 y E3 en el ciclo 2014-2015, mientras que Chlorophyta presentó una tendencia creciente en los valores de densidad.

- En el río Sauce Grande (E4) la abundancia fitoplactónica estuvo dominada por Cyanobacteria, seguida por Bacillariophyta.

- La diversidad específica y la dominancia no mostraron diferencias entre los diferentes ciclos anuales estudiados, aunque sí mostraron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo en el ciclo 2014-2015, diferenciándose la E2 de la laguna de la E4 del río Sauce Grande.

- La equitatividad no evidenció diferencias temporales ni espaciales, y la riqueza específica presentó diferencias estadísticamente significativas tanto entre ciclos, como entre estaciones de muestreo, diferenciándose las estaciones de la laguna (E1, E2 y E3) de la E4 del río.

- El biovolumen fitoplanctónico en la laguna Sauce Grande (E1), estuvo dominado por Bacillariophyta en los tres ciclos estudiados. Sin embargo, en el ciclo 2014-2015, se observó el aporte de Chlorophyta, e incluso la dominancia de este grupo, en particular en la E2 y E3.

- En el río, el biovolumen fitoplanctónico estuvo siempre, y de manera muy notoria, dominado por Bacillariophyta.

Con relación al análisis multivariado se concluye que:

- Para todos los ciclos, la profundidad del río y la laguna se correlacionaron positivamente con el registro de lluvias, estableciendo la dependencia entre ambas variables.

- La turbidez presentó una correlación negativa tanto con la profundidad como con el registro de lluvias, mientras que con la conductividad eléctrica, la concentración de clorofila *a* y la concentración de nutrientes, presentó correlaciones positivas. Estas relaciones determinarían el papel del nivel hidrológico en la concentración o dilución del contenido salino y de nutrientes de las aguas de los ambientes estudiados.

- Los diferentes ACP realizados para las variables físicas, químicas y climáticas en los tres períodos muestreados, revelaron que tanto para el río como para la laguna Sauce Grande, las muestras mensuales se ordenaron principalmente en función de la temperatura y la profundidad.

- Los ACC mostraron que las diferentes variables físicas, químicas y climáticas seleccionadas (CE, concentración de clorofila *a*, de fósforo, nitrógeno, sílice, precipitaciones mensuales, OD, profundidad de los sitios de muestreo, temperatura del agua y el aire, turbidez,

viento) explicaron las variaciones en la abundancia y biovolumen de las diferentes especies constantes determinadas para cada ciclo estudiado.

Con relación a la productividad primaria fitoplanctónica del sitio superficial y litoral (E1) en condiciones de máxima insolación, se concluye que:

- Los valores promedio de PPN y R indican un nivel productivo alto en el sitio litoral E1 de la laguna Sauce Grande.

- No se hallaron diferencias significativas en los valores mensuales de la PPN ni en la PPB, aunque sí se hallaron diferencias en la fracción de R.

- La relación P/R fue mayor a la unidad en todo el período, lo que implicaría que la producción de carbono fue superior al gasto respiratorio.

- El valor promedio de la relación R/B indicaría que la tasa de renovación del sitio E1 es baja.

- El valor promedio de la relación P/B sugiere una elevada eficiencia fotosintética para el sector litoral E1 de la laguna Sauce Grande, bajo condiciones de máxima irradiancia solar.

- Los diferentes parámetros de PPF se mostraron relacionados negativamente con la turbidez, conductividad eléctrica, pH y la profundidad, lo que indicaría la importancia del nivel hidrológico y la atenuación de la luz en el establecimiento del nivel productivo del sector E1 de la laguna Sauce Grande.

- Se evidenció una relación positiva entre la PPN y PPB con la concentración de clorofila *a*, mientras que la PPB y la R se relacionaron positivamente con el biovolumen y negativamente con la abundancia fitoplanctónica. Esto indicaría que la PPN estaría siendo determinada por grupos fitoplanctónicos con mayor contenido relativo de clorofila (Cyanobacteria), mientras que

los grupos con mayor aporte al biovolumen, pero menor a la abundancia fitoplanctónica (Bacillariophyta y Chlorophyta), aportan mucho al componente R de la PPF.

- El patrón de variación de la PPB y la PPN se asemeja más a la variación de la concentración de clorofila *a* que a la fluctuación del biovolumen fitoplanctónico, lo que indicaría que la concentración de pigmento es un buen estimador de la biomasa fitoplanctónica para el sector litoral E1 de la laguna Sauce Grande.

Finalmente, y en relación a la hipótesis planteada, queda demostrada la influencia del río Sauce Grande en las características abióticas y bióticas de la laguna homónima, evidenciada en las similitudes entre la estación E2 de la laguna y la E4 del río, y se reconoce también la diferenciación de estas estaciones respecto del sitio litoral (E1) y el sitio profundo (E3).

BIBLIOGRAFIA

- Adrian, R.; Reilly, C. & Zagarese, H. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54: 2283–2297.
- Alvarado D. J. J.; Zubieta, R. T.; Ortega, M. M. R.; Chacón, T. A.; Espinoza, G. R. 1984. Hipertroficación en un lago tropical somero (Lago de Cuitzeo, Michoacán, México). *Revista Biológica*, 1: 1-22.
- American Public Health Association (APHA-AWWA-WEF). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.
- Aminot, A.; Kérouel, R & Coverly, S. C. 2009. Nutrients in seawater using segmented flow analysis. In: Wurl, O. (Ed.). *Practical Guidelines for the Analysis of Seawater*. USA CRC Press, 389 pp.
- Andrade, G. M.; Ferrer, N. C.; Bohn, V. Y. y Piccolo, M. C. 2007. Estudio preliminar del fitoplancton de la laguna Unamuno (Provincia de Buenos Aires). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. XXXI Jornadas Argentinas de Botánica. Corrientes, Argentina*.
- Bayley, S. E.; Creed, I. F.; Sass, G. Z. & Wong, A. S. 2007. Frequent regime shifts in trophic states in shallow lakes on the Boreal Plain: alternative “unstable” states? *Journal Limnology and Oceanography*, 52: 2002–2012.
- Beklioğlu, M.; Altınayar, G. & Tan, C. O. 2006. Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archiv für Hydrobiologia*, 166: 535–556.

- Beklioğlu, M.; Romo, S.; Kagalou, I.; Quintana, X. & Becares, E. 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 584: 317–326.
- Beklioğlu, M.; Meerhoff, M.; Søndergaard, M. & Jeppesen, E. 2011. Eutrophication and restoration of shallow lakes from a cold temperate to a warm Mediterranean and a (sub) tropical climate. In Ansari, A. A., S. Singh Gill, G. R. Lanza & W. Rast (Eds.). *Eutrophication: Causes, consequences and control*. Springer Netherlands, 91–108 pp.
- Benschneider, K. & Robinson, R. J. 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in seawater. *Journal of Marine Research*, 11: 87-96.
- Bohn, V. Y. 2009. *Geomorfología e Hidrografía de las lagunas del sur de la Provincia de Buenos Aires*. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 244 pp.
- Bohn, V. Y.; Perillo, G. M. E y Piccolo, M. C. 2004. Calidad y aprovechamiento del agua de la Laguna Unamuno (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Papeles de Geografía, Universidad de Murcia, España*, 40: 173- 184 pp.
- Bohn, V. Y.; Perillo, G. M. E & Piccolo, M. C. 2011. Distribution and morphometry of shallow lakes in a temperate zone (Buenos Aires Province, Argentina). *Limnética*, 30 (1): 89-102.
- Bohn, V. Y.; Piccolo, M. C.; Pratolongo, P. D. y Perillo, G. M. E. 2012. Evaluación del estado trófico de dos lagunas pampeanas (Argentina). *Ecología*, 24: 11-26.
- Bonetto, C. A.; Caro, P. M.; Vallejos, E. R. y Zalocar, Y. 1979. Producción primaria del fitoplancton del río Paraná en el área de su influencia con el río Paraguay. *Ecosur*, 6 (12): 207-27.

