



**Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo**

**Estudios sobre la dinámica de nutrientes en seis
lagunas pampeanas, con énfasis en la dinámica del
fósforo de una laguna turbia (Chascomús)**

Leonardo Lagomarsino

Director: Horacio Ernesto Zagarese

Co-director: Carlos Bonetto

**Trabajo de tesis doctoral para optar al título de Doctor en
Ciencias Naturales**

2011

INDICE

Resumen

Capítulo 1. Introducción general	11
1.1. Modelo de estados de equilibrio alternativos	16
1.2. El Humedal Pampeano	18
1.3. Objetivo general	21
1.4. Objetivos particulares	22
Capítulo 2. Dinámica de nutrientes en seis lagunas pampeanas con Características limnológicas contrastantes. Similitudes y diferencias	24
2.1 Introducción	25
2.2 Materiales y Métodos	26
2.2.1 Área de estudio	26
2.2.2 Toma de muestras y análisis físico-químicos	31
2.2.3 Cuantificación del Índice de estado trófico	31
2.2.4 Análisis estadístico	32
2.3 Resultados	33
2.3.1 Formas nitrogenadas	35
2.3.2 Fracciones de fósforo	37
2.3.3 Patrones de turbidez nefelométrica, sólidos totales suspendidos y clorofila a	44
2.3.4 Relaciones entre turbidez, sólidos totales suspendidos y clorofila a	49
2.4 Discusión	55
Capítulo 3. Las variables meteorológicas como moduladoras de la dinámica del fósforo en la laguna Chascomús.	65
3.1 Introducción	66
3.2 Materiales y Métodos	70
3.2.1 Descripción del área de estudio	70
3.2.2 Mediciones meteorológicas y de la radiación solar	71

3.2.3	Toma de muestras y determinaciones físico-químicas	72
3.2.4	Desarrollo de modelos empíricos	73
3.3	Resultados	76
3.3.1	Variables meteorológicas e hidrológicas (2005-2007)	76
3.3.2	Características físicas y químicas de la laguna (2005-2007)	80
3.3.3	Modelos de regresión de las concentraciones de fósforo en función de las variables climáticas (2005-2007)	86
3.3.4	La validación del modelo (2008)	87
3.4	Discusión	89
Capítulo 4. Efecto de diferentes condiciones lumínicas sobre la dinámica de nutrientes de una laguna turbia (Chascomús): estudio experimental a escala de mesocosmos.		96
4.1	Introducción	97
4.2	Materiales y Métodos	99
4.2.1	Diseño experimental	99
4.2.2	Toma de muestras y análisis físico-químicos	101
4.2.3	Análisis estadístico	103
4.3	Resultados	103
4.3.1	Parámetros físicos y químicos	103
4.4	Discusión	113
Capítulo 5. Estudio intensivo de la dinámica temporal de los nutrientes y del seston de la laguna Chascomús.		121
5.1	Introducción	122
5.2	Materiales y Métodos	124
5.2.1	Toma de muestras	124
5.2.2	Análisis estadístico	125
5.3	Resultados	126
5.3.1	Patrones de viento y de radiación solar	126
5.3.2	Variables físico-químicas	132
5.3.3	Turbidez nefelométrica, clorofila a fitoplanctónica, sólidos totales suspendidos y peso seco libre de cenizas	136
5.3.4	Dinámica de nutrientes	144

5.4	Discusión	147
5.4.1	Variabilidad en los parámetros fisicoquímicos	147
	Conclusiones generales	159
	Bibliografía	167
	Apéndice	183
	Agradecimientos	187

INDICE DE FIGURAS

Capítulo 2.

Figura 2.1.	Mapa del área de estudio con la localización de las lagunas estudiadas. (1) Kakel Huincul; (2) Chascomús; (3) El Triunfo; (4) La Limpia; (5) Lacombe; (6) San Jorge. Modificado de Allende et al., 2009.	29
Figura 2.2.	Variación estacional de la temperatura del agua para las seis lagunas durante el período de estudio.	34
Figura 2.3.	Mediana de las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de las lagunas claras y turbias.	37
Figura 2.4.	Rango de PT registrado para el conjunto de registros, sin diferenciación entre lagunas.	38
Figura 2.5.	Mediana de las concentraciones de PT de las seis lagunas estudiadas.	39
Figura 2.6.	Contribución relativa de las diferentes fracciones al total del fósforo en los ambientes estudiados.	42
Figura 2.7.	Variación temporal de las concentraciones de fósforo total de los ambientes estudiados durante el período de estudio.	43
Figura 2.8.	Diagrama de cajas de los valores de turbidez de las seis lagunas incluidas en este estudio.	45
Figura 2.9.	Relación entre las concentraciones de PT y la turbidez nefelométrica para el conjunto de lagunas claras y turbias.	46
Figura 2.10.	Dinámica temporal del seston en las distintas lagunas durante el	

período de estudio.	48
Figura 2.11. Porcentaje de las distintas fracciones constituyentes del seston.	49
Figura 2.12. Diagrama de cajas para las concentraciones de clorofila a de las seis lagunas estudiadas.	51
Figura 2.13. Relación entre concentraciones de chl-a y la turbidez nefelométrica para el conjunto de lagunas.	53
Figura 2.14. Ordenamiento de las lagunas estudiadas obtenido de un Análisis de Componentes Principales realizado a partir variables físicas, químicas y biológicas.	55
Figura 2.15. Gradiente de las concentraciones de fósforo total registradas a lo largo del estudio y sus valores de turbidez asociados.	59
 Capítulo 3.	
Figura 3.1. Mapa de la laguna Chascomús indicando la localización de los tres sitios de muestreo.	73
Figura 3.2. Radiación PAR media diaria en función de los días del año para el período 2005-2007.	77
Figura 3.3. Variables climáticas e hidrológicas durante el período de estudio (2005 - 2007).	79
Figura 3.4. Variación estacional de las concentraciones de fósforo total durante el período 2005 - 2007.	81
Figura 3.5. Variación temporal de las diferentes fracciones de fósforo durante el período 2005 - 2007.	83
Figura 3.6. Variación estacional durante el período 2005 - 2007 del seston (a), contenido de fósforo del seston (b). La radiación solar media diaria PAR se representa con líneas grises. SI (Solsticio de verano). SV (solsticio de invierno).	85
Figura 3.7. (a) Variación estacional del seston y del contenido de fósforo del seston ($P_{part}/seston$); (b) Tendencias idealizadas de ambos parámetros; (c) Patrón bimodal del P_{part} (PT) que surge del producto de ambas tendencias.	95
 Capítulo 4.	
Figura 4.1. Imagen de los mesocosmos utilizados para la realización del experimento.	100

Figura 4.2. Concentraciones de amonio en cada tratamiento durante el transcurso del experimento. Promedios y desvío estándar.	106
Figura 4.3. Variación temporal en los cuatro tratamientos de: (a) Fósforo total; (b) Fósforo particulado; (c) Fósforo total disuelto.	109
Figura 4.4. Concentraciones de PRS en cada tratamiento durante el transcurso del experimento. Promedios y desvío estándar.	110
Figura 4.5. (a) Concentraciones de seston para cada tratamiento durante el muestreo; (b) Contenido de fósforo del seston; (c) Turbidez nefelométrica.	112
Capítulo 5.	
Figura 5.1. Variación temporal de la velocidad del viento durante el período de estudio. a) Velocidades medias cada treinta minutos. b) Velocidades máximas registradas en los intervalos de treinta minutos.	127
Figura 5.2. Mediana de las velocidades de viento en los horarios de muestreo.	128
Figura 5.3. Rosa de los vientos con velocidades y direcciones prevalecientes durante el muestreo.	129
Figura 5.4. Variación temporal de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) durante el transcurso del estudio.	130
Figura 5.5. Variación temporal de la profundidad de la laguna Chascomús.	132
Figura 5.6. Variación temporal de la temperatura del agua y de la concentración de oxígeno disuelto.	134
Figura 5.7. Variación temporal de la profundidad de lectura del disco de Secchi.	135
Figura 5.8. a) Variación temporal del seston y de la turbidez nefelométrica. b) Relación entre ambos parámetros.	137
Figura 5.9. Variación del seston en relación a la velocidad media del viento (a) y en relación a los registros de velocidad máxima cada 30 minutos (b).	139
Figura 5.10. Variación de las concentraciones de seston durante el período - 8 hs 15 de feb-8 hs 16 de febrero.	140
Figura 5.11. Dinámica del seston y del peso seco libre de cenizas en el transcurso	

de los quince días de estudio.	142
Figura 5.12. Variación temporal del porcentaje de peso seco libre de cenizas.	143
Figura 5.13. Variación temporal del fósforo particulado y del fósforo disuelto total.	145
Figura 5.14. Tendencias del seston y del Ppart/seston durante los quince días de estudio. Para una mejor apreciación se realizó un promedio diario de ambos parámetros.	152
Figura 5.15. Variación estacional del PT durante el período 2005-2008 incluidos los registros del muestreo quincenal.	155
Figura 5.16. Variación temporal del porcentaje de Ppart durante el período 2005 - 2008 a), y durante el estudio quincenal b).	156
Figura 5.17. Variación estacional del Ppart durante el período de estudio 2005 – 2008 junto con los valores obtenidos durante el estudio quincenal.	157
Figura 5.18. Variación estacional de las concentraciones de seston durante el periodo 2006 - 2008 (círculos verdes), junto con los valores obtenidos en el muestro quincenal (círculos blancos).	158

INDICE DE TABLAS

Capítulo 2.

Tabla 2.1. Localización geográfica, área, profundidad máxima (Z) y macrófitas presentes en los ambientes estudiados.	30
Tabla 2.2. Valores medios (\pm desvío estándar) de OD: oxígeno disuelto, Cond: conductividad, pH y alcalinidad.	36
Tabla 2.3. Valores medios (\pm desvío estándar) de las concentraciones de nutrientes disueltos y totales.	42

Capítulo 3.

Tabla 3.1. Valores medios (\pm desvío estándar) y rango de los parámetros físicos, químicos y biológicos determinados durante el período 2000 – 2007.	84
Tabla 3.2. Modelos de regresión múltiple desarrollados para el período 2005 -2007.	89

Capítulo 4.

Tabla 4.1. Valores promedios (\pm desvío estándar) de los parámetros medidos para los distintos tratamientos. **104**

Tabla 4.2. Valores medios (\pm desvío estándar) de las variables físicas y químicas determinadas para cada tratamiento durante el experimento. **108**

Capítulo 5.

Tabla 5.1. Promedios \pm desvío estándar y rango de los principales parámetros físicos, químicos y biológicos medidos durante el estudio. **132**

Resumen

Los lagos someros son ambientes altamente dinámicos que pueden presentar más de un estado estacionario. Generalmente se reconocen dos estados extremos: un estado de aguas claras con dominancia de macrófitas sumergidas, y un estado de aguas turbias con predominancia del fitoplancton. En la presente tesis se estudió la dinámica de nutrientes en un conjunto de seis lagos someros pampeanos que se presentaron en distintos estados estacionarios. Los resultados obtenidos permitieron diferenciar a los sistemas claros y turbios de acuerdo a las concentraciones de nutrientes totales y sus fracciones dominantes, junto con las concentraciones de seston y su contenido de peso seco libre de cenizas. Ambos sistemas presentaron altas concentraciones de fósforo total, con diferencias en la predominancia de las fracciones constituyentes; en las lagunas turbias predominó la fracción particulada, mientras que en las lagunas claras se presentó mayormente en forma disuelta. Además, los sistemas turbios exhibieron mayores concentraciones de nutrientes disueltos, altas concentraciones de clorofila *a* y mayores concentraciones de sólidos totales en suspensión, éstos últimos con bajos contenidos de peso seco libre de cenizas. Por el contrario, los sistemas claros presentaron bajas concentraciones de sólidos totales en suspensión, con una mayor proporción de peso seco libre de cenizas. En comparación con los sistemas turbios, las concentraciones de nutrientes disueltos y de clorofila *a* fueron menores.

Se realizó un estudio de largo término en la laguna Chascomús, un ambiente turbio y con elevadas concentraciones de nutrientes. El estudio se centró en el análisis de la dinámica temporal de las concentraciones de fósforo total. Se observó una marcada estacionalidad, con máximos en primavera y otoño, un mínimo absoluto en invierno, y un mínimo secundario en verano. La fuente de variabilidad fue la fracción particulada (P_{part}), que representó el 80 % del total del

fósforo. Se observó además una estacionalidad en las concentraciones de seston, con máximos en verano y mínimos en invierno, mientras que el contenido de fósforo del seston ($P_{part}/seston$) presentó un patrón opuesto. Ambas variables se relacionaron con la radiación solar, la temperatura del agua, la velocidad del viento y la profundidad de la laguna. Mientras que las concentraciones de seston aumentaron en coincidencia con la radiación solar, el contenido de fósforo del seston exhibió ($P_{part}/seston$) un patrón opuesto. Estos resultados fueron coincidentes con los obtenidos en un experimento a escala de mesocosmos, en el cual se manipuló la radiación solar incidente bajo condiciones similares de temperatura del agua, intensidad de mezcla y concentraciones de nutrientes. Los resultados obtenidos sugieren que la dinámica del fósforo en la laguna Chascomús depende de la cantidad de partículas en suspensión (seston), y del contenido de fósforo por unidad de seston, ambas variables gobernadas por la radiación solar, la temperatura del agua, la velocidad del viento y la profundidad.