- Borell-Lövstedt, C. & L. Bengtsson. 2008. The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquatic Sciences*, 70: 304-313.
- Bourelly, P. 1966. *Les algues d'eau douce. Initiation a la systematique*, Saint-André-des Arts, Paris, 512 pp.
- Brook, A. 1965. Planktonic algae as indicators of lake types, with special reference to the Desmidiaceae. *Limnology and Oceanography*, 10 (3): 403-411.
- Brown, A. D. y Pacheco, S. 2005. Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. *La situación ambiental argentina*: 28-31.
- Cabrera, A. 1976. *Regiones Fitogeográficas Argentinas*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Editorial Acme S.A.C.I. Buenos Aires, Argentina. 2da edición, Tomo II.
- Campo de Ferreras, A.; Capelli de Steffens, A. y Diez, P. 2004. *El clima del Sudoeste Bonaerense*. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 99 pp.
- Carey, C.; Ibelings, B.; Hoffmann, E.; Hamilton, D. & Brookes, J. 2012. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46: 1394–1407.
- Carlson, R. 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*, 22 (2): 361-369.
- Cátedra de Limnología. 2000. Departamento de Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. <http://biolo.bg.fcen.uba.ar/limn.htm>.

- Ceballos-Corona, J. G. A., Ortega-Murillo, M. R., Medina-Nava, M., Martínez-Trujillo, M., Rodríguez-Jiménez, L., & Gonzalez-Santoyo, S. 1994. Analisis limnológico del lago de Cuitzeo, Michoacán, México. Secretaria de Difusión Cultural. Editorial Universitaria. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Michoacán, Mexico.
- Chacón-Torres, A.; Rosas-Monge, C. & Alvarado-Díaz, J. 2000. The effects of hypereutrophication in a tropical Mexican lake. In: Munawar, H., S. G. Lawrencen, I. F. Munawar, D. F. Malley (Eds.). Aquatic Ecosistemas of Mexico: Status and Scope, 89-101 pp.
- Chaparro, G.; Fontanarrosa, M. S.; Cataldo, D. & O'Farrell, I. 2015. Hydrology driven factors might weaken fish predation effects on zooplankton structure in a vegetated warm temperate floodplain lake. *Hydrobiologia*, 752: 187–202.
- Cifuentes, O. y Bonzini, M. 2013. TIG's como Herramientas para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. En: Departamento Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur (Eds), Geotecnologías del Sur Argentino. Casos de Estudio, 397-413 pp.
- Claps, M. C.; Gabellone, N. A. & Benítez, H. 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio temporal variations. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 40 (3): 201-210.
- Cloern, J. E. 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Revue of Geophysics*, 34: 127-168.

- Cony, N. 2010. Estudio del fitoplancton de la Laguna Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires. Tesina de Grado. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 35 pp.
- Cony, N. L.; Ferrer, N. C y Cáceres, E. J. 2014. Evolución del estado trófico y estructura del fitoplancton de un lago somero de la región pampeana: laguna Sauce Grande (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 30: 79-91.
- Cony, N. L.; Ferrer, N. C.; Martínez, A. y Cáceres, E. J. 2016. Productividad, estado trófico y dinámica fitoplanctónica en la laguna Sauce Grande y su afluente homónimo (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 31: 41-53
- Coops, H.; Beklioglu M. & Crisman, T. L. 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 506: 23–27.
- Dangavs, N. V. 2005. Los ambientes acuáticos de la Provincia de Buenos Aires. *Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*. La Plata, 2005. Cap.XII: 219-236 pp.
- Darley, W. M. 1987. *Biología de las Algas, Enfoque Fisiológico*. Limusa, México. 236 pp.
- de Emiliani, M. G., Emiliani, F., y Devercelli, M. 2005. Fitoplancton y calidad bacteriológica en cuerpos de agua someros del Parque Nacional río Pilcomayo (Formosa, Argentina). *FABICIB*, 4 (1): 17-31.
- de Tezanos Pinto, P.; Lombardo, R.; O'Farrell, I. & Izaguirre, I. 2015. Drivers shaping phytoplankton diversity and composition in a humid Pampean floodplain lake (Natural Reserve). *Hydrobiologia*, 752: 77–89.
- de Vicente, I.; Amores, V. y Cruz-Pizarro, L. 2006. Instability of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interactions?. *Limnética*, 25 (1–2): 253-270.

- del Ebro, C. H. 2005. Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de Muestreo y Análisis para Fitobentos (Microalgas bentónicas). Ministerio del Ambiente, España.
- del Giorgio, P. A.; Vinocur, A. L.; Lombardo, R. J. & Tell, H. G. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river—a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 224 (3): 129-154.
- Dillon, P. J. & Rigler, F. H. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32 (9): 1519-1531.
- Diovisalvi, N.; Bohn, V. Y.; Piccolo, M. C.; Perillo, G. M. E.; Baigún, C. & Zagarese, H. E. 2015. Shallow lakes from the Central Plains of Argentina: an overview and worldwide comparative analysis of their basic limnological features. *Hydrobiologia*, 752: 5–20.
- Di Rienzo, J. A.; Casanoves, F.; Balzarini, M. G.; González, L.; Tablada, M. y Robledo, W. C. 2008. InfoStat (Versión 2008). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dodds, W. K.; Jones, J. R. & Welch, E. B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32 (5): 1455-1462.
- Dokulil, M. T. & Teubner, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438: 1–12.

- Dolbeth, M.; Pardal, M. A.; Lilleblo, A. I.; Azeiteiro, U. & Marques, J. C. 2003. Short and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*, 10 (1007): 1133-1135.
- Downing, J. A.; Prairie, Y. T.; Cole, J. J.; Duarte, C. M.; Tranvik, L. J.; Striegl, R. G.; McDowell, W. H.; Kortelainen, P.; Caraco, N. F. & Melack, J. M. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51: 2388–2397.
- Drago, E. & Quirós, R. 1996. The hydrochemistry of the inland waters of Argentina; a review. *International Journal Salt Lake Research*, 4: 315-325.
- Ebina J.; Tsutsui, T. & Shirai, T. 1983. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. *Water Research*, 17: 1721-1726.
- Elbert, F. & Schanz, F. 1989. The causes of change in the diversity and stability of phytoplankton communities in small lakes. *Freshwater Biology*, 21: 237-251.
- Elisio, M.; Vitale, A. & Miranda, L. A. 2015. Influence of climate variations on Chascomús shallow lake thermal conditions and its consequences on the reproductive ecology of the Argentinian Silverside (*Odontesthes bonariensis*, Actinopterygii, Atherinopsidae). *Hydrobiologia*, 752: 155–166.
- Engle, D. L. & Melack, J. M. 1993. Consequences of riverine floodplain for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography*, 38: 1500–1520.
- Esteves, F. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Ed. Interciência Ltda, Rio de Janeiro, 578 pp.

- Falkowski, P. G. & Raven, J. A. 2007. Aquatic Photosynthesis. Second Edition. Princeton University Press, Oxford, 484 pp.
- Fernández, C. 2003. Calidad bacteriológica en aguas recreativas de la laguna Sauce Grande. Tesina de grado. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 35 pp.
- Fernández, C.; Parodi, E. R. & Cáceres, E. J. 2009. Limnological characteristics and trophic state of Paso de las Piedras Reservoir: An inland reservoir in Argentina. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 14: 85-101.
- Fernández, C.; Parodi, E. R. and Cáceres, E. J. 2012. Phytoplankton structure and diversity in the eutrophic-hypereutrophic reservoir Paso de las Piedras, Argentina. *Limnology*, 13: 13-25.
- Ferrer, N. C.; Iglesias, G.; Cony, N. L. y Cáceres, E. J. 2009. Estudio preliminar del fitoplancton de la Laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires). XXXII Jornadas Argentinas de Botánica. Huerta Grande, Córdoba. Argentina.
- Ferrer, N. C.; Cony, N. L.; Fornerón, C. F. y Piccolo, M. C. 2012. Caracterización del fitoplancton y estado trófico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en el otoño de 2010. *Biología Acuática*, 27: 129-141.
- Fiorentino, E. y Paoloni, D. 2001. Evaluación hidrológica de la Laguna Chasicó como base de una adecuada gestión en la explotación del recurso. III Encuentros de las Aguas. Agua, Vida y Desarrollo. Santiago, Chile, 109-110 pp.
- Fornerón, C. F. 2008. Hidrografía de la laguna La Salada, Partido de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesina de grado. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 73 pp.