Palabras clave. Lagos someros, estados estacionarios, nutrientes, seston, fósforo.

Abstract

Shallow lakes are highly dynamic environments that can present more than a steady state. Generally recognize two extreme states: a clear state dominated by submerged macrophytes and a turbid state dominated by phytoplankton. In this thesis, we studied the nutrient dynamics in six Pampean shallow lakes, with different equilibrium states. The results of this study showed differences among clear and turbid systems according to total nutrient concentrations and dominant fractions, seston concentrations and its ash-free dry weight content. Both systems showed high total phosphorus concentrations, with differences in dominant fractions, in turbid lakes dominated the particulate fraction, whereas in clear lakes

appeared mainly in dissolved form. In addition, turbid systems showed higher concentrations of dissolved nutrients, higher concentrations of chlorophyll *a* and higher concentrations of total suspended solids, with low content of ash-free dry weight. By contrast, clear systems had low concentrations of total suspended solids, with a higher proportion of ash-free dry weight. On a comparative basis, dissolved nutrient concentrations and chlorophyll *a* were lower.

In addition, a long term study was conducted in Chascomús, a highly turbid eutrophic shallow lake. We analyzed the temporal total phosphorus dynamics. Total phosphorus showed seasonality, displaying two maxima coincident with the spring and fall equinoxes, an absolute minimum in winter, and a secondary minimum around the summer solstice. The source of variability was the particulate fraction (P_{part}), which represented 80% of total phosphorus. Also seston concentrations showed seasonality, with maximum values in summer and minimum in winter, while the phosphorus content of seston ($P_{part} / seston$) displayed the opposite pattern. Both variables were related to solar radiation, water temperature, wind speed and water column depth. These results were consistent with those obtained in a mesocosm-scale experiment in which we manipulated the incident solar radiation and fixed variables such as water temperature, mixing intensity and nutrient concentrations. The results suggest that phosphorus dynamics in Chascomús shallow lake depends not only on the total mass of seston, but also on the averaged concentration of phosphorus content of seston ($P_{part}/seston$), both variables controlled by solar radiation, water temperature, wind speed and water depth.

Keywords. Shallow lakes, alternative states, nutrients, seston, phosphorus.

Capítulo 1

Introducción general

Los lagos someros son los ecosistemas acuáticos lénticos más abundantes de la Tierra (Wetzel, 2001). Estos ecosistemas son importantes porque brindan bienes y servicios a la comunidad: proveen alimento, aportan de forma significativa a las economías de muchas ciudades a través del aprovechamiento de sus recursos pesqueros, son utilizados para esparcimiento y recreación, explotados como recursos turísticos y aprovechados para el consumo humano.

Últimamente ha surgido un creciente interés por el estudio de estos ambientes, al presentar dinámicas y funcionamientos diferentes de los tradicionalmente estudiados lagos profundos. Éstos últimos se caracterizan por presentar una estratificación térmica en alguna época del año y una pérdida continua de materia orgánica hacia el hipolimnio, almacenándose en este compartimiento hasta que se produce la etapa de mezcla. Por su parte, los lagos someros generalmente presentan profundidades menores a los tres metros, característica que posibilita el establecimiento de macrófitas sumergidas, otorgada por la penetración de la luz hasta los sedimentos (Moss et al.,1994). Una diferencia importante entre ambos tipos de lagos, es que los lagos someros no estratifican térmicamente por largos períodos de tiempo, tendiendo a presentar la columna de agua en una mezcla continua como resultado de la acción del viento. Además, el carácter somero establece una estrecha interacción entre la masa de agua y los sedimentos, siendo este compartimiento el lugar donde se mineraliza la mayor parte de la materia orgánica producida en la columna de agua (Nikdord & Deneke,1995). Como resultado de esta interacción, los nutrientes están potencialmente a disposición de los productores primarios durante todo el año.

En las últimas décadas numerosos ecosistemas acuáticos sufrieron un proceso de eutrofización de sus aguas, como resultado de un incremento en las descargas provenientes de actividades agrícolas, industriales y urbanas. De hecho, los lagos someros no estuvieron exentos a estos factores de estrés y, consecuentemente, exhibieron cambios importantes en su estructura biológica y en su funcionamiento. Un enriquecimiento en nutrientes puede ocasionar la desaparición de las macrófitas en su totalidad y un incremento en la turbidez provocado por la proliferación fitoplanctónica, estableciéndose de ese modo un menor control del zooplancton hacia el fitoplancton y cambios en la composición de las comunidades ictícolas, pudiendo resultar, en última instancia, en una pérdida de biodiversidad en el ecosistema (Jeppesen, 2000a; Moss, 1998; Quirós et al., 2002a).

Algunos autores sugieren que la principal causa de la desaparición de las macrófitas bajo enriquecimiento de nutrientes, es el efecto de sombreado que ocasiona el desarrollo del perifiton, acompañado del crecimiento de algas filamentosas (Phillips et al., 1978). Sin embargo, ciertos estudios han sugerido que el desarrollo del perifiton depende fundamentalmente de la densidad de invertebrados herbívoros y no de las concentraciones de nutrientes presentes, siendo los peces consumidores de invertebrados herbívoros los principales moduladores de la trama trófica, a través de efectos en cascada del tipo top-down (Jones & Sayer, 2003).

Con el fin de abordar los problemas ocasionados por la eutrofización, se emprendieron numerosos estudios, y se desarrollaron diversos modelos generales

para lagos (someros-profundos), que relacionan las concentraciones de nutrientes con las concentraciones de clorofila a fitoplanctónica y la transparencia del agua. Algunos de los tradicionalmente empleados fueron modelos de regresión simple confeccionados para predecir las concentraciones de clorofila a fitoplanctónica a partir de cambios en las concentraciones de fósforo total (Dillon & Rigler, 1974; Canfield, 1983; Jones & Bachman, 1976). Sin embargo, estos modelos fueron desarrollados fundamentalmente a partir de estudios en lagos profundos, y, si bien probaron ser útiles en diversos lagos, no todos tuvieron la misma sensibilidad al ser aplicados a los lagos someros, dado el alto grado de heterogeneidad de estos ecosistemas (Havens et al., 2001).

En forma conjunta al desarrollo de los modelos de regresión, se desarrollaron modelos más complejos (Vollenweider 1975; 1976), en los cuales se establecen relaciones entre las concentraciones de nutrientes de un lago en función de sus cargas, del tiempo de residencia hidráulica del agua, de la profundidad media del lago y de la tasa de sedimentación.

Consecutivamente, y con el fin de conseguir una reducción en las comunidades fitoplanctónicas, se implementaron diversas medidas de restauración en estos ecosistemas. En muchos lagos, una reducción en la carga de nutrientes por sí sola no ocasionó un retorno hacia el estado prístino (Sas, 1989), siendo necesario una combinación con la manipulación de las comunidades integrantes de la trama trófica, principalmente en las comunidades de peces. Estas medidas estuvieron dirigidas con el propósito de ejercer un control denominado top-down, desde niveles tróficos superiores hasta la base de la red

trófica (Shapiro & Wright, 1984; Van Donk et al., 1989; Meijer et al., 1989). Dicho control consiste en reducir las comunidades de peces planctívoros de manera de disminuir la predación sobre el zooplancton herbívoro, buscando lograr de ese modo, una mayor abundancia de los grupos zooplanctónicos de mayor tamaño (*Daphnia* spp). Finalmente, esa manipulación llevaría a una mayor presión de consumo sobre el fitoplancton, y, consecuentemente, a condiciones de mayor transparencia de las aguas.

Sin embargo, en ciertos ecosistemas las medidas de restauración implementadas resultaron ineficaces. Una de las principales causas de esa ineficacia se debió en gran medida a la liberación de fósforo desde los sedimentos, fenómeno conocido como *carga interna* (Søndergaard et al., 1993; Søndergaard, 2007). En relación a lo mencionado, numerosos estudios han puesto en evidencia que los sedimentos ejercen un rol fundamental en estos sistemas, pudiendo actuar tanto como fuente o sumidero de fósforo (Hosper & Meyer, 1986; Søndergaard et al., 2001; 2003). Además, algunos lagos exhibieron un retorno al estado de aguas claras bajo niveles de nutrientes inferiores a aquellos niveles que condujeron al estado turbio, comportamiento conocido como histéresis (Ibelings et al., 2007; Meijer et al., 1999).

1.1 Modelo de estados de equilibrio alternativos

En base a la observación de las respuestas que presentaron los lagos someros a cambios en las condiciones externas, surgió un fundamento teórico establecido a través de un modelo de estados de equilibrio alternativos (Scheffer, 1993). El mismo establece que a bajas concentraciones de nutrientes el desarrollo del fitoplancton se encontraría limitado por los mismos, con la consecuente dominancia de macrófitas y condiciones de mayor transparencia de las aguas. Por el contrario, altas concentraciones de nutrientes favorecerían el desarrollo del fitoplancton, resultando en condiciones de mayor turbidez. El modelo establece que a niveles intermedios de nutrientes, ambos estados podrían presentarse, oscilando entre uno u otro dependiendo de las condiciones imperantes. Además, sostiene la existencia de un umbral crítico de nutrientes que provoca un salto entre estados alternativos.

Numerosos trabajos han permitido esclarecer que ambos estados alternativos implican mecanismos intrínsecos que les confieren estabilidad (Moss, 1988; Jeppesen, 1998; Jeppesen et al. 1998; Scheffer, 1998). Por un lado, en un estado de aguas claras la presencia de macrófitas promueve la transparencia del agua al evitar la resuspensión de los sedimentos y otorgar refugio al zooplancton herbívoro. Por el contrario, en un estado de aguas turbias, los peces favorecen el crecimiento del fitoplancton al aumentar el reciclado de nutrientes, y a través del control que ejercen sobre el zooplancton. Asimismo, la turbulencia y la resuspensión de sedimentos provocada por la actividad de los peces bentónicos

pueden ocasionar un incremento en la turbidez del sistema, propiciando ambientes lumínicos limitantes para el establecimiento de macrófitas.

El modelo asume la existencia de dos factores de suma importancia que interactúan y promueven la ocurrencia de uno u otro estado: los niveles de nutrientes y la turbidez, representando ésta última al ambiente lumínico en la columna de agua. Sin embargo, otros factores pueden ser partícipes de tales cambios. Por ejemplo, alteraciones en el nivel del agua, mortandad de peces, cambios en las condiciones climáticas, son algunos de ellos que en combinación conjunta regulan la dinámica de estos sistemas, resultando en definitiva, en complejas interacciones entre factores externos e internos (Scheffer, 1998; Scheffer & Van Nest, 2007; Van Geest et al., 2007).

Análisis más recientes han señalado que la teoría es una visión un tanto simplista de lo que ocurre en la naturaleza. Numerosos lagos someros no se presentan en uno u otro estado en forma estacionaria, presentándose, en cambio, como sistemas altamente dinámicos con frecuentes cambios de regímenes (Quirós et al. 2002; Scheffer & Jeppesen, 2007); o como estados transientes por largo término, hasta que alguna pequeña perturbación los sitúe en un estado estacionario (Scheffer & Carpenter, 2003; Van Donk & Gulati, 1995; Van Geest et al., 2007).

Como se mencionó anteriormente los nutrientes juegan un papel central en la dinámica de estos ecosistemas. Si bien la disponibilidad de nitrógeno puede resultar de suma importancia (Goldman, 1988), el fósforo ha sido considerado el

principal impulsor de cambios en las concentraciones de clorofila *a* en lagos de todo el mundo (Schindler, 1978).

Estudios realizados en lagos someros del hemisferio norte indican que para que se produzcan cambios desde estados claros y vegetados a turbios, son necesarias concentraciones de fósforo total entre 0,2 y 0,3 mgL⁻¹ (Jeppesen et al. 1990; Van den Berg et al. 1999). Sin embargo, una extrapolación de estos valores a lagos de otras latitudes con diferencias en sus características morfométricas, hidrológicas, químicas y biológicas, entre otras, puede resultar no del todo acertado.

1.2 El Humedal Pampeano

La región pampeana es una extensa planicie de aproximadamente 800.000 km², originariamente cubierta por pastizales. El clima en esta región es templado húmedo, con temperaturas medias anuales que oscilan alrededor de los 17 °C. Las precipitaciones son abundantes, con promedios que rondan los 800 mm al año (Quirós & Drago, 1999), y distribuidas a lo largo de un gradiente NE-SO, delimitando por lo tanto, zonas secas y húmedas. Esta región se caracteriza por presentar una periodicidad recurrente de períodos secos y húmedos, con las consecuentes sequías e inundaciones (Vervoorst, 1967). El relieve es bastante homogéneo en la mayor parte de su superficie, y presenta una suave pendiente (0,05%) (Dangavs et al., 1996).