- Fornerón, C. F. 2013. Hidrografía de la Laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires) en época de sequía. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 211 pp.
- Fornerón, C. F. y Piccolo, M. C. 2010. Aplicación del algoritmo ISODATA para la determinación de áreas en dos ambientes acuáticos. *Tecnología de la Información Geográfica del Sur Argentino*, 12: 126-135pp.
- Fornerón, C. F.; Piccolo, M. C.; Cony, N. L. y Ferrer, N. C. 2010a. Hidrografía de la laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010 (Provincia de Buenos Aires). *Contribuciones Científicas Sociedad Argentina de Estudios Geográficos-GAEA*, 22: 197-206.
- Fornerón C. F.; Piccolo, M. C. y Carbone, M. E. 2010b. Análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Huellas*, 14: 11-30.
- Fuschini Mejía, M. C. 1994. El agua en las llanuras. UNESCO/ORCYT. Montevideo, Uruguay, 54 pp.
- Gabellone, N. A.; Solari, L. C.; Claps, M. C.; Mac Donagh, M. E.; Benítez, H.; Ardohain, M. y Ruiz, G. 2000. Estado trófico de la laguna San Miguel del Monte (Partido de San Miguel del Monte, Buenos Aires). *Diversidad y Ambiente*, 1: 29-35.
- Gameiro, C.; Cartaxana, P.; Cabrita, M. T. & Brotas, V. 2004. Variability in chlorophyll and phytoplankton composition in an estuarine system. *Hydrobiologia*, 525: 113-124.
- García de Emiliani, M. O. 1997. Effects of water level fluctuation in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*, 357: 1–15.
- Garibotti, E. 2006. Estudio preliminar de la comunidad zooplanctónica en dos lagunas del sudoeste bonaerense en la primavera de 2006. Tesina de grado. Departamento de

- Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 51 pp.
- Garibotti, E.; Cervellini, P. M. y Piccolo, M. C. 2009. Microcrustáceos planctónicos y características limnológicas de dos lagunas pampeanas (Buenos Aires, Argentina). *Limnética*, 28 (1): 91-104.
- Gelmi, M.; Ferreti, R.; Vornetti, A. y Castets, F. 2004. Estimación de la Variación Temporal de la Disponibilidad de Agua en Sistemas Lagunares Pampeanos. III Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos.
- Genkai-Kato, M. & Carpenter, S. R. 2005. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology*, 86: 210–219.
- Geraldi, A. M. 2003. Hidrografía de la Laguna Malaver (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesina de grado. Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 45 pp.
- Geraldi, A. M.; Guinder, V.; Piccolo, M. C. y Perillo, G. M. E. 2006. Estudio preliminar de la calidad de agua de las Lagunas Las Encadenadas del Oeste. VI Jornadas Nacionales de Geografía Física. Río Gallegos, Argentina, 13-15 pp.
- Geraldi., A. M., Piccolo, M. C. y Perillo, G. M. E. 2011. Lagunas bonaerenses en el paisaje pampeano. *Revista Ciencia Hoy*, 21 (123): 9-14.
- Gil, V. 2009. Hidrogeomorfología de la cuenca alta del río Sauce Grande aplicada al peligro de crecidas. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 269 pp.
- Gil-Águilar, J.; Labastida-Estrada, E.; Mineros-Ramírez, R.; Ramírez-Pérez, E. y Romero, R. M. 2013. Estimación de la producción primaria y biomasa del fitoplancton y su

- relación con algunas condiciones ambientales en la Laguna de Chautengo, Guerrero (Febrero de 2009). *Revista Digital del Departamento El Hombre y su Ambiente*, 2 (4): 1-16.
- Guarrera, S. A.; Cabrera, S.; López, E. y Tell, G. 1968. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires I. Área de la Pampa deprimida. *Revista Museo de La Plata (Nueva Serie) (Bot.)*, 10 (49): 223-331.
- Guarrera, S. A.; Malacalza, L. y López, F. P. 1972. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) (Bot.)*, 67: 161-222.
- Gutiérrez Mendieta, F. J.; Varona-Cordero, F. y Contreras Espinosa, F. 2006. Caracterización estacional de las condiciones físico-químicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 16 (2): 137-146.
- Hamilton, S. K. & Lewis, W. M. 1987. Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Limnology Oceanography*, 32: 1277–1290.
- Havens, K. E. 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In: Hudnell, H. K. (Ed.). *Cyanobacterial harmful algal blooms: advances in experimental medicine and biology*. Springer Science, New York, 733–748 pp.
- Havens, K. E.; Philips, E. J.; Cichra, M. F. & Li, B. 1998. Light availability as a possible regulator of cyanobacteria species composition in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology*, 39: 547–556.

- Hillebrand, H.; Dürselen, C. D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U. y Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35 (2): 403-424.
- Hindák, F. 1977. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae). I. *Biologicke Práce*, 23: 1-190.
- Hindák, F. 1984. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae). III. *Biologicke Práce*, 30: 1-308.
- Hindák, F. 1988. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) IV. *Biologicke Práce*, 34: 1-263.
- Hindák, F. 1990. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) V. *Biologicke Práce*, 36: 1-225.
- Hötzel, G., & Croome, R. 1999. A phytoplankton methods manual for Australian freshwaters, 66 pp.
- Huisman, J. & Hulot, F. D. 2005. Population dynamics of harmful cyanobacteria. Factors affecting species composition. In: Huisman, J., H. C. P. Matthijs & P. M. Visser (Eds.). *Harmful cyanobacteria*. Netherlands Springer, 143–176 pp.
- Iachetti, C. M. & Llamas, M. E. 2015. Light limitation helps stabilize the phytoplankton assemblage steady-state in a temperate and highly turbid, hypertrophic shallow lake (Laguna Chascomús, Argentina). *Hydrobiologia*, 752: 33–46.
- IPCC. 2014. Summary for policymakers. In: Field, C. B., V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea & L. L. White (Eds.). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the*

- Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 1–32 pp.
- Isla, F. I.; Cortizo, L. y Orellano Turno, H. 2001. Dinamica y Evolucion de las Barreras Medanosas, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 2 (1): 73-83.
- Izaguirre, I. y Vinocur, A. 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina) based on phytoplankton bloom. *Nature*, 352: 612-614.
- Izaguirre, I.; Sánchez, M. L.; Schiaffino, M. R.; O'Farrell, I.; Huber, P.; Ferrer, N.; Zunino, J.; Lagomarsino, L. & Mancini, M. 2015. Which environmental factors trigger the dominance of phytoplankton species across a moisture gradient of shallow lakes?. *Hydrobiologia*, 752: 47-64.
- James, W. F.; Best, E. P. & Barko, J. W. 2004. Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system?. *Hydrobiologia*, 515: 193–201.
- Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Sondergaard, M. & Christoffersen, K. 1997. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Ecological studies*. Springer, New York.
- Jeppesen, E.; Kronvang, B.; Meerhoff, M.; Søndergaard, M.; K. M., Hansen; Andersen, H. E.; Lauridsen, T. L.; Beklioglu, M.; Özen, A. & Olesen, J. E. 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38: 1930–1941.
- Jeppesen, E.; Brucet, S.; Naselli-Flores, L.; Papastergiadou, E.; Stefanidis, K.; Nöges, T.; Nöges, P.; Attayde, J. L.; Zohary, T.; Coppens, J.; Bucak, T.; Fernandes Menezes, R.; Sousa Freitas, F. R.; Kernan, M.; Søndergaard, M. & Beklioglu, M. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs

due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750: 201–227.

Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in River-floodplain systems. In: Dodge, D. P (Ed.) *Proceeding of the International Large River Symposium*, Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, 106 (1), 110-127 pp.

Komárek, J. & Fott, B. 1983. *Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales*. Stuttgart. Von Huber-Pestalozzi, Germany, 1044 pp.

Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1999. *Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales*. Gustav Fischer. Jena Stuttgart- Lübeck- Ulm, 548 pp.

Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. *Süßwasserflora von Mitteleuropa Cyanoprokaryota. 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales*. Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G. y M Schagerl, 759 pp.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1986. *Bacillariophyceae I*. Fischer Verlag, New York, 876 pp.

Kruk, C.; Mazzeo, N.; Lacerot, G. & Reynolds, C. S. 2002. Classification schemes of phytoplankton: selecting and ecological approach the analysis of species temporal replacement. *Journal Plankton Research*, 24: 901-912.

Labasque, T.; Chaumery, C.; Aminot, A. y Kergoat, G. 2004. Spectrophotometric Winkler determination of dissolved oxygen: reexamination of critical factors and reliability. *Marine Chemistry*, 88: 53-60.

- Lagomarsino, L.; Diovisalvi, N.; Bustingorry, J.; Escaray, R. & Zagarese, H. E. 2015. Diel patterns of total suspended solids, turbidity, and water transparency in a highly turbid, shallow lake (Laguna Chascomús, Argentina). *Hydrobiologia*, 752: 21–31.
- Lampert, W. & Sommer, U. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press, New York, 324 pp.
- Ledesma, C.; Bonansea, M.; Rodríguez, C. M. y Sánchez Delgado, A. R. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44: 419-425.
- Lewis, W. M. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 5: 35-48.
- Litchman, E.; de Tezanos Pinto, P.; Klausmeier, C. A.; Thomas, M. K. & Yoshiyama, K. 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 653: 15–28.
- Lobo, E. y Leighton, G. 1986. Estructura comunitaria de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Revista Biología Marina*, 22: 1-29.
- López Cazorla, A.; Durán, W. y Tejera, L. 2003. Alimentación de la ictiofauna del río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática*, 20: 73-79.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12 (2): 343-346.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Ed. Omega.
- Martín, L. A. 2005. Estudio del fitoplancton de la Laguna del Monte (Guaminí, Provincia de Buenos Aires). Tesina de Grado. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 48 pp.

- Mazzeo, N.; Rodríguez, A.; Fort, H & Scheffer, M. 2010. Eutrofización de lagos o reservorios poco profundos. En: Steffen, M. y H. Inda (Eds.). Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Baferil S.A., Uruguay, 19-19 pp.
- McAlice, B. J. 1971. Observations on the small-scale distributions of estuarine phytoplankton. *Marine Biology*, 7: 100-111.
- Meehl, G. A.; Stocker, T. F.; Collins, W. D.; Friedlingstein, P.; Gaye, A. T.; Gregory, J. M.; Kitoh, A.; Knutti, R.; Murphy, J. M.; Noda, A.; Raper, S. C. B.; Watterson, I. G.; Weaver, A. J. & Zhao, Z. C. 2007. Global climate projections. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller (Eds.). *Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, 749–844 pp.
- Meerhoff, M.; Beklioglu, M.; Burks, R.; García-Rodríguez, F.; Mazzeo, N. & Moss, B. 2010. Preface. *Hydrobiologia*, 646: 1–3.
- Montoya, Y. y Aguirre, N. 2010. Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un lago tropical (ciénaga Escobillitas) a lo largo del pulso de inundación. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 55: 76-89.
- Moreno, D. P.; Quintero, J. y López, A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78: 25-33.
- Moss, B.; Kosten, S.; Meerhoff, M.; Battarbee, R. W.; Jeppesen, E.; Mazzeo, N.; Havens, K.; Lacerot, G.; Liu, Z.; De Meester, L.; Paerl, H. & Scheffer, M. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1: 101–105.

- Murphy, J. & Riley, J. P. 1958. A Single-Solution Method for the Determination of Soluble Phosphate in Sea Water. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 37 (1): 9–14.
- Muyllaert, K.; Gucht, K. V. D.; Vloemans, N.; Meester, L. D.; Gillis M. & Vyverman, W. 2002. Relationship between bacterial community composition and bottom-up versus top-down variables in four eutrophic shallow lakes. *Applied Environmental Microbiology*, 68: 4740-4750.
- Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15: 424–441.
- Nõges, T.; Nõges, P. & Laugaste, R. 2003. Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 506–509: 257–263.
- Nõges, P.; Nõges T. & Laas, A. 2010. Climate-related changes of phytoplankton seasonality in large shallow Lake Võrtsjärv, Estonia. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 13: 154–163.
- OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris, 164 pp.
- O'Farrell, I.; Vinocur, A. & de Tezanos Pinto, P. 2015. Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: a morpho-functional approach. *Hydrobiologia*, 752: 91–102.
- Oliver, R. L. & Ganf, G. G. 2000. Freshwater blooms. In: Whitton, B.A. & M. Potts (Eds.). *The ecology of cyanobacteria. Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 49-194 pp.

- Ortega, M. M. R. 1985. Contribución al Conocimiento del Fitoplancton del Lago Cuitzeo, Mich., México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, 89 pp.
- Ortega Murillo, M. R.; Alvarado Villanueva R.; Hernández Morales, R. & Sánchez Heredia, J. D. 2010. Evolución trófica de un lago tropical hiposalino en México con base al fitoplancton. *Biológicas*, 12 (2): 75-81.
- Paerl, H. W. & Paul, V. J. 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46: 1349–1363.
- Paoloni, J. D.; Tujchneider, O. C. y Luque, J. A. 1972. Caracterización hidrológica de la cuenca del Río Sauce Grande en primera fase. *Investigaciones Agropecuarias INTA*. V. IX, 1-20.
- Peña, J.; Palacios, M. & Ospina, N. 2005. Algas como indicadoras de contaminación. Programa Editorial Universidad del Valle. Cali, Colombia, 164 pp.
- Pérez Ballari, A.; Botana, M. I. y Scarpati, O. 2009. Distribución de las sequías e identificación de áreas de riesgo (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Huellas*, 13: 130-146.
- Pielou, E. C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley-Interscience, New York, 286 pp.
- Quinn, F. & Sellinger, C. 2006. A reconstruction of Lake Michigan-Huron water levels derived from tree ring chronologies for the period 1600-1961. *Journal of Great Lakes Research*, 32: 29-39.
- Quirós, R. 2005. La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*. Madrid, 13pp.
- Quirós, R. & Drago, E. 1999. The environmental state of Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4: 55-64.

- Quirós, R.; Rennella, A. M.; Boveri, M. B.; Rosso, J. J. & Sosnovsky, A. 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Quirós, R.; Rosso, J. J.; Rennella, A. M.; Sosnovsky, A. & Boveri, M. B. 2002b. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27 (11): 584-591.
- Quirós, R.; Boveri, M. B.; Petracchi, C. A.; Rennella, A.; Rosso, J. J.; Sosnovsky, A. & von Bernard, H. 2005. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, C. Sidagis Galli (Eds.) *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Inter - Academy Panel on International Issues, Inter American Network of Academies of Sciences, Brasil, 531pp.
- Ramírez, B. P. 2000. Aves de humedales en zonas urbanas del noroeste de la Ciudad de México. Tesis de Maestría en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, Mexico, 188 pp.
- Ramírez, J. J. y Alcaráz, H. 2002. Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un sistema eutrófico tropical: Laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Caldasia*, 24: 411-423.
- Remes Lenicov, M. y Colautti, D. 2003. Informe Técnico N° 55. Campaña de relevamiento limnológicos e ictiológicos. Dirección de Desarrollo Pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras, MAA, 20 pp.

- Rennella, A. M. & Quirós, R. 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556: 181-191.
- Reynolds, C. S. 1984. *The Ecology of Freshwater phytoplankton*. Cambridge University, 384 pp.
- Reynolds, C. S. 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia*, 289: 9–21.
- Reynolds, C. S. 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: A model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldendorf.
- Reynolds, C. S.; Huszar, V.; Kurk, C.; Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.
- Ringuelet, R. A. 1962. *Ecología acuática continental*. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina, 138 pp.
- Ringuelet, R. A.; Salibián, A.; Claverie, E. & Ilhero, S. 1967. Limnología química de las lagunas pampásicas (provincia de Buenos Aires). *Physis*, 27: 201-221.
- Ringuelet, R. A. 1972. Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago del tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de Argentina). *Physis*, 31 (82): 55-76.
- Rodríguez, P. L. 2008. Estructura y producción primaria del fitoplancton y perifiton en un humedal del Bajo Paraná. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 264 pp.