El extenso humedal pampeano alberga un gran número de lagos someros comúnmente denominados “lagunas”. La mayor parte de estos cuerpos de agua presentan una profundidad media inferior a los 3 metros, aunque algunos alcanzan los 8 metros (Quirós et al., 2002a). Las dimensiones de las lagunas son variables, desde unas pocas hectáreas hasta superficies de varios km². El origen de la mayor parte de estos lagos debe remontarse al período cuaternario, período caracterizado por la ocurrencia de sucesiones de etapas climáticas secas y húmedas (Iriando, 1989); además, muchos de ellos deben su origen a procesos de deflación eólica (Tricart, 1973).

Las lagunas pampeanas son lagos de llanura, someros, sin estratificación térmica por largos períodos de tiempo y con tiempos de residencia del agua altamente variables (Quirós & Drago, 1999). En base a su concentración salina se clasifican como lagos subsalinos y salinos (Ringuelet, 1962), con diferencias en sus iones predominantes de acuerdo a su localización geográfica. Aquellos lagos situados en la cuenca del Río Salado contienen aguas bicarbonatadas sódicas y cloradas, con altas concentraciones de sólidos disueltos (Conzonno y Claverie, 1990; Miretzky et al., 2000; Torremorell et al., 2007); mientras que los lagos situados en cercanía de los sistemas serranos de Tandilia y Ventania poseen menores contenidos de sólidos disueltos, aguas carbonatadas y bajas relaciones Cl⁻:Na⁺ (Quirós, 2005).

Como se mencionó anteriormente, el régimen hidrológico en esta región es complejo. Como resultado, estos ecosistemas presentan frecuentes alteraciones

en sus profundidades producto tanto de la ocurrencia de precipitaciones *in situ*, como por ingreso de agua por vía subterránea, y/o a través de ríos y arroyos presentes en sus cuencas de drenaje. Estas alteraciones en el nivel hidrométrico, y sus consecuentes cambios en las características físicas, químicas y biológicas han sido documentadas por diversos autores. Claps et al. (2002) registraron para la laguna de San Miguel del Monte, que la composición del zooplancton varía espacio-temporalmente en función a cambios en la dominancia de macrófitas (fases claras y fases turbias), en aparente relación con descensos en el nivel del agua. Por su parte, estudios realizados en la laguna Chascomús (Bustingorry y col., 2008; Conzonno & Claverie, 1990; Maizels et al., 2003; Torremorell et al., 2007) han puesto en evidencia que este cuerpo de agua responde a recurrentes períodos de sequías e inundaciones, con los consecuentes cambios en la salinidad de sus aguas, aunque sin cambios por largo término en las concentraciones de nutrientes totales. Además, estudios llevados a cabo en la cuenca del Río Salado (Gabellone et al., 2001; 2002; Solari et al., 2002) permitieron identificar que el régimen hidrológico del río tiene una gran influencia sobre los lagos someros de su cuenca. Las crecidas del río inducen cambios en los lagos adyacentes, con aportes de material disuelto, y cambios en la conductividad y en la dominancia de los grupos planctónicos.

Al igual que en numerosos cuerpos de agua de Europa, la eutrofización de los ecosistemas acuáticos pampeanos es un fenómeno frecuente. Distintos estudios desarrollados tanto en ambientes lóticos como en sistemas lénticos sugieren que aquellos cuerpos de agua situados en cuencas donde la actividad

agrícola es intensa, sufren un aporte de nutrientes de considerable magnitud (Gabellone et al., 2005; Gabellone et al., 2010; Quirós, 2000; Quirós & Drago, 1999; Renella & Quirós, 2006). En relación a ello, Quirós et al. (1995; 2002a) sostienen que la mayoría de las lagunas de la región pampeana eran en su origen de aguas claras y vegetadas, pero como resultado de las actividades humanas (agricultura, ganadería, urbanización, introducción de peces), la mayoría de ellas cambiaron hacia un estado turbio, desprovistas de vegetación, y dominadas por el fitoplancton.

Lo expuesto anteriormente pone en evidencia que los lagos someros son ambientes sensibles a cambios en las condiciones externas, entre ellas, al aporte de nutrientes y a variaciones en las condiciones climáticas y meteorológicas, pudiendo presentar cambios graduales, como así también variaciones cíclicas (estacionales) y aperiódicas (estocásticas). En este contexto, se propone estudiar la dinámica de nutrientes en un conjunto de lagos someros del extenso humedal pampeano.

1.3 Objetivo general

El presente estudio tiene por objetivo general estudiar la dinámica de nutrientes, principalmente las distintas fracciones constituyentes del fósforo total, en un conjunto de lagos someros pampeanos en diferentes estados estacionarios. Se propone identificar las semejanzas y diferencias en las fracciones

constituyentes del nutriente en cuestión, y conjuntamente, analizar qué factores gobiernan su dinámica.

1.4 Objetivos particulares

- 1) Estudiar la dinámica de nutrientes en un conjunto de seis lagunas pampeanas en diferentes estados estacionarios. Se propone identificar las similitudes y diferencias en las concentraciones de nutrientes totales y de sus fracciones constituyentes.
- 2) Estudiar la dinámica del fósforo en una laguna turbia (Chascomús) durante un período prolongado, poniendo especial énfasis en la identificación de los distintos factores que gobiernan su dinámica.
- 3) Realizar un estudio experimental en mesocosmos, con el fin de manipular las condiciones de luz y minimizar las diferencias entre las unidades experimentales en variables tales como la intensidad de mezcla, la temperatura del agua y las concentraciones de nutrientes totales.
- 4) Realizar un estudio detallado en la laguna Chascomús con una mayor frecuencia de toma de muestras. Se propone evaluar la presencia de patrones diarios en distintos parámetros físicos y químicos.

Una vez desarrollados los objetivos propuestos, la tesis se presenta estructurada de la siguiente forma. En el Capítulo 2 se presentan los resultados de un estudio realizado en seis lagunas pampeanas en diferentes estados estacionarios. Específicamente se detallan similitudes y diferencias entre lagunas claras y lagunas turbias, de acuerdo a los niveles de nutrientes y las fracciones dominantes de los mismos. En el Capítulo 3 se presenta un análisis detallado sobre cuáles factores intervienen en la dinámica estacional del fósforo de la laguna Chascomús, y se confeccionaron distintos modelos para predecir las concentraciones de fósforo total. En el Capítulo 4 se presentan los resultados obtenidos de un experimento a escala de mesocosmos. En el experimento se manipuló la radiación solar incidente con el objeto de corroborar los resultados obtenidos de estudios a campo. Finalmente, en el Capítulo 5 se presentan los resultados obtenidos de un estudio de corto término de la laguna Chascomús. Se realizó un muestreo quincenal con toma de muestras diarias.

Capítulo 2

Dinámica de nutrientes en seis lagunas pampeanas con características limnológicas contrastantes.

Similitudes y diferencias.

2.1 Introducción

La teoría de estados de equilibrio alternativos desarrollada por Scheffer (1993), contempla la existencia en los lagos someros de dos estados estacionarios extremos a lo largo de un gradiente de condiciones de nutrientes: un estado de aguas claras, con dominancia de macrófitas sumergidas, y un estado de aguas turbias, con predominancia del fitoplancton.

El fundamento teórico y la abundancia de estudios realizados en lagos someros del hemisferio norte han generado un importante aporte al conocimiento sobre el funcionamiento de estos ecosistemas complejos y altamente dinámicos (Van Nes et al.,2002; Scheffer & Carpenter,2003). Sin embargo, es preciso señalar, que el modelo y numerosos estudios realizados bajo esa perspectiva se centraron fundamentalmente en los cambios ocurridos en estos ambientes en función de las concentraciones de nutrientes totales, sin realizar una descripción con suficiente detalle sobre la contribución relativa de las distintas fracciones en ambos estados antagónicos. Dentro de este marco teórico conceptual, abordamos el estudio de un conjunto de seis lagunas pampeanas en diferentes estados estacionarios.

En este capítulo se analizan las similitudes y las diferencias que presentaron un conjunto de seis lagunas pampeanas en diferentes estados estacionarios. Se relacionan las concentraciones de nutrientes totales y la predominancia de las distintas fracciones en función de la turbidez nefelométrica.

Los objetivos particulares son:

- Estudiar la relación entre la turbidez nefelométrica y las concentraciones de nutrientes totales en seis lagunas pampeanas.
- Determinar la predominancia de las distintas fracciones constituyentes del fósforo total en función de la turbidez de las lagunas.
- Analizar los niveles de sólidos totales suspendidos y el porcentaje del peso seco libre de cenizas en las distintas lagunas.
- Evaluar la existencia de variaciones temporales en los distintos parámetros físicos y químicos.

2.2 Materiales y Métodos

2.2.1 Área de estudio y esquema temporal de muestreo

El estudio se realizó en un conjunto de 6 lagos someros situados en la Región Pampeana (Figura 2.1). Cinco de estas lagunas se encuentran localizadas en el partido de Chascomús, ellas son: El Triunfo (TR), La Limpia (LI), San Jorge

(SJ), Lacombe (LC) y Chascomús (CH). La restante, Kakel Huincul (KH), se encuentra ubicada en el partido de Maipú.

Los ambientes fueron seleccionados con el propósito de abarcar un gradiente amplio de condiciones de turbidez y de nutrientes. La selección de los ambientes se fundamentó en estudios previos realizados por Allende et al. (2009). Dichos estudios revelaron que la producción primaria fitoplanctónica en las lagunas Chascomús, San Jorge y La Limpia se encuentra limitada por la disponibilidad de luz, producto de la elevada turbidez de sus aguas. Por el contrario, esa limitación no se establece en las lagunas Kakel Huincul, Lacombe y El Triunfo, dado la mayor transparencia que presentan esos ambientes. Entre los cuerpos de agua turbios, se puede diferenciar a la laguna La Limpia, que ha sido clasificada por Allende et al. (2009) como una laguna turbia inorgánica, indicando que gran parte de la turbidez se debe a partículas de origen inorgánico (arcillas). Por su parte, Lacombe es un cuerpo de agua que frecuentemente alterna entre fases de aguas claras y vegetadas y fases turbias con predominancia del fitoplancton (Cano et al., 2008).

Al momento del estudio las lagunas Kakel Huincul, El Triunfo y Lacombe se presentaron en un estado claro, con dominancia de macrófitas sumergidas (*Ceratophyllum demersum.*, *Myriophyllum quitense* y *Potamogeton pectinatus*) y de vegetación emergente en sus aguas abiertas (*Schoenoplectus californicus* y *Typha sp.*). Las restantes lagunas se presentaron en un estado turbio, sin presencia de vegetación (Chascomús y La Limpia), o con macrófitas emergentes distribuidas en parches (San Jorge). En base a lo anteriormente expuesto, se

agrupó a los ambientes en sistemas claros (kakil Huincul, El Triunfo y Lacombe) y sistemas turbios (San Jorge, Chascomús y La Limpia) con el fin de analizar las similitudes y diferencias entre ambos estados estacionarios.

Los muestreos de los diferentes cuerpos de agua fueron realizados de forma estacional, con toma de muestras cada dos meses. La toma de muestras comenzó en el mes de marzo de 2008, y se extendió hasta abril de 2009. En la Tabla 2.1 se presentan las fechas de muestreo, la localización geográfica, la profundidad máxima, la superficie y las especies de macrófitas presentes en cada laguna.

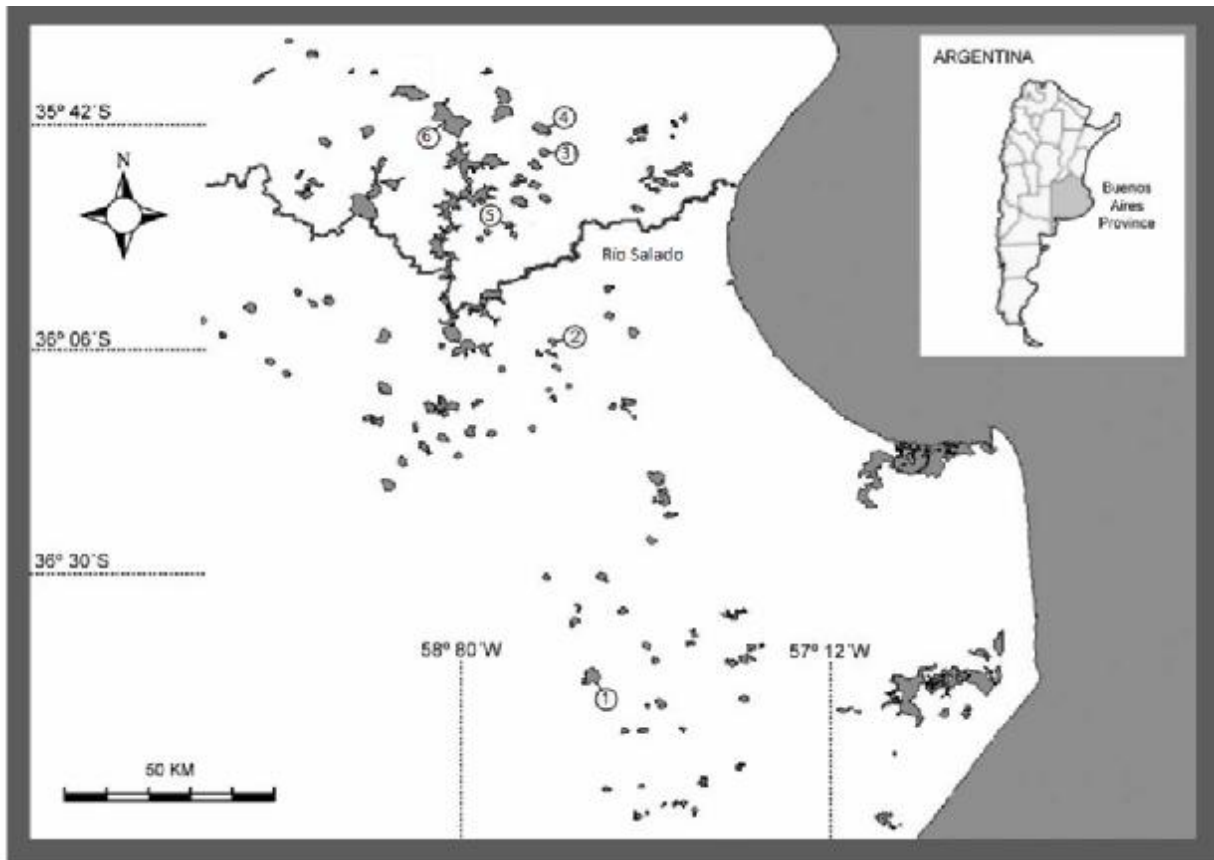


Figura 2.1. Mapa del área de estudio con la localización de las lagunas estudiadas. (1) Kakel Huincul; (2) El Triunfo; (3) San Jorge (4) La Limpia; (5) Lacombe; (6) Chascomús Modificado de Allende et al., 2009.

Laguna	Fechas de muestreo	Posición geográfica	Área (Km ²)	Z max (m)	Macrófitas
El Triunfo	2008: 26-03; 20-05; 16-07; 23-09; 24-11. 2009: 04-02; 14-04.	35° 51' S; 57° 52' W	—	1,2	<i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Schoenoplectus californicus</i> <i>Typha sp.</i>
Kakel Huincul	2008: 26-03; 20-05; 16-07; 23-09; 24-11. 2009: 04-02; 14-04.	36° 48' S; 57° 47' W	20	1,5	<i>Myriophyllum quitense</i> <i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Schoenoplectus californicus</i>
Lacombe	2008: 26-03; 20-05; 16-07; 24-11. 2009: 04-02; 14-04.	35° 49' S; 57° 49' W	1,3	1,5	<i>Myriophyllum quitense</i> <i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Schoenoplectus californicus</i>
La Limpia	2008: 26-03; 20-05; 16-07; 23-09; 24-11. 2009: 04-02; 14-04.	35° 37' S; 57° 48' W	5,6	1,9	Ausencia de macrófitas
San Jorge	2008: 26-03; 20-05; 16-07; 23-09; 24-11. 2009: 04-02; 14-04.	35° 40' S; 57° 47' W	3	1,7	<i>Schoenoplectus californicus</i>
Chascomús	2008: 26-03; 20-05; 16-07; 23-09; 24-11. 2009: 04-02; 14-04.	35° 36' S; 58° 02' W	30,1	1,9	Ausencia de macrófitas

Tabla 2.1. Fechas de muestreo, localización geográfica, área, profundidad máxima (Z) y macrófitas presentes en los ambientes estudiados.

2.2.2 Toma de muestras y análisis físico – químicos

Las muestras de agua se colectaron en la zona central de las distintas lagunas a una profundidad de aproximadamente 30 cm. Las mediciones de pH (Orion pH-meter), conductividad (Hach conductimeter), temperatura del agua, turbidez nefelométrica (Hach) y concentración de oxígeno disuelto (YSI 5000 meter) se realizaron *in situ*.

Para el traslado del agua se utilizaron envases de polipropileno de 10 litros de capacidad. Una vez en el laboratorio, se procedió al filtrado de las muestras a través de filtros de fibra de vidrio de 0,7 μm de tamaño de poro (G/FF, Whatman®) para la realización de los análisis químicos. La metodología empleada para las determinaciones químicas se detalla en el Apéndice 1.

2.2.3 Cuantificación del Índice de estado trófico

Con el fin de cuantificar el estado trófico de los ambientes estudiados, se aplicó el Índice de estado trófico (TSI) desarrollado por Carlson (1977). Este índice se obtuvo para cada fecha de muestreo y las variables utilizadas fueron las concentraciones de clorofila *a* y de fósforo total. Las ecuaciones empleadas para su obtención fueron las siguientes:

$$TSI=9,81*\ln chl-a + 30,6$$

$$TSI=14,42*\ln PT+ 4,14$$

El índice clasifica el estado trófico de distintos cuerpos de agua utilizando una escala de 0 a 100. Valores de TSI inferiores a 20 implicarían condiciones ultraoligotróficas; entre 30 y 40, determinarían condiciones oligotróficas; entre 40 y 50, mesotróficas; entre 50 y 60, implicarían condiciones eutróficas y por encima de 70, condiciones hipertróficas.

2.2.4 Análisis estadístico

La estimación de las relaciones entre las distintas variables se realizó mediante la aplicación del índice de correlación no paramétrico de Spearman. Además, con el fin de examinar las similitudes y diferencias entre las lagunas se utilizó un análisis de componentes principales (PCA) basado en un conjunto de variables físico-químicas. A su vez, con el objetivo de corroborar la significancia de las diferencias encontradas en las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) entre lagunas claras y turbias se utilizó un test no paramétrico de Kruskal- Wallis.

2.3 Resultados

Durante el período de estudio, las lagunas presentaron un patrón de temperatura típico de regiones templadas, con mínimos en invierno (13°C) y sus máximos hacia fines de primavera y principios de verano, con valores comprendidos entre 20 y 25°C (Figura 2.2). Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron elevadas, con un promedio para el total de las lagunas de $9,3\text{mgL}^{-1}$ ($\pm 2,1$ DE), sin patrones estacionales en ninguna de ellas. La conductividad fue variable, con valores medios en el rango de $1,41\text{ mS cm}^{-1}$ (LI) hasta $3,36\text{ mS cm}^{-1}$ (LC). Las aguas presentaron promedios de pH comprendidos entre 8,62 y 9,32 (KH y TR respectivamente) y elevadas alcalinidades, con valores medios desde 7,21 (KH) hasta $19,92\text{ mEq L}^{-1}$ (LC) (Tabla 2.2).

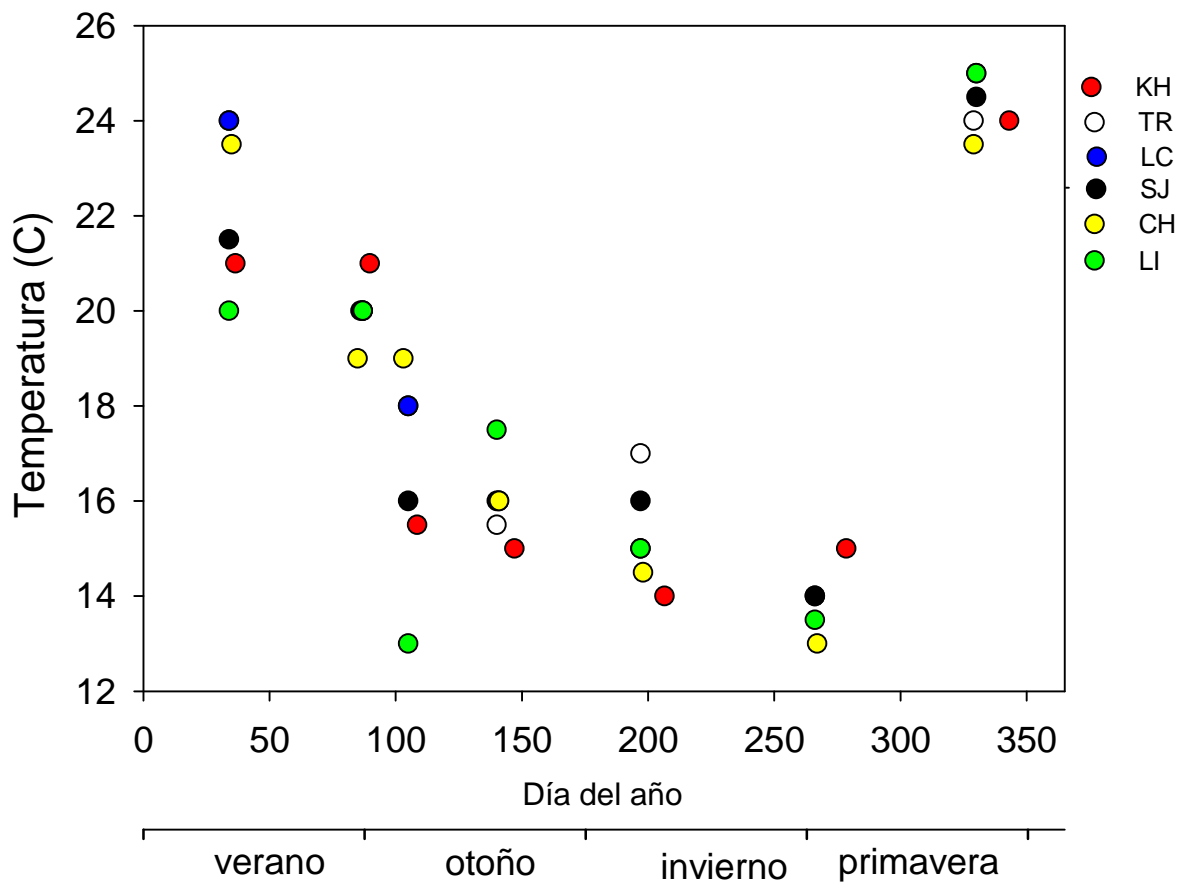


Figura 2.2. Variación estacional de la temperatura del agua para las seis lagunas durante el período de estudio.

Laguna	OD (mg L ⁻¹)	Cond (mS cm ⁻¹)	pH	Alcalinidad (mE L ⁻¹)
	11,7	1,9	8,6	7,21
Kakel Huincul	± (3,8)	± (0,6)	± (0,3)	± (2,89)
	9,5	1,6	9,3	9,21
El Triunfo	± (6,9)	± (0,3)	± (0,3)	± (3,11)
	8,0	3,4	9,0	19,92
Lacombe	± (1,7)	± (0,9)	± (0,4)	± (9,50)
	9,0	1,4	9,1	11,24
La Limpia	± (1,3)	± (0,3)	± (0,3)	± (3,93)
	9,3	1,9	9,2	12,04
San Jorge	± (1,1)	± (0,2)	± (0,3)	± (3,52)
	8,8	2,6	9,1	10,67
Chascomús	± (0,8)	± (0,4)	± (0,1)	± (3,31)

Tabla 2.2. Valores medios (± desvío estándar) de OD: oxígeno disuelto, Cond: conductividad, pH y alcalinidad.

2.3.1 Formas nitrogenadas

Las concentraciones de nitrógeno total fueron elevadas tanto en las lagunas claras como en los sistemas turbios. Las concentraciones máximas se presentaron en San Jorge y La Limpia, con valores medios de 6269 y 3614 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente, y los mínimos en El Triunfo y Lacombe, con medias cercanas a 3150 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 2.3). A pesar de registrarse variaciones temporales en las

distintas lagunas, ninguna de ellas presentó un patrón estacional claro. Las concentraciones de las fracciones nitrogenadas disueltas inorgánicas (NID) fueron, comparativamente, de menor importancia en relación a los totales. Entre los sistemas estudiados, San Jorge presentó los mayores valores de NID, con un promedio de $88 \mu\text{g L}^{-1}$ (± 120 DE) para el período de estudio. Por el contrario, los mínimos se presentaron en la laguna El Triunfo, con una media de $16 \mu\text{g L}^{-1}$ (± 13 DE)(Tabla 2.3). Agrupando a las lagunas en sistemas claros y turbios, éstas últimas presentaron concentraciones significativamente mayores de NID (Kruskal-Wallis; $n=40$ $p < 0,05$) (Figura 2.3).