- Rojo, C. 1998. Differential attributes of phytoplankton across the trophic gradient: a conceptual landscape with gaps. In: *Phytoplankton and Trophic Gradients*. Springer, Netherlands, 1-9 pp.
- Roldán, G. E. y Ramírez, J. J. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Ed. Universidad de Antioquia, Medellín, 268 pp.
- Ryding, S. O. y Rast, W. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Editorial Pirámide, Madrid, 355 pp.
- Sala, S. E. 1996a. Flora diatomológica del Embalse Paso de las Piedras I: Familias Diatomaceae, Achnanthaceae y Eunotiaceae. *Darwiniana*, 34 (1-4): 251-266.
- Sala, S. E. 1996b. Flora diatomológica del Embalse Paso de las Piedras II: Familia Naviculaceae. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 32 (1-2): 95-121.
- Sala, S. E. 1996c. Flora diatomológica del Embalse Paso de las Piedras III: Familia Epithemiaceae, Bacillariaceae y Surirellaceae. *Cryptogamie Algologie* 17 (2): 95-122.
- Sala, S. E. 1997. Flora diatomológica del Embalse Paso de las Piedras IV: Orden Centrales. *Gayana Botánica*, 54 (1): 1-14.
- Salusso, M. M.; Moraña, L. B. y Liberal, V. 1997. Procesos de autodepuración en ríos del Valle de Lerma, Salta (Argentina). *Cuadernos de CURIHAM (Centro Universitario Rosario de investigaciones Hidroambientales)*, 4: 27-38.
- Santamaría del Ángel, E.; Millán-Núñez, R. y De la Peña-Nettel, G. 1996. Efecto de la turbidez en la productividad primaria en dos estaciones en el área del delta del Río Colorado. *Ciencias Marinas*, 22: 483-493.
- Santoyo, H. y Signoret, M. 1978. Fitoplancton de la laguna del Mar Muerto en el sur del Pacífico Norte. *Centro Ciencias del Mar y Limnología. UNAM*, 6 (2): 71-80.

- Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman Hall, London, 357 pp.
- Scheffer M.; Hosper, S. H.; Meijer, M. L.; Moss, B.; Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in ecology & evolution*, 8: 275–279.
- Scheffer, M.; Szabó S.; Gragnani, A.; van Ness, E. H.; Rinaldi, S.; Kautsky, N.; Norberg, J.; Roijackers, R. M. M. & Franken, R. J. M. 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Science*, 100: 4040–4045.
- Scheffer, M. & Jeppesen, E. 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*, 10: 1–3.
- Schenone N.; Volpedo, A. y Fernández Cirelli, A. 2008. Estado trófico y variación estacional de nutrientes en los ríos y canales del humedal mixo-halino de Bahía Samborombón (Argentina). *Limnética*, 27 (1): 143-150.
- Seip, K. & Reynolds, C. 1995. Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. *Limnology and Oceanography*, 40: 589–597.
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal*, 27: 379- 423.
- Simonsen, R. 1987. Atlas and catalogue of the diatom types of Friedrich Hustedt. J. Cramer, Berlin & Stuttgart, 525 pp.
- Simpsons, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Smith, V. H. 1990. Phytoplankton responses to eutrophication in inland waters. En: Akatsuka, I. (Ed.). *Introduction to applied phycology*. SPB Academic Publishing, Netherlands, 231-249 pp.
- Smith, R. L. & Smith, T. M. 2001. *Ecología*. Ed. Addison Wesley, Madrid, 639 pp.
- Smolders, A.; Lamers, L.; Lucassen, E.; Van Der Velde, G. & Roelofs, J. 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. *Chemistry and Ecology*, 22 (2): 93-111.

- Søndergaard, M.; Jeppesen, E.; Lauridsen, T. L.; Skov, C.; Van Nes, E. H.; Roijackers, R.; Lammens, E. & Portielje, R. 2007. Lake restoration in Denmark and The Netherlands: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1095–1105.
- Sosnovsky, A. y Quirós, R. 2006. El estado trófico de las pequeñas lagunas pampeanas. Su relación con la hidrología y la intensidad del uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16: 115-124.
- Strickland, J. D. H & Parsons, T. R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 167 pp.
- Temponeras, M.; Kristiansen, J. & Moustaka-Gouni, M. 2000. Seasonal variation in phytoplankton composition and physical-chemical features of the shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece. *Hydrobiología*, 424: 109-122.
- Torremorell, A.; Bustingorry, J.; Escaray, R. & Zagarese, H. 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, Laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37: 100-108.
- Utermöhl, M. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. (For the perfection of quantitative phytoplankton methodology). *Mitteilungen. Communications. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1–38.
- Van Nieuwenhuysen E. E. & Jones, J. R. 1996. Phosphorus-chlorophyll relationships in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 (1): 99-105.
- Vervoorst, F. B. 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). INTA. Buenos Aires, Argentina, 219 pp.

- Vollenweider, R. A. 1969. Primary production in aquatic environments. IBP Handbook 12.
- Vouilloud, A. A.; Sala, S. E. y Sabbatini, M. R. 2005. Diatomeas perifíticas de la cuenca del río Sauce Grande (Buenos Aires, Argentina). *Iheringia*, 60 (1): 77-89.
- Watson, S. B.; McCauley, E. & Downing, J. A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography*, 42 (3): 487-495.
- Weisner, S. E. B.; Strand, J. A. & Sandsten, H. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, 109: 592-599.
- Weithoff, G.; Lorke, A. & Walz, N. 2000. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia*, 125: 91-100.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 2000. *Limnological Analyses*. Springer, USA, 429 pp.
- Wood, E. D.; Armstrong, F. A. J. & Richards, F. A. 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite.. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 47 (01): 23-31.
- Zavala, C. y Quattrocchio, M. 2001. Estratigrafía y evolución geológica del río Sauce Grande (Cuaternario), provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 56 (1): 25-37.
- Zinger, A. 2000. Relación sociedad-naturaleza en ecosistemas de clima templado semiárido. Caso Laguna Chasicó. Provincia de Buenos Aires. Tesis de Magíster. Universidad de Mar del Plata.

ANEXO

Anexo 1. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para el pH de la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
pH- E1	16	9,10	10,47	9,88	0,45	3	34,684	< 0,0001
pH- E2	16	9,17	9,60	9,40	0,17			
pH- E3	16	9,60	10,45	10,07	0,25			
pH- E4	16	8,20	9,74	9,03	0,52			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos	
E4	253,00	15,81	A	
E2	233,50	23,35	A	B
E1	681,00	42,56		B
E3	499,50	49,95		B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 2. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para el pH en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
pH- 2012-2013	12	8,42	10,75	10,02	0,69	2	34,684	< 0,0001
pH- 2013-2014	12	8,70	10,78	10,15	0,54			
pH- 2014-2015	16	9,10	10,47	9,88	0,45			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2013-2014	656,50	54,71	A
2014-2015	681,00	42,56	A
2012-2013	602,50	50,21	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 3. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la turbidez de la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Turbidez- E1	16	225,00	790,00	481,13	152,07	3	65,340	< 0,0001
Turbidez- E2	16	36,00	312,00	155,60	114,53			
Turbidez- E3	16	194,00	809,00	439,70	205,89			
Turbidez- E4	16	11,00	219,00	55,38	61,78			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos		
E4	162,00	10,13	A		
E2	214,00	21,40	A	B	
E3	370,50	37,05		B	C
E1	644,50	40,28		B	C

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 4. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la turbidez en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Turbidez- 2012-2013	16	650,00	999,00	965,92	99,94	2	65,340	< 0,0001
Turbidez- 2013-2014	16	536,00	999,00	933,50	142,75			
Turbidez- 2014-2015	16	225,00	790,00	481,13	152,07			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2014- 2015	644,500	40,281	A
2013- 2014	760,500	63,375	A
2012- 2013	774,500	64,542	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 5. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la conductividad eléctrica (CE) de la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
CE- E1	16	2,54	15,00	6,33	3,12	3	62,234	< 0,0001
CE- E2	16	1,13	5,61	2,99	1,61			
CE- E3	16	2,13	6,42	4,47	1,81			
CE- E4	16	0,63	1,84	1,40	0,36			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos	
E4	162,000	10,125	A	
E2	232,000	23,200	A	B
E3	337,000	33,700	A	B
E1	678,000	42,375		B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 6. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la conductividad eléctrica (CE) en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
CE- 2012- 2013	16	9,10	16,00	11,13	2,42	2	62,234	< 0,0001
CE- 2013- 2014	16	8,77	27,50	13,68	6,50			
CE- 2014- 2015	16	2,54	15,00	6,33	3,12			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2014- 2015	678,000	42,375	A
2012- 2013	756,000	63,000	A
2013- 2014	761,000	63,417	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 7. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la profundidad de la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Profundidad- E1	16	0,50	1,80	0,92	0,43	3	53,448	< 0,0001
Profundidad- E2	16	1,20	1,80	1,44	0,20			
Profundidad- E3	16	1,60	2,90	2,06	0,38			
Profundidad- E4	16	0,60	1,80	1,20	0,39			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos	
E1	554,000	34,625	A	
E4	736,000	46,000	A	B
E2	546,500	54,650	A	B
E3	702,500	70,250		B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 8. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la profundidad en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Profundidad 2012- 2013	12	0,25	1,00	0,49	0,25	2	53,448	< 0,0001
Profundidad 2013- 2014	12	0,35	0,70	0,53	0,11			
Profundidad 2014- 2015	16	0,50	1,80	0,92	0,43			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2012- 2013	167,500	13,958	A
2013- 2014	219,500	18,292	A
2014- 2015	554,000	34,625	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 9. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la temperatura del agua de la laguna y del río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015

(comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Temperatura- E1	16	5,000	24,700	14,191	5,655	3	2,370	0,796
Temperatura- E2	16	8,000	23,700	15,114	5,193			
Temperatura- E3	16	7,200	23,500	14,840	5,069			
Temperatura- E4	16	6,900	20,400	13,606	3,996			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E4	547,500	34,219	A
E1	576,000	36,000	A
E3	385,000	38,500	A
E2	398,500	39,850	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 10. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la temperatura del agua en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Temperatura- 2012- 2013	12	5,10	26,10	14,92	6,53	2	2,370	0,796
Temperatura - 2013-2014	12	5,50	29,30	18,21	8,81			
Temperatura- 2014- 2015	16	5,00	24,70	14,20	5,65			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2014- 2015	576,000	36,000	A
2012- 2013	462,500	38,542	A
2013- 2014	556,500	46,375	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 11. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de nitrógeno registrada en la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Nitrógeno- E1	16	10871,00	20454,74	16299,93	3160,83	3	15,003	0,010
Nitrógeno- E2	16	9254,74	25096,84	16573,67	4685,48			
Nitrógeno- E3	16	9549,47	22087,80	16777,72	3671,38			
Nitrógeno- E4	16	7579,65	27602,11	16260,16	6824,39			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E1	191,000	27,286	A
E4	452,500	28,281	A
E2	296,500	29,650	A
E3	305,000	30,500	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 12. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de nitrógeno registrada en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Nitrógeno- año 2013	16	18023,16	28854,74	22334,36	2958,89	2	15,003	0,010
Nitrógeno- año 2014	16	8812,63	23508,80	17242,67	4252,52			
Nitrógeno- año 2015	16	10871,00	20454,74	16299,93	3160,83			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
Año 2015	191,000	27,286	A
Año 2014	392,000	32,667	A
Año 2013	641,000	53,417	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 13. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de sílice registrada en la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Sílice- E1	16	989,02	2751,12	2106,48	570,37	3	39,438	< 0,0001
Sílice- E2	16	1148,84	3512,51	2118,45	711,84			
Sílice- E3	16	832,19	4999,40	2360,91	1153,71			
Sílice- E4	16	1310,65	6841,23	3290,87	1469,52			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E2	371,000	37,100	A
E1	264,000	37,714	A
E3	402,500	40,250	A
E4	829,500	51,844	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 14. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de sílice registrada en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Sílice- año 2013	16	41,074	825,223	330,323	289,486	2	39,438	< 0,0001
Sílice- año 2014	16	519,480	2507,544	1654,767	657,614			
Sílice- año 2015	16	989,02	2751,12	2106,48	570,37			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos	
Año 2013	84,000	7,000	A	
Año 2014	327,000	27,250	A	B
Año 2015	264,000	37,714		B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 15. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de fósforo registrada en la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Fósforo- E1	16	33,76	71,86	48,21	15,96	3,000	44,733	< 0,0001
Fósforo- E2	16	11,18	151,77	68,95	43,95			
Fósforo- E3	16	29,17	93,88	56,50	25,71			
Fósforo- E4	16	2,45	50,69	23,80	16,15			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E4	203,000	12,688	A
E1	194,500	27,786	A B
E3	313,500	31,350	A B
E2	350,500	35,050	A B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 16. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de fósforo registrada en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Fósforo- Año 2013	16	132,63	238,99	178,34	37,43	3	44,733	< 0,0001
Fósforo- Año 2014	16	38,10	118,08	71,91	25,43			
Fósforo- Año 2015	16	33,76	71,86	48,21	15,97			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos	
Año 2015	194,500	27,786	A	
Año 2014	481,500	40,125	A	B
Año 2013	735,000	61,250	B	

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 17. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de oxígeno disuelto (OD) registrada en la E1 de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
OD- abril	2	10,54	12,24	11,39	1,20	11	12,728	0,311
OD- mayo	2	9,44	11,45	10,45	1,42			
OD- junio	2	10,45	11,52	10,99	0,76			
OD- julio	2	10,50	10,56	10,53	0,05			
OD- agosto	1	12,45	12,45	12,45				
OD- septiembre	1	10,43	10,43	10,43				
OD- octubre	1	11,56	11,56	11,56				
OD- noviembre	1	13,67	13,67	13,67				
OD- diciembre	1	18,26	18,26	18,26				
OD- enero	1	12,42	12,42	12,42				
OD- febrero	1	9,87	9,87	9,87				
OD- marzo	1	12,85	12,85	12,85				

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
febrero	2,000	2,000	A
septiembre	3,000	3,000	A
mayo	9,000	4,500	A
julio	12,000	6,000	A
junio	13,000	6,500	A
abril	17,000	8,500	A
octubre	10,000	10,000	A
enero	12,000	12,000	A
agosto	13,000	13,000	A
marzo	14,000	14,000	A
noviembre	15,000	15,000	A
diciembre	16,000	16,000	A

Anexo 18. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de oxígeno disuelto (OD) registrada en la E4 del río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
OD- abril	2	8,32	9,73	9,02	1,00	11	10,018	0,529
OD- mayo	2	8,83	9,80	9,32	0,68			
OD- junio	2	8,90	9,73	9,31	0,59			
OD- julio	2	8,45	11,20	9,82	1,95			
OD- agosto	1	10,21	10,21	10,21				
OD- septiembre	1	9,87	9,87	9,87				
OD- octubre	1	9,32	9,32	9,32				
OD-noviembre	1	7,36	7,36	7,36				
OD- diciembre	1	8,75	8,75	8,75				
OD- enero	1	6,96	6,96	6,96				
OD- febrero	1	7,99	7,99	7,99				
OD- marzo	1	9,01	9,01	9,01				

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
enero	1,000	1,000	A
noviembre	2,000	2,000	A
febrero	3,000	3,000	A
diciembre	6,000	6,000	A
abril	15,500	7,750	A
marzo	9,000	9,000	A
junio	19,500	9,750	A
mayo	20,000	10,000	A
octubre	10,000	10,000	A
julio	21,000	10,500	A
septiembre	14,000	14,000	A
agosto	15,000	15,000	A

Anexo 19. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de oxígeno disuelto (OD) registrada en la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
OD-E4	16	6,96	11,20	9,03	1,08	1,000	18,789	< 0,0001
OD-E1	16	9,44	18,26	11,76	2,09			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E4	149,000	9,313	A
E1	379,000	23,688	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 20. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de la concentración de clorofila *a* registrada en la E1 de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2012-2013 (comparación entre meses de muestreo) Idem E1, ciclo 2013-2014.