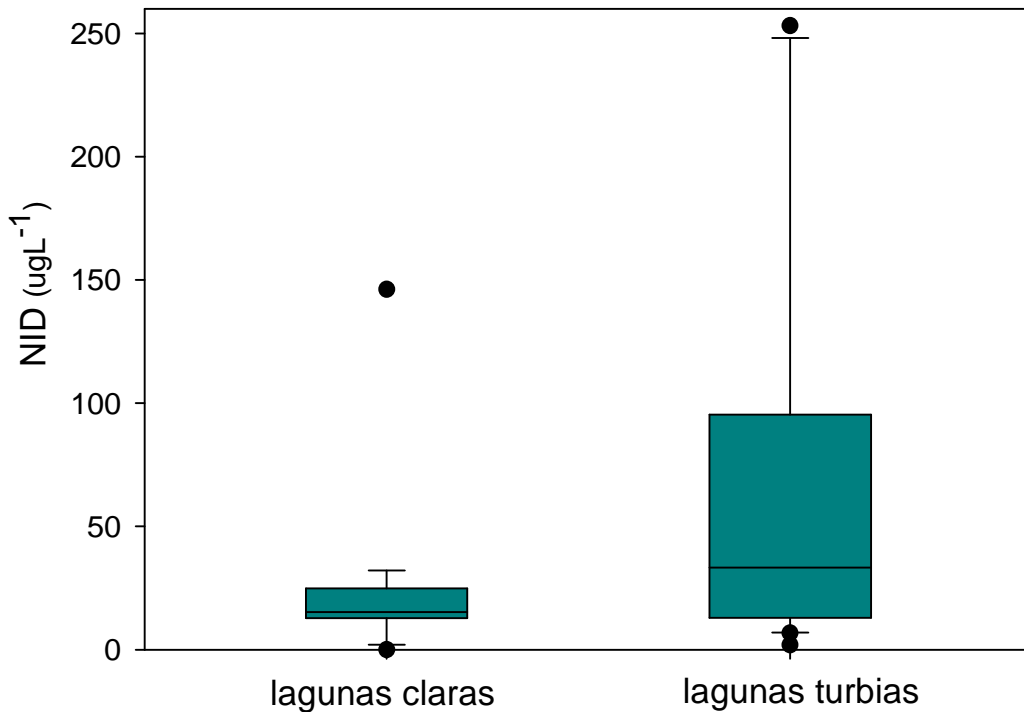


Figura 2.3. Diagrama de cajas para las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de las lagunas claras y turbias. La línea dentro de la caja representa la mediana.

2.3.2 Fracciones de fósforo

Al igual que el nitrógeno total, las concentraciones medias de PT en las distintas lagunas fueron elevadas. Sin embargo, considerando el total de los registros, se pudo observar un amplio rango de concentraciones, con valores desde $26 \mu\text{gL}^{-1}$ (KH) hasta $1179 \mu\text{gL}^{-1}$ (LI) (Figura 2.4).

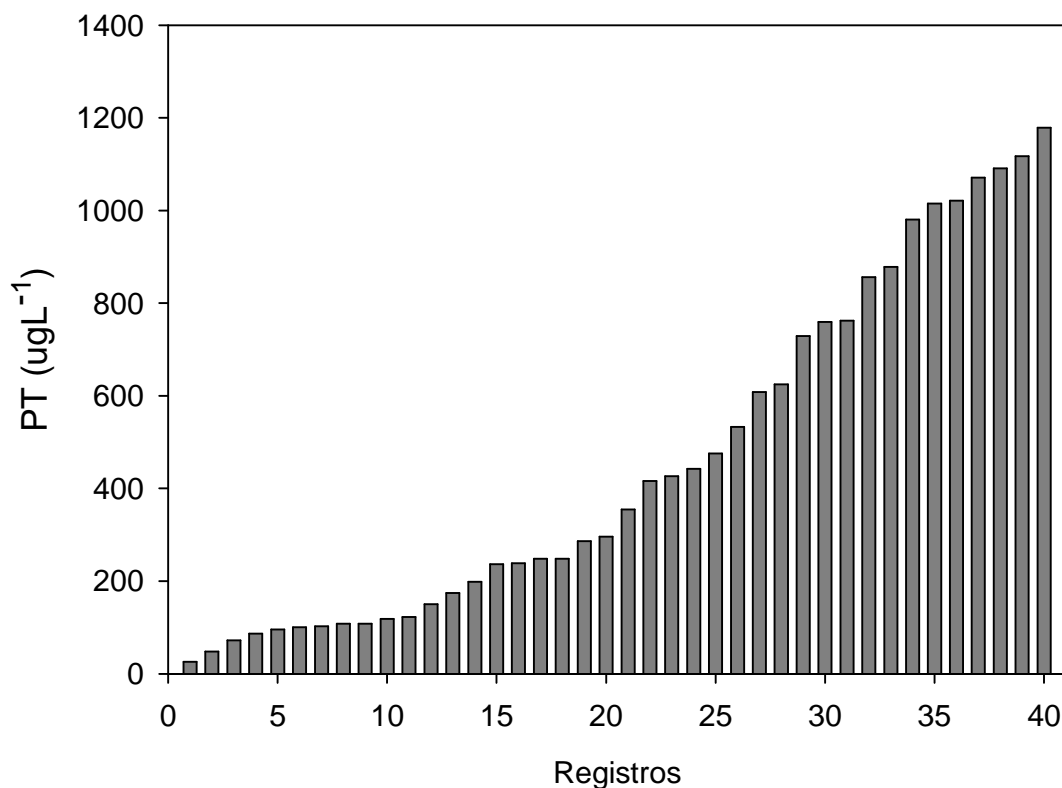


Figura 2.4. Rango de PT registrado para el conjunto de registros, sin diferenciación entre lagunas.

Las lagunas claras Kakel Huincul, El Triunfo y Lacombe exhibieron, en comparación con sus pares turbias, menores concentraciones de PT, con una media de $158 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 100 \text{ DE})$ y un rango entre 26 y $426 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 2.3). En su conjunto, Chascomús, La Limpia y San Jorge exhibieron un promedio de PT 4,6 veces superior al registrado para las lagunas claras, con valores de hasta $1179 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 2.3) (Figura 2.5). Las diferencias entre los sistemas turbios y sistemas

claros para el nutriente en cuestión fueron significativas (Kruskal-Wallis; $n= 40$ $p<0,001$)

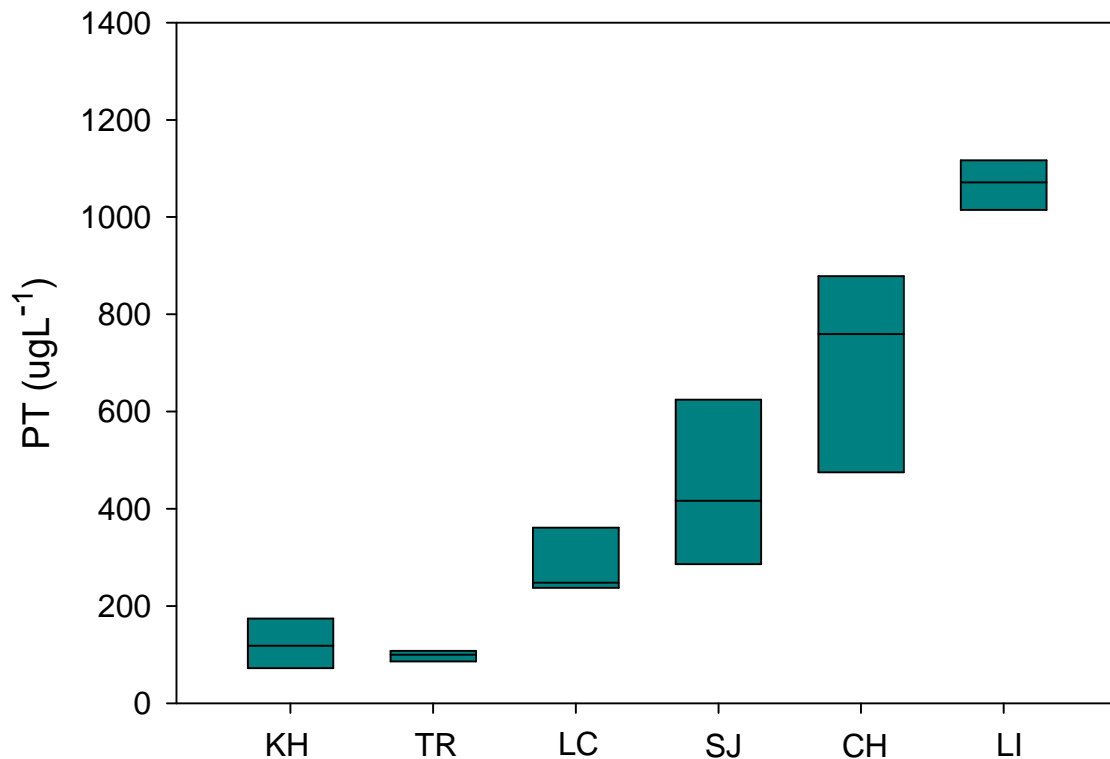


Figura 2.5. Diagrama de cajas para las concentraciones de PT de las seis lagunas estudiadas. La línea dentro de la caja representa la mediana.

Teniendo en cuenta las diferentes fracciones constituyentes del fósforo total, se observaron diferencias entre las lagunas estudiadas. Mientras que en las lagunas turbias, San Jorge y Chascomús, la fracción particulada fue la más representativa, conformando un 67 y 88 % del PT respectivamente, Lacombe presentó variaciones en la dominancia de sus fracciones, con un rango de Ppart

entre 26 y 74% del total (valor medio 58%). Por el contrario, las lagunas claras Kakel Huincul y El Triunfo, exhibieron a la fracción disuelta (PDT) como forma dominante, con valores medios entre 53 y 70 % para ambas lagunas, y máximos de 80 % (KH) y 100% (TR). Por su parte en La Limpia la fracción disuelta representó el 92 % del total del fósforo, siendo en este caso mayoritariamente PRS. Para el resto de las lagunas, las concentraciones de PRS fueron menores, con medias desde 3 (TR) hasta 22 μgL^{-1} (LC). (Tabla 2.3; Figura 2.6). En términos absolutos las concentraciones medias de PDT para la lagunas claras fueron 79 μgL^{-1} (± 47 DE), mientras que las concentraciones medias para las lagunas turbias, exceptuando a La Limpia, fueron 119 μgL^{-1} (± 55 DE).

A lo largo del período de estudio se pudo observar que las distintas lagunas presentaron variaciones temporales en las concentraciones de fósforo total (Figura 2.7). Chascomús y San Jorge presentaron sus máximos hacia finales de la primavera y principios de verano y sus mínimos en otoño e invierno. Por su parte, Kakel Huincul exhibió un incremento en los niveles de fósforo total, con máximos hacia el final del período de estudio; La Limpia no exhibió grandes variaciones, y las restantes (Lacombe y El Triunfo) presentaron variaciones sin un patrón estacional definido.

Laguna	NID (μgL^{-1})	NT (μgL^{-1})	PRS (μgL^{-1})	PT (μgL^{-1})	PDT (μgL^{-1})	Ppart (μgL^{-1})	%Ppart
KH	19,7	3308,5	10,3	128,2	60,7	67,5	47,2
	\pm (6,1)	\pm (2346,1)	\pm (9,3)	\pm (72,0)	\pm (26,6)	\pm (62,3)	\pm (20,4)
TR	16,3	3122,2	2,7	94,7	65,9	28,9	30,1
	\pm (13,2)	\pm (1690,6)	\pm (2,7)	\pm (23,3)	\pm (22,6)	\pm (21,2)	\pm (19,8)
LC	39,4	3144,1	21,7	289,1	122,5	166,6	58,8
	\pm (54,7)	\pm (2496,4)	\pm (23,5)	\pm (80,5)	\pm (69,5)	\pm (62,7)	\pm (19,0)
LI	77,6	3614,1	574,9	1036,6	946,5	90,1	8,4
	\pm (84,6)	\pm (2439,4)	\pm (126,6)	\pm (133,6)	\pm (132,1)	\pm (89,5)	\pm (8,1)
SJ	88,3	6269,2	18,6	448,7	147,9	300,8	66,8
	\pm (119,8)	\pm (4356,0)	\pm (8,1)	\pm (189,5)	\pm (61,3)	\pm (138,9)	\pm (8,6)
CH	37,6	3309,0	15,4	714,1	89,9	624,2	87,6
	\pm (36,2)	\pm (918,5)	\pm (12,8)	\pm (209,2)	\pm (28,8)	\pm (186,4)	\pm (2,0)

Tabla 2.3. Valores medios (\pm desvío estándar) de las concentraciones de nutrientes disueltos y totales. NID: nitrógeno inorgánico disuelto; NT: nitrógeno total; PRS: fósforo reactivo soluble; PT: fósforo total; Ppart: fósforo particulado; %Ppart: porcentaje de fósforo particulado en relación al fósforo total.