Variable	N	Media	GL	K	p
Clorofila- abril 2012	1	400,500	11	11,000	0,443
Clorofila- mayo 2012	1	467,200			
Clorofila- junio 2012	1	500,700			
Clorofila- julio 2012	1	471,100			
Clorofila- agosto 2012	1	327,600			
Clorofila- septiembre 2012	1	749,200			
Clorofila- octubre 2012	1	260,600			
Clorofila- noviembre 2012	1	64,600			
Clorofila- diciembre 2012	1	176,200			
Clorofila- enero 2013	1	357,110			
Clorofila- febrero 2013	1	442,340			
Clorofila- marzo 2013	1	93,350			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
noviembre 2012	1,000	1,000	A
marzo 2013	2,000	2,000	A
diciembre 2012	3,000	3,000	A
octubre 2012	4,000	4,000	A
agosto 2012	5,000	5,000	A
enero 2013	6,000	6,000	A
abril 2012	7,000	7,000	A
febrero 2013	8,000	8,000	A
mayo 2012	9,000	9,000	A
julio 2012	10,000	10,000	A
junio 2012	11,000	11,000	A
septiembre 2012	12,000	12,000	A

Anexo 21. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de la concentración de clorofila *a* registrada en la E1 de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Clorofila- abril 2014	2	34,95	67,89	51,42	23,29	12,000	11,581	0,480
Clorofila- mayo 2014	1	58,40	58,40	58,40				
Clorofila- junio 2014	2	33,42	37,40	35,41	2,81			
Clorofila- julio 2014	2	21,80	58,60	40,20	26,02			
Clorofila- agosto 2014	1	28,30	28,30	28,30				
Clorofila- septiembre 2014	1	80,23	80,23	80,23				
Clorofila- octubre 2014	1	29,87	29,87	29,87				
Clorofila- noviembre 2014	1	26,70	26,70	26,70				
Clorofila- diciembre 2014	1	66,75	66,75	66,75				
Clorofila- febrero 2015	1	30,04	30,04	30,04				
Clorofila- abril 2015	1	88,11	88,11	88,11				
Clorofila- mayo 2015	1	23,56	23,56	23,56				
Clorofila- junio 2015	1	33,82	33,82	33,82				

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
marzo	2,000	2,000	A
noviembre	3,000	3,000	A
agosto	4,000	4,000	A
octubre	5,000	5,000	A
enero	6,000	6,000	A
julio	13,000	6,500	A

mayo	8,000	8,000	A
junio	17,000	8,500	A
mayo	11,000	11,000	A
abril	23,000	11,500	A
diciembre	13,000	13,000	A
septiembre	15,000	15,000	A
febrero	16,000	16,000	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 22. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de la concentración de clorofila *a* registrada en la E2 de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo). Idem E3, ciclo 2014-2015-

Variable	N	Media	GL	K	p
Clorofila- agosto 2014	1	30,90	9	9,000	0,437
Clorofila- septiembre 2014	1	27,80			
Clorofila- octubre 2014	1	34,40			
Clorofila- noviembre 2014	1	32,04			
Clorofila- diciembre 2014	1	33,40			
Clorofila- febrero 2015	1	12,02			
Clorofila- abril 2015	1	56,50			
Clorofila- mayo 2015	1	25,56			
Clorofila- junio 2015	1	28,90			
Clorofila- julio 2015	1	23,90			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
febreo	1,000	1,000	A
julio	2,000	2,000	A
mayo	3,000	3,000	A
septiembre	4,000	4,000	A
junio	5,000	5,000	A
agosto	6,000	6,000	A
noviembre	7,000	7,000	A
diciembre	8,000	8,000	A
octubre	9,000	9,000	A
abril	10,000	10,000	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 23. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de la concentración de clorofila *a* registrada en la E4 del río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Clorofila- abril	2	2,80	2,87	2,84	0,05	12	13,564	0,329
Clorofila- mayo	1	2,10	2,10	2,10				
Clorofila- junio	2	1,90	4,30	3,10	1,70			
Clorofila- julio	2	3,20	3,20	3,20				
Clorofila- agosto	1	2,90	2,90	2,90				
Clorofila- septiembre	1	1,20	1,20	1,20				
Clorofila- octubre	1	1,40	1,40	1,40				
Clorofila- noviembre	1	1,34	1,34	1,34				
Clorofila- diciembre	1	0,38	0,38	0,38				
Clorofila- enero	1	1,70	1,70	1,70				
Clorofila- febrero	1	4,39	4,39	4,39				
Clorofila- marzo	1	3,25	3,25	3,25				
Clorofila- mayo	1	11,87	11,87	11,87				

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
diciembre	1,000	1,000	A
septiembre	2,000	2,000	A
noviembre	3,000	3,000	A
octubre	4,000	4,000	A
enero	5,000	5,000	A
mayo	7,000	7,000	A
abril	17,000	8,500	A

junio	20,000	10,000	A
agosto	10,000	10,000	A
julio	23,000	11,500	A
marzo	13,000	13,000	A
febrero	15,000	15,000	A
mayo	16,000	16,000	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 24. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de clorofila *a* registrada en la E1 de la laguna Sauce Grande (comparación entre ciclos).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Clorofila 2012-2013	16	64,60	749,20	359,21	192,26	2	22,873	< 0,0001
Clorofila 2013-2014	16	28,20	85,43	43,18	20,35			
Clorofila 2014-2015	16	21,80	88,11	44,99	21,52			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2014-2015	232,000	14,500	A
2013-2014	180,000	15,000	A
2012-2013	408,000	34,000	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 25. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la concentración de clorofila *a* registrada en la laguna y el río Sauce Grande en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	H	p
Clorofila E4	16	0,38	11,87	3,05	2,60	3	34,037	< 0,0001
Clorofila E1	16	21,80	88,11	44,99	21,52			
Clorofila E2	16	12,02	56,50	30,54	11,16			
Clorofila E3	16	23,60	86,11	36,71	18,24			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn/Prueba bilateral:

Muestra	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E4	136,000	8,500	A
E2	304,000	30,400	B
E3	336,500	33,650	B
E1	601,500	37,594	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 26. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para la abundancia fitoplanctónica en el ciclo 2014-2015 (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE
Abundancia ESTACIONES	52	7,400	211875,00	72389,33	81358,85

Análisis de varianza (Abundancia):

Fuente	GL	SC	CM	F	p
Modelo	3	274712243979,388	91570747993,13	69,91	< 0,0001
Error	48	62870134192,241	1309794462,34		
Total	51	337582378171,629			

Test: Bonferroni. Alfa= 0,05

Categoría	Medias	Error estándar	Límite inferior (95%)	Límite superior (95%)	Grupos
E1	152951,563	9047,771	134759,800	171143,325	A
E3	131490,000	11444,625	108479,039	154500,961	A
E2	188,038	11444,625	-22822,924	23198,999	B
E4	14,994	9047,771	-18176,768	18206,756	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 27. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para la abundancia fitoplanctónica en la E2 Del ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE
Abundancia E2	20	7,400	282,500	101,744	103,170

Análisis de varianza (Abundancia S2)

Fuente	GL	SC	CM	F	p
Modelo	9	27555,856	3061,762	0,175	0,992
Error	10	174682,169	17468,217		
Total	19	202238,025			

Test: Bonferroni. Alfa= 0,05

Categoría	Medias LS	Error estándar	Límite inferior (95%)	Límite superior (95%)	Grupos
01/06/2015	148,700	93,456	-59,534	356,934	A
01/09/2014	147,450	93,456	-60,784	355,684	A
01/12/2014	146,750	93,456	-61,484	354,984	A
01/10/2014	120,963	93,456	-87,271	329,196	A
01/05/2015	109,750	93,456	-98,484	317,984	A
01/11/2014	90,325	93,456	-117,909	298,559	A
01/02/2015	77,650	93,456	-130,584	285,884	A
01/04/2015	75,700	93,456	-132,534	283,934	A
01/07/2015	62,250	93,456	-145,984	270,484	A
01/08/2014	37,900	93,456	-170,334	246,134	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 28. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para la abundancia fitoplanctónica en la E3 del ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE
Abundancia E3	20	17275,000	211875,000	141091,250	57523,880