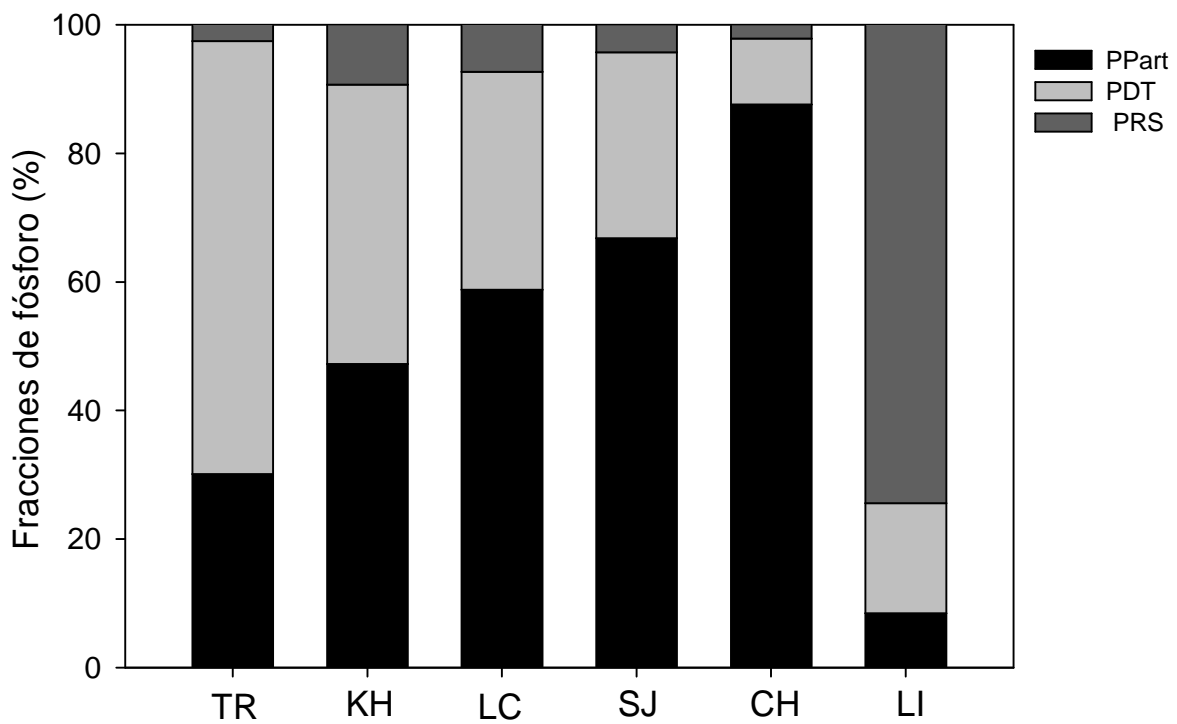


Figura 2.6. Contribución relativa de las diferentes fracciones al total del fósforo en los ambientes estudiados.

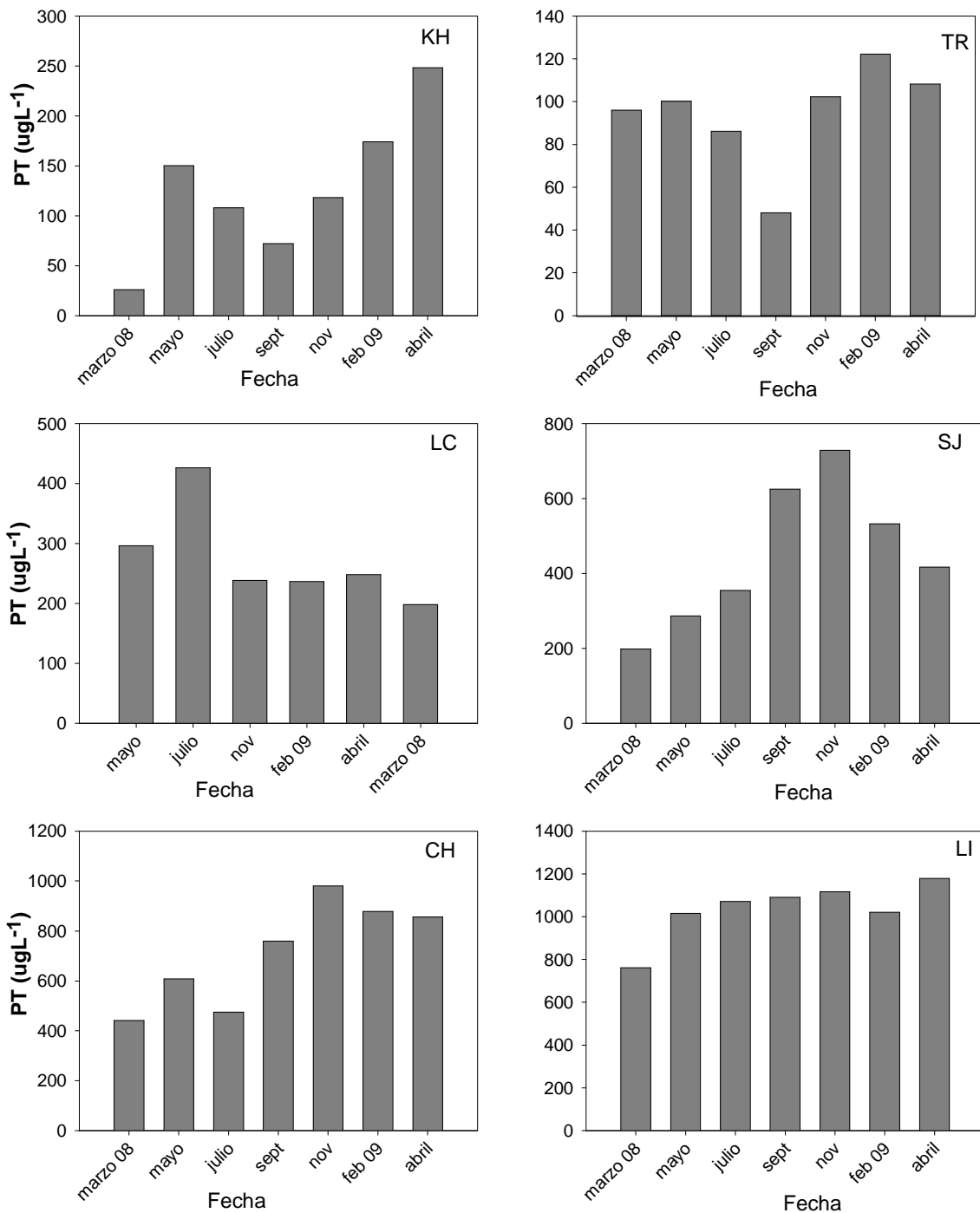


Figura 2.7. Variación temporal de las concentraciones de fósforo total de los ambientes estudiados durante el período de estudio.

2.3.3 Patrones de turbidez nefelométrica y de sólidos totales suspendidos.

Como era de esperar, los niveles de turbidez nefelométrica fueron diferentes entre las lagunas estudiadas (Figura 2.8). En las lagunas claras (KH, TR y LC), la turbidez presentó un valor medio de 11,7 NTU ($\pm 14,4$ DE), con un rango de valores desde 1,1 hasta 49,8 NTU, correspondientes a El Triunfo y Kakel Huincul respectivamente; mientras que el conjunto de lagunas turbias (CH, LI y SJ) exhibieron una turbidez media 16 veces superior al registrado para las lagunas claras, promediando 185 NTU (± 84 DE), y alcanzando valores máximos de hasta 362 NTU (SJ). Atendiendo a la variación temporal, Kakel Huincul y Lacombe no mostraron variaciones estacionales en la turbidez nefelométrica. Kakel Huincul exhibió valores cercanos a 4 NTU durante el año 2008, alcanzando valores máximos hacia el final del período de estudio (49,8 NTU). Por su parte, Lacombe exhibió valores cercanos a 15 NTU durante gran parte del estudio, con picos máximos hacia el final del mismo (47 NTU). Las restantes lagunas presentaron comportamientos diferentes. Chascomús y San Jorge, a pesar de la variabilidad, mostraron sus máximos en primavera y verano, y sus mínimos en invierno; El Triunfo presentó una turbidez poco variable durante los primeros muestreos (~ 4 NTU), alcanzando valores máximos hacia el final de estudio (7 NTU). Finalmente, La Limpia exhibió variaciones en la turbidez sin un patrón estacional claro, exhibiendo valores máximos cercanos a 300 NTU.

Considerando el total de observaciones para las distintas lagunas, la turbidez nefelométrica y el fósforo total se presentaron positivamente relacionados ($R=0,89$; $n=39$; $p=0,000$).

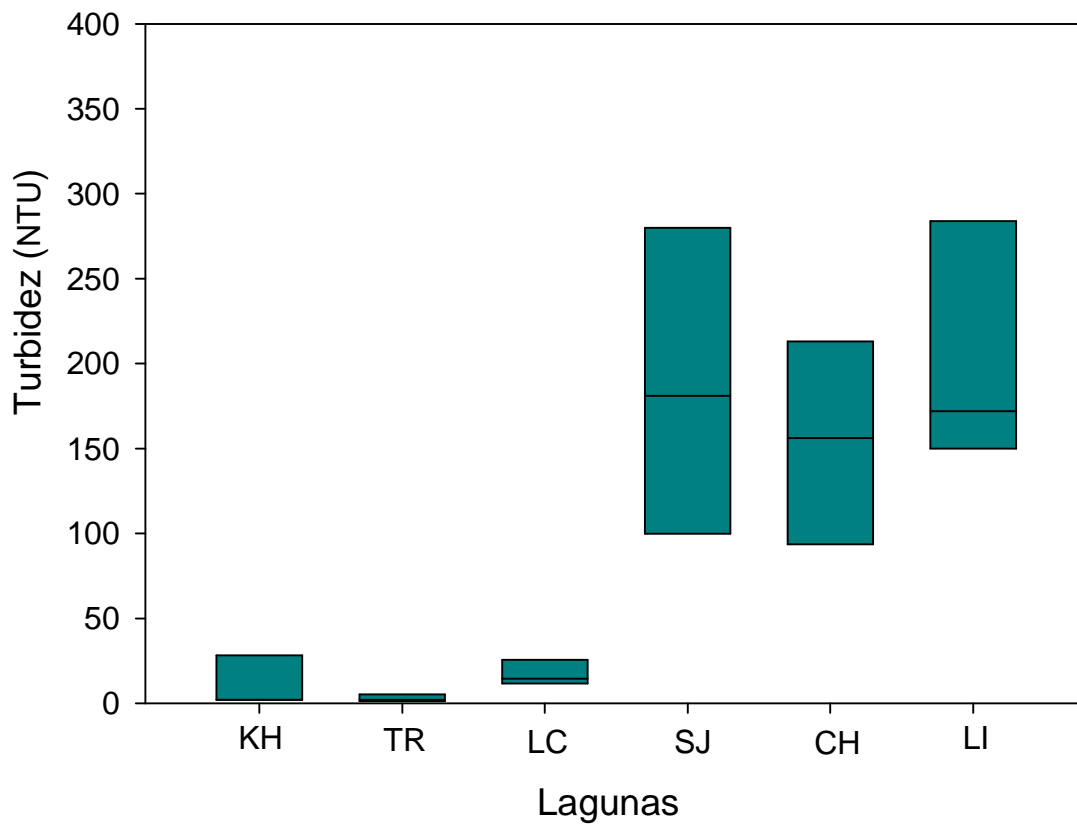


Figura 2.8. Diagrama de cajas para los valores de turbidez de las seis lagunas incluidas en este estudio. La línea dentro de la caja representa la mediana.

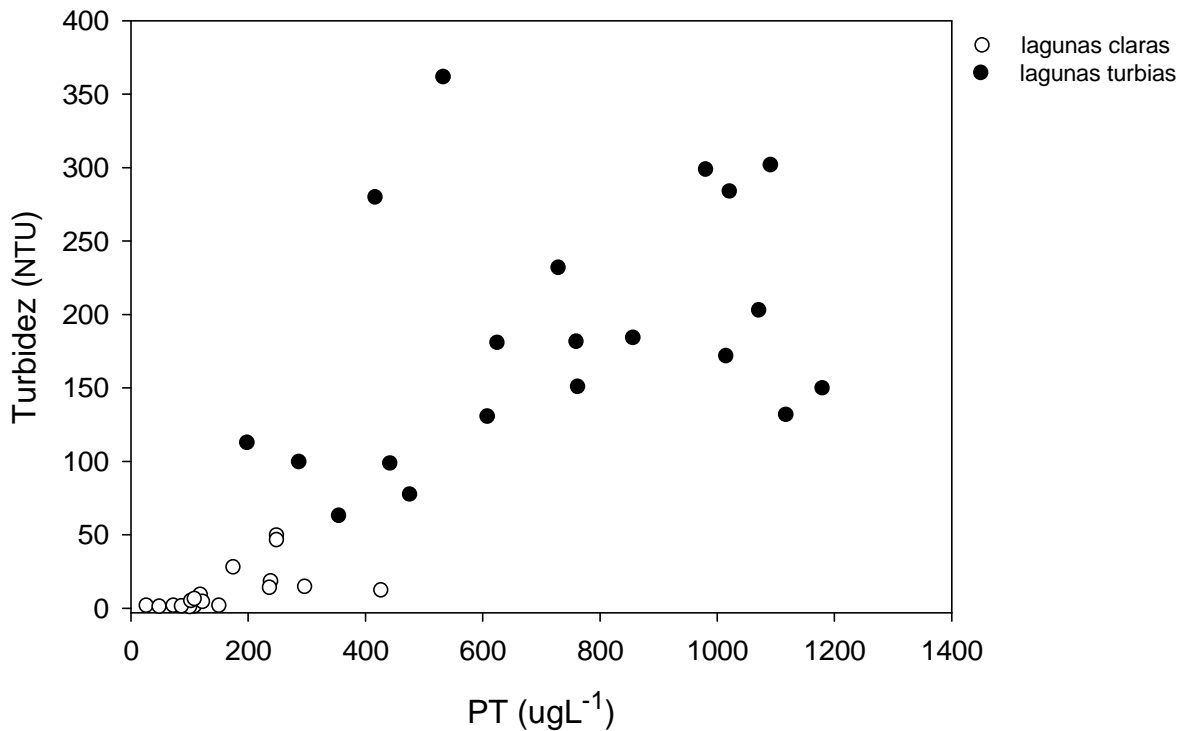


Figura 2.9. Relación entre las concentraciones de PT y la turbidez nefelométrica para el conjunto de lagunas claras y turbias.