Análisis de varianza (Abundancia E3):

Fuente	GL	SC	CM	F	p
Modelo	9	44961220031,250	4995691114,583	2,789	0,063
Error	10	17909719062,500	1790971906,250		
Total	19	62870939093,750			

Test: Bonferroni. Alfa= 0,05

Categoría	Medias	Error estándar	Límite inferior (95%)	Límite superior (95%)	Grupos
01/07/2015	193750,000	29924,671	127073,677	260426,323	A
01/05/2015	193437,500	29924,671	126761,177	260113,823	A
01/06/2015	186562,500	29924,671	119886,177	253238,823	A
01/04/2015	174462,500	29924,671	107786,177	241138,823	A
01/02/2015	168125,000	29924,671	101448,677	234801,323	A
01/12/2014	141562,500	29924,671	74886,177	208238,823	A
01/10/2014	123450,000	29924,671	56773,677	190126,323	A
01/08/2014	83425,000	29924,671	16748,677	150101,323	A
01/09/2014	82137,500	29924,671	15461,177	148813,823	A
01/11/2014	64000,000	29924,671	-2676,323	130676,323	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 29. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para la abundancia fitoplanctónica en la E4 del ciclo 2014-2015 (comparación entre meses de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE
Abundancia E4	20	7,400	282,500	101,744	103,170

Análisis de varianza (Abundancia E4):

Fuente	GL	SC	CM	F	p
Modelo	9	27555,856	3061,762	0,175	0,992
Error	10	174682,169	17468,217		
Total	19	202238,025			

Test: Bonferroni. Alfa= 0,05

Categoría	Medias	Error estándar	Límite inferior (95%)	Límite superior (95%)	Grupos
01/06/2015	148,700	93,456	-59,534	356,934	A
01/09/2014	147,450	93,456	-60,784	355,684	A
01/12/2014	146,750	93,456	-61,484	354,984	A
01/10/2014	120,963	93,456	-87,271	329,196	A
01/05/2015	109,750	93,456	-98,484	317,984	A
01/11/2014	90,325	93,456	-117,909	298,559	A
01/02/2015	77,650	93,456	-130,584	285,884	A
01/04/2015	75,700	93,456	-132,534	283,934	A
01/07/2015	62,250	93,456	-145,984	270,484	A
01/08/2014	37,900	93,456	-170,334	246,134	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 30. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la riqueza específica (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Riqueza- E1	16	17,00	32,00	23,44	4,15	3	35,92	< 0,0001
Riqueza- E2	16	22,00	35,00	29,70	4,16			
Riqueza- E3	16	20,00	29,00	24,60	2,55			
Riqueza- E4	16	8,00	21,00	13,81	3,89			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E4	16	146,500	9,156	A
E1	16	466,500	29,156	B
E3	10	330,500	33,050	B
E2	10	434,500	43,450	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 31. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la riqueza específica (comparación entre ciclos de muestreo)

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Riqueza 2012-2013	16	20,0	34,0	27,1	3,7	2	6,57	0,037
Riqueza 2013-2014	16	19,0	28,0	24,0	3,0			
Riqueza 2014-2015	16	17,0	32,0	23,4	4,1			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2014-2015	16	265,000	16,563	A
2013-2014	12	224,000	18,667	A B
2012-2013	12	331,000	27,583	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 32. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la dominancia (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Dominancia- E1	16	0,13	0,37	0,19	0,06	3	11,73	0,008
Dominancia- E2	16	0,12	0,33	0,17	0,06			
Dominancia- E3	16	0,13	0,23	0,17	0,03			
Dominancia- E4	16	0,15	0,49	0,24	0,09			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E2	10	165,000	16,500	A
E3	10	215,000	21,500	A B
E1	16	422,000	26,375	A B
E4	16	576,000	36,000	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 33. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la dominancia (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Dominancia 2012-2013	16	0,09	0,52	0,24	0,12	2	3,43	0,18
Dominancia 2013-2014	16	0,09	0,31	0,17	0,06			
Dominancia 2014-2015	16	0,13	0,37	0,19	0,06			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2013-2014	12	193,000	16,083	A
2014-2015	16	328,000	20,500	A
2012-2013	12	299,000	24,917	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 34. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la equitatividad (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Equitatividad- E1	16	0,54	0,79	0,69	0,06	3	2,20	0,533
Equitatividad- E2	16	0,50	0,73	0,67	0,07			
Equitatividad- E3	16	0,57	0,75	0,69	0,06			
Equitatividad- E4	16	0,53	0,78	0,70	0,07			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E2	10	222,500	22,250	A
E3	10	247,500	24,750	A
E1	16	416,000	26,000	A
E4	16	492,000	30,750	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 35. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la equitatividad (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Equitatividad 2012-2013	16	0,40	0,84	0,65	0,12	2	2,01	0,37
Equitatividad 2013-2014	16	0,55	0,81	0,71	0,07			
Equitatividad 2014-2015	16	0,54	0,79	0,69	0,06			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2012-2013	12	199,000	16,583	A
2014-2015	16	346,000	21,625	A
2013-2014	12	275,000	22,917	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 36. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la diversidad (comparación entre estaciones de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Diversidad- E1	16	2,41	3,52	3,13	0,30	3	16,718	0,001
Diversidad- E2	16	2,24	3,60	3,30	0,43			
Diversidad- E3	16	2,66	3,45	3,17	0,24			
Diversidad- E4	16	1,75	3,32	2,66	0,47			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
E4	16	236,000	14,750	A
E1	16	457,000	28,563	A B
E3	10	300,000	30,000	A B
E2	10	385,000	38,500	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 37. Resultados del análisis de la varianza (Kruskal Wallis) para la diversidad (comparación entre ciclos de muestreo).

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE	GL	K	p
Diversidad 2012-2013	16	1,91	3,99	3,12	0,60	2	0,537	0,765
Diversidad 2013-2014	16	2,42	3,91	3,23	0,41			
Diversidad 2014-2015	16	2,41	3,52	3,13	0,30			

Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral:

Muestra	Frecuencia	Suma de rangos	Media de rangos	Grupos
2012-2013	12	230,000	19,167	A
2014-2015	16	320,000	20,000	A
2013-2014	12	270,000	22,500	A

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Anexo 38. Resultados del análisis de la varianza para la productividad primaria neta (PPN) y la productividad primaria bruta (PPB) de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015.

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE
PPN	16	32,45	561,14	204,18	146,83

Análisis de la Varianza- **PPN**

Fuente	SC	GL	CM	F	p-valor
Modelo.	224084,59	11	20371,32606	0,821	0,642
Error	99311,28	4	24827,82013		
Total	323395,87	15			

$p > 0,05$, no hay diferencias significativas entre meses

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE
PPB	16	172,79	718,85	398,37	207,26

Análisis de la Varianza-**PPB**

Fuente	SC	GL	CM	F	p-valor
Modelo.	491840,22	11	44712,74747	1,172	0,479
Error	152567,02	4	38141,75426		
Total	644407,24	15			

$p > 0,05$, no hay diferencias significativas entre meses

Anexo 39. Resultados del análisis de la varianza para la respiración (R) de la laguna Sauce Grande en el ciclo 2014-2015.

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	DE
R	16	18,30	573,25	171,40	155,43

Análisis de la Varianza (SC Tipo III)-R

Fuente	SC	GL	CM	F	p-valor
Modelo.	350884,75	11	31898,61348	11,06	0,016
Error	11534,07	4	2883,517713		
Total	362418,82	15			

Test: Bonferroni. Alfa= 0,05

Categoría	Medias	Error estándar.	Grupos	
Diciembre	573,25	53,7	A	
Noviembre	492,96	53,7	A	
Octubre	295,33	53,7		B
Septiembre	141,76	53,7	B	C
Junio	129,47	37,97	B	C
Julio	127,22	37,97	B	C
Agosto	123,21	53,7	B	C
Abril	120,26	37,97	B	C
Febrero	114,14	53,7	B	C
Mayo	89,81	37,97		C
Marzo	49,92	53,7		C
Enero	18,3	53,7		C

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)