Al igual que el fósforo total, las concentraciones de sólidos totales suspendidos estuvieron estrechamente relacionadas con la turbidez nefelométrica ($R=0,96$; $n=40$; $p<0,001$). Entre las lagunas turbias, La Limpia exhibió un amplio rango de valores, desde 176,7 hasta 502 mgL^{-1} ; por su parte, Chascomús y San Jorge exhibieron menores niveles de seston, con promedios de 224 y 137 mg L^{-1} respectivamente. En referencia a las lagunas claras, el Triunfo presentó valores medios de sólidos totales suspendidos de 5,2 mgL^{-1} , con variaciones a lo largo del estudio. Por su parte, Kakel Huincul y Lacombe fueron muy variables en sus

niveles de seston, con concentraciones medias de 25,7 y 45,5 mgL⁻¹ respectivamente.

Las concentraciones de sólidos totales suspendidos fueron máximas en verano y mínimas en invierno en las lagunas Chascomús y San Jorge. Por su parte, las lagunas Kakel Huincul y Lacombe presentaron sus concentraciones máximas hacia el final del período de estudio. El Triunfo exhibió sus concentraciones máximas en los meses de noviembre y febrero, y La Limpia presentó variaciones sin un patrón claro (Figura 2.10).

El contenido de peso seco libre de cenizas (*PSLC*) en el seston fue variable entre las distintas lagunas (Figura 2.11). En particular, las lagunas claras Kakel Huincul y El Triunfo presentaron un mayor contenido de *PSLC* en los sólidos totales suspendidos, con porcentajes de 76 y 89 % respectivamente. Entre los sistemas estudiados, San Jorge y Lacombe presentaron porcentajes intermedios (72 y 66% respectivamente), mientras que las dos restantes, Chascomús y La Limpia, exhibieron menores porcentajes, con medias de 41 y 13 % respectivamente.

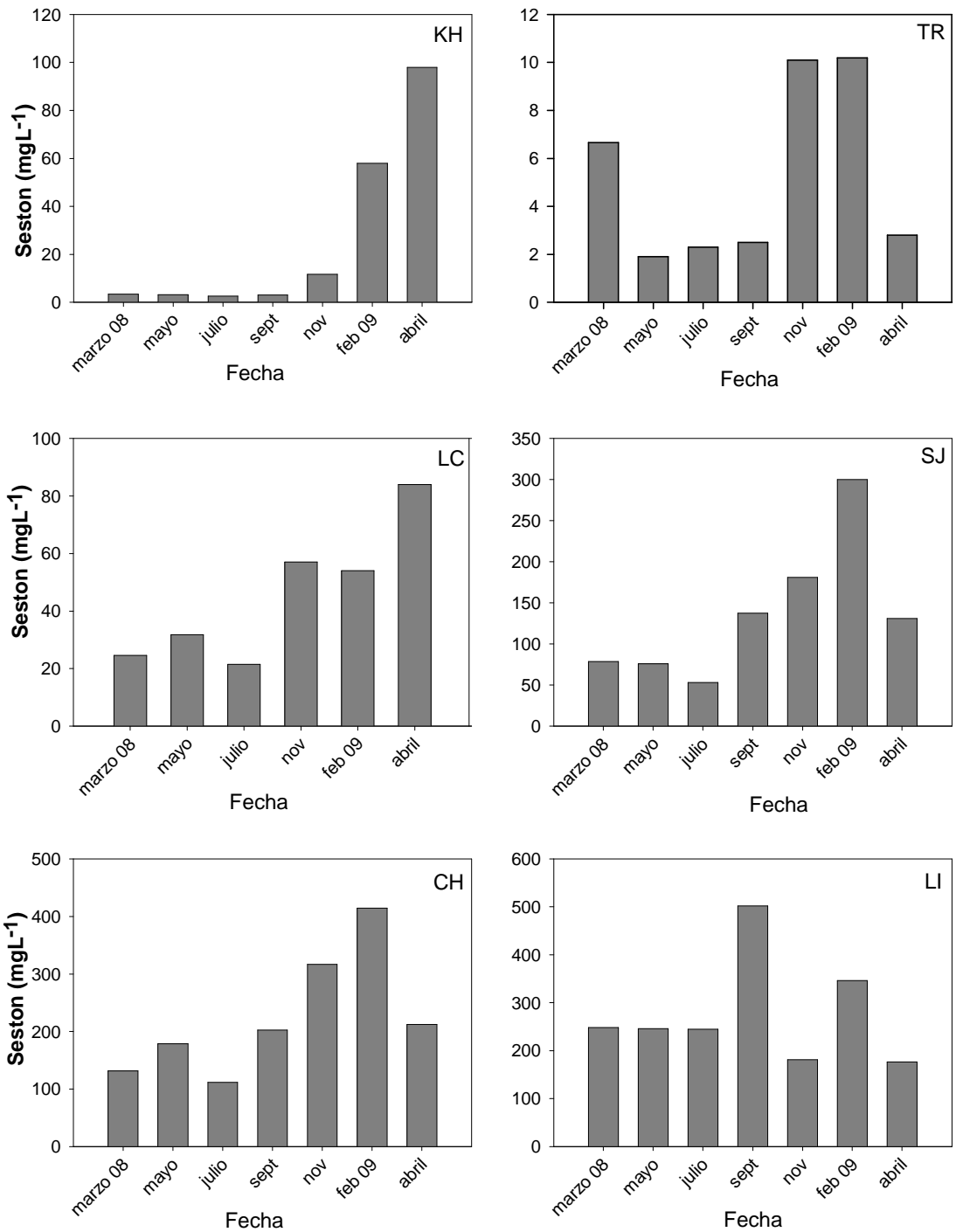


Figura 2.10. Dinámica temporal del seston en las distintas lagunas durante el período de estudio.

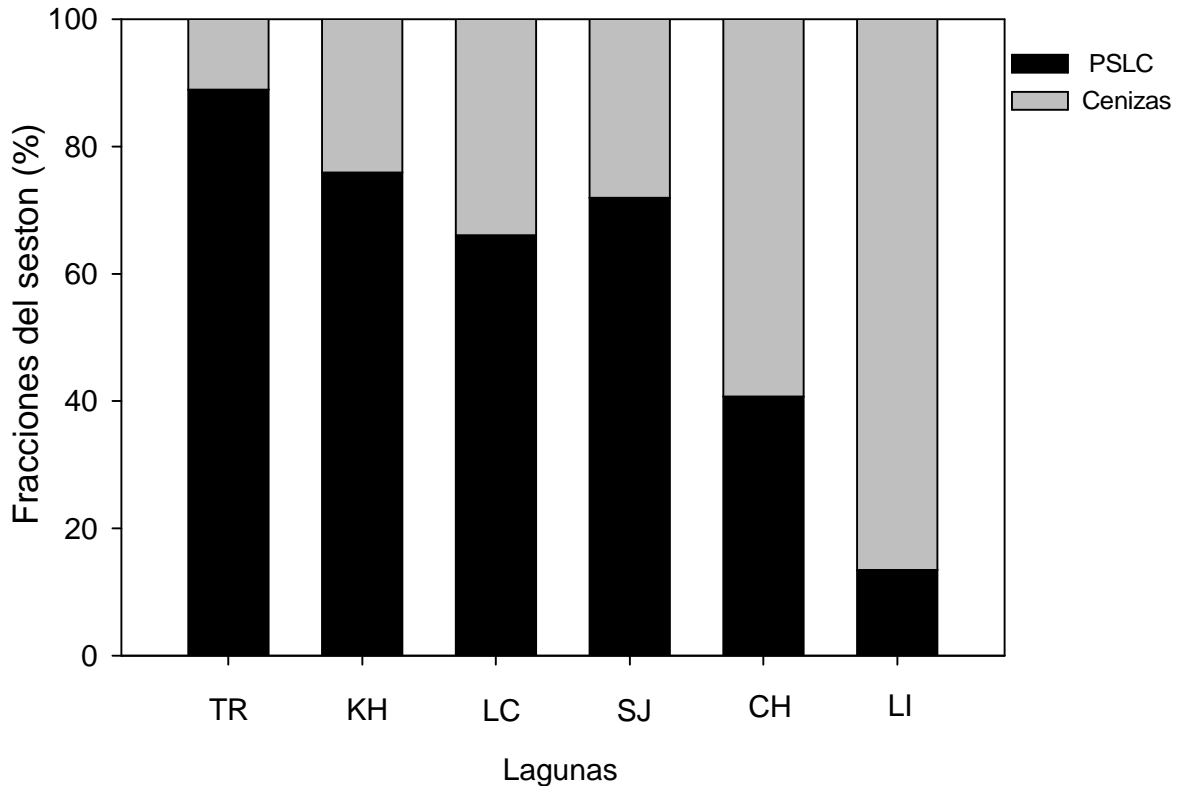


Figura 2.11. Porcentaje de las distintas fracciones constituyentes del seston.

2.3.4 Relaciones entre turbidez, sólidos totales suspendidos y clorofila a.

Las concentraciones de clorofila a fueron, en general, menores en las lagunas claras en comparación con sus pares turbias (Figura 2.12). Para el conjunto de lagunas claras la concentración media de Chl-a fue de $48 \mu\text{gL}^{-1}$ (± 53

DE). Entre estas lagunas, El Triunfo presentó los menores valores medios ($19,5 \mu\text{gL}^{-1} \pm 18,9 \text{ DE}$), con variaciones a lo largo del tiempo. Por su parte, Lacombe se caracterizó por mostrar fluctuaciones importantes en sus concentraciones, con valores desde 21 hasta $145 \mu\text{gL}^{-1}$; éstas últimas relacionadas con variaciones en la turbidez nefelométrica. Kakel Huincul presentó bajas concentraciones durante la mayor parte del mismo ($\sim 5 \mu\text{gL}^{-1}$), no obstante, hacia el final, se observó un incremento alcanzando concentraciones de $154 \mu\text{gL}^{-1}$ (valor medio $47 \mu\text{gL}^{-1}$). Entre las lagunas turbias, en La Limpia se cuantificaron concentraciones medias de $79,5 \mu\text{gL}^{-1} (\pm 59,8 \text{ DE})$. Las restantes lagunas, Chascomús y San Jorge, presentaron altísimas concentraciones, con valores medios de 322 y $783 \mu\text{gL}^{-1}$ respectivamente.

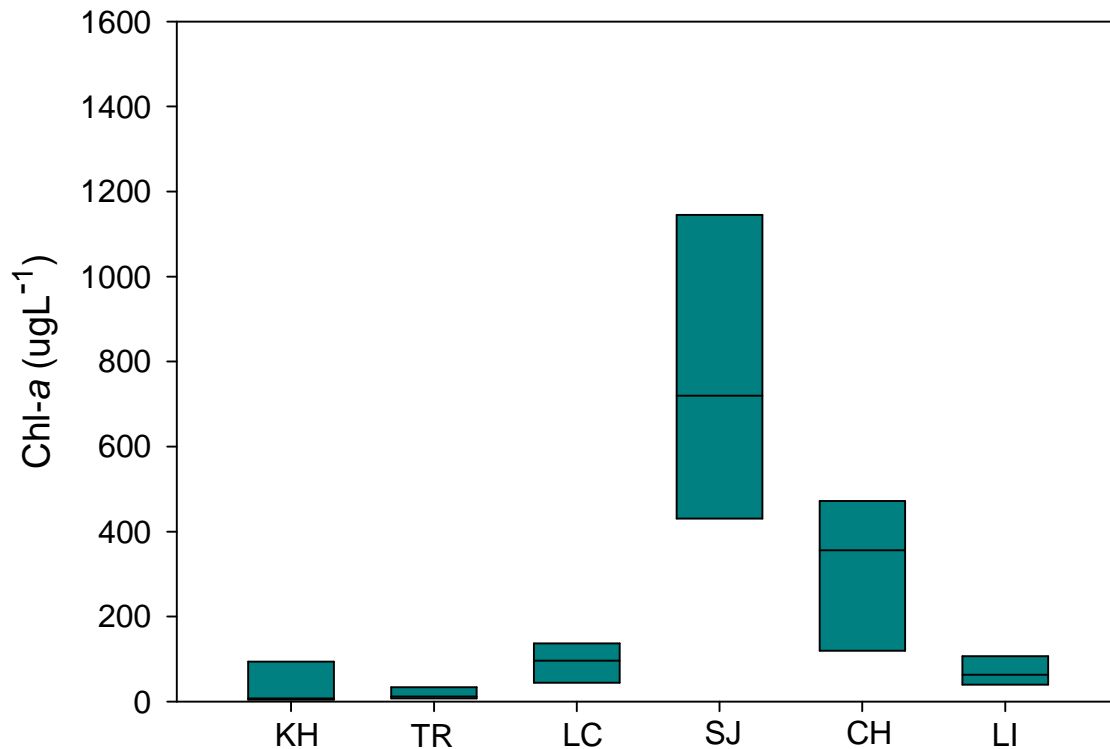
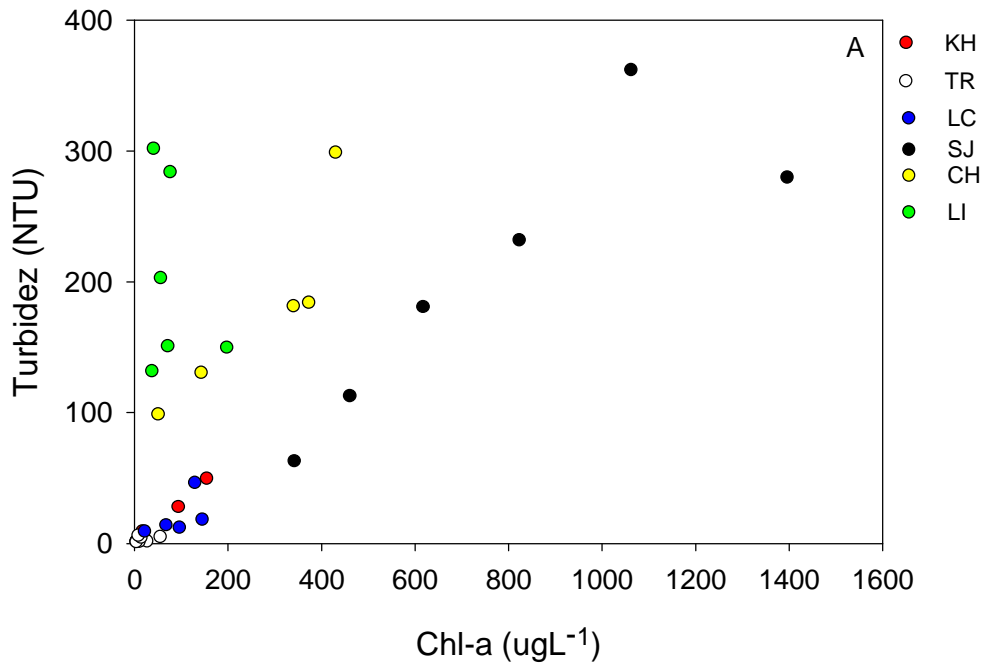


Figura 2.12. Diagrama de cajas para las concentraciones de clorofila *a* de las seis lagunas estudiadas. La línea dentro de la caja representa la mediana.

Las concentraciones de Chl-*a* y la turbidez nefelométrica se presentaron estrechamente relacionadas ($R=0,77$; $n=35$; $p<0,001$ para el total de las lagunas). Sin embargo, se pudieron observar diferencias en las relaciones entre ambos parámetros de acuerdo al grado de turbidez de las lagunas (Figura 2.13). Las lagunas claras presentaron correlaciones superiores ($R=0,85$; $n=18$; $p<0,001$) entre ambos parámetros en comparación a las lagunas turbias, que exhibieron

relaciones no significativas entre ambos parámetros ($R=0,27$; $n=17$; $p>0,05$), aumentando la relación con la exclusión de La Limpia. ($R=0,66$; $n=11$; $p<0,05$). Relaciones similares se encontraron entre las concentraciones de Chl-a y las concentraciones de seston. Mientras que las lagunas claras presentaron un $R=0,88$, el conjunto de lagunas turbias mostraron un $R=-0,2$; y un $R=0,13$ al excluir del análisis a La Limpia.



La aplicación del índice de estado trófico desarrollado por Carlson (1977) permitió considerar a las lagunas dentro del rango eutrófico- hipertrófico. Las lagunas claras (KH, LC y TR), presentaron menores valores de TSI tanto para la clorofila *a* como para el fósforo total, con promedios de TSI_{PT} y TSI_{chl_a} para el conjunto de lagunas de 74 y 62 respectivamente. Por su parte, las lagunas turbias comprendieron valores medios de TSI siempre superiores a 60, siendo los promedios de TSI_{PT} y TSI_{chl_a} 98 y 84 respectivamente.

Con el objeto de examinar las similitudes y diferencias entre los distintos sistemas estudiados, realizamos un Análisis de Componentes Principales (PCA) basado en una serie de variables físicas – químicas estandarizadas para cada laguna. La ordenación de las lagunas se representa en la Figura 2.14. Los dos primeros componentes del PCA representaron el 91 % de la varianza. El primer componente representa una alta correlación entre el PT, el seston y las concentraciones NID y, entre ellas, una alta correlación negativa con el porcentaje de peso seco libre de cenizas del seston (%PSLC). El segundo componente representa una alta correlación entre las concentraciones de Chl-*a*, las concentraciones de NT y el porcentaje de Ppart (%Ppart).

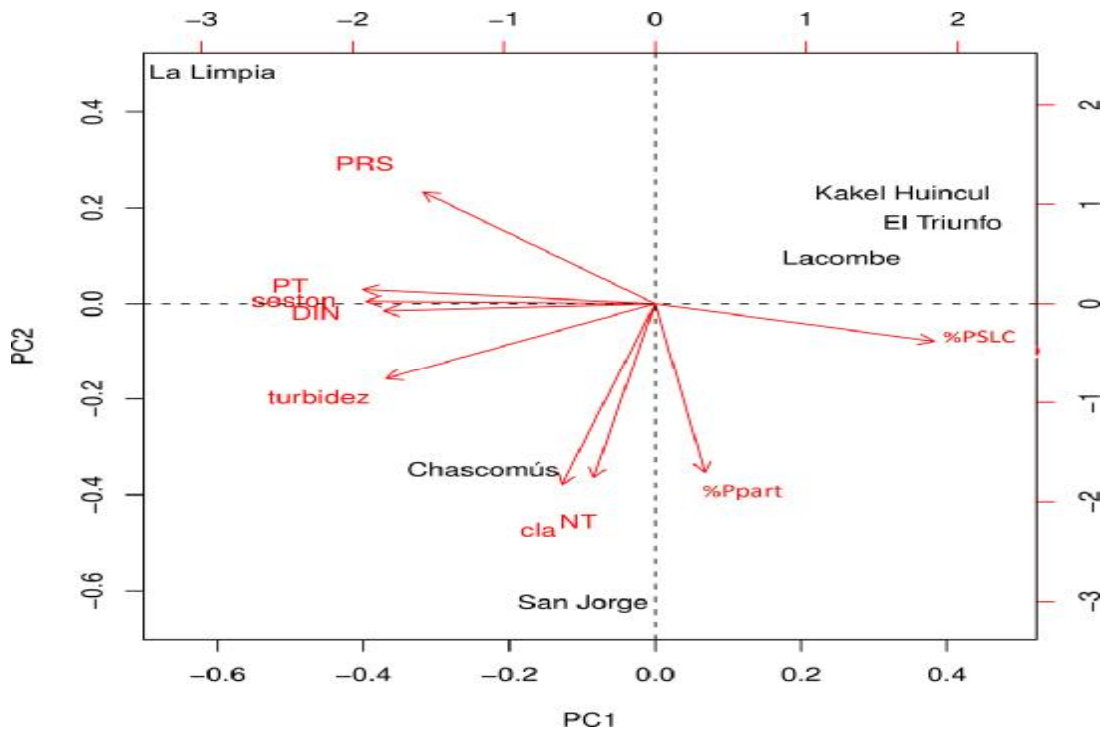


Figura 2.14. Ordenamiento de las lagunas estudiadas obtenido de un Análisis de Componentes Principales realizado a partir variables físicas, químicas y biológicas.

2.4 Discusión

Las lagunas pampeanas son ambientes que, por estar situadas en suelos fértiles, poseen naturalmente altas concentraciones de nutrientes (Quirós & Drago, 1999). En nuestro estudio, y a pesar del estado claro presentado por algunas de ellas (Kakel Huincul, Lacombe y El Triunfo), la aplicación del índice de estado trófico de Carlson (1977) las situó dentro del rango eutrófico – hipertrófico. **No**

obstante, si bien se situaron siempre dentro del rango mencionado, se pudieron observar ciertas discordancias entre los índices para el fósforo total y las concentraciones de clorofila a fitoplanctónica. Estas discordancias fueron evidentes en La Limpia, un ambiente donde se presentan bajas concentraciones de Chl-a en relación a las concentraciones de fósforo total. Un comportamiento similar exhibieron los sistemas claros Kakel Huincul y El Triunfo, con índices ligeramente inferiores para las concentraciones de Chl-a en relación a los obtenidos para el fósforo total. A pesar de estas discordancias, es importante destacar que su aplicación nos permitió, fundamentalmente, clasificar sus estados tróficos. No obstante, la utilidad de este estimador como herramienta de predicción en programas de manejo para lagos someros del hemisferio sur puede resultar limitada, dado el carácter abierto de estos ambientes, su corto tiempo de residencia hidráulica y la ausencia de estratificación térmica que caracterizan a estos sistemas (Gabellone et al.,2002).

Tanto las lagunas claras con dominancia de vegetación acuática, como aquellas lagunas con altos valores de turbidez, presentaron elevadas concentraciones de nitrógeno total, sin observarse diferencias de significancia entre ambos tipos de ecosistemas. Las concentraciones reportadas en este estudio se encuentran dentro de los valores usualmente hallados en lagunas pampeanas (Izaguirre & Vinocur, 1994; Mariñelarena y Conzonno, 1997; Quirós et al., 2002a). Sin embargo, los valores registrados en la laguna Chascomús se encuentran por encima de los valores reportados por Conzonno & Claverie (1990) y Conzonno y col. (1991), lo que nos permite evidenciar que la laguna

Chascomús, y al igual que numerosos cuerpos de agua de esta región, ha experimentado un enriquecimiento en nutrientes, presumiblemente como resultado de la intensificación agrícola que ha sufrido la región pampeana (Quirós et al., 2006).

En relación a las formas nitrogenadas inorgánicas disueltas, ambos tipos de lagunas exhibieron diferencias en sus concentraciones. Se ha demostrado (Boyd, 1971) que las macrófitas pueden acumular una gran cantidad de nutrientes inorgánicos durante las estaciones de crecimiento, obteniendo una ventaja adaptativa frente al fitoplancton. Del mismo modo, estudios más recientes (Mjelde & Faafeng, 1997; Van Donk et al., 1993; Villar et al., 1996), han puesto en evidencia que altas biomásas de macrófitas pueden reducir las concentraciones de las formas nitrogenadas disueltas a niveles limitantes para el desarrollo del fitoplancton. En nuestra etapa de estudio, y en forma consistente con lo observado por Allende et al. (2009), las concentraciones de NID fueron significativamente menores en las lagunas claras con presencia de vegetación acuática sumergida.

Las concentraciones de fósforo total también fueron diferentes en los ecosistemas estudiados, guardando una estrecha relación con los niveles de turbidez presentes en los mismos. Un punto importante de los cambios que ocurren en las condiciones físicas, químicas y biológicas en el seno de la teoría de estados alternativos (Scheffer, 1993) sostiene la existencia de un nivel umbral de nutrientes que provoca un salto en la turbidez y el consecuente cambio de estado estacionario. Si bien el número de lagos muestreados en este estudio puede

resultar poco representativo para desarrollar conclusiones generales, en nuestro estudio no se pudo determinar claramente un valor umbral en las concentraciones de fósforo total que delimite ambos tipos de lagunas (Figura 2.9). Como se puede apreciar en la Figura 2.15, los valores de turbidez a lo largo de un gradiente de fósforo total no exhiben un “salto” que nos permite discriminar *a priori* ambos tipos de sistemas. No obstante, efectivamente se pudo observar que aquellas lagunas turbias presentaron mayores concentraciones del nutriente en cuestión (Fig.2.5). Estos resultados parecen indicar la posible existencia de un gradiente continuo de estados de lagunas entre los sistemas que presentan claramente características antagónicas, es decir, Chascomús y San Jorge en el extremo turbio, y El Triunfo y Kakel Huincul entre los sistemas claros. Por su parte Lacombe, si bien se presentó en un estado turbio, exhibió características intermedias entre los sistemas estudiados.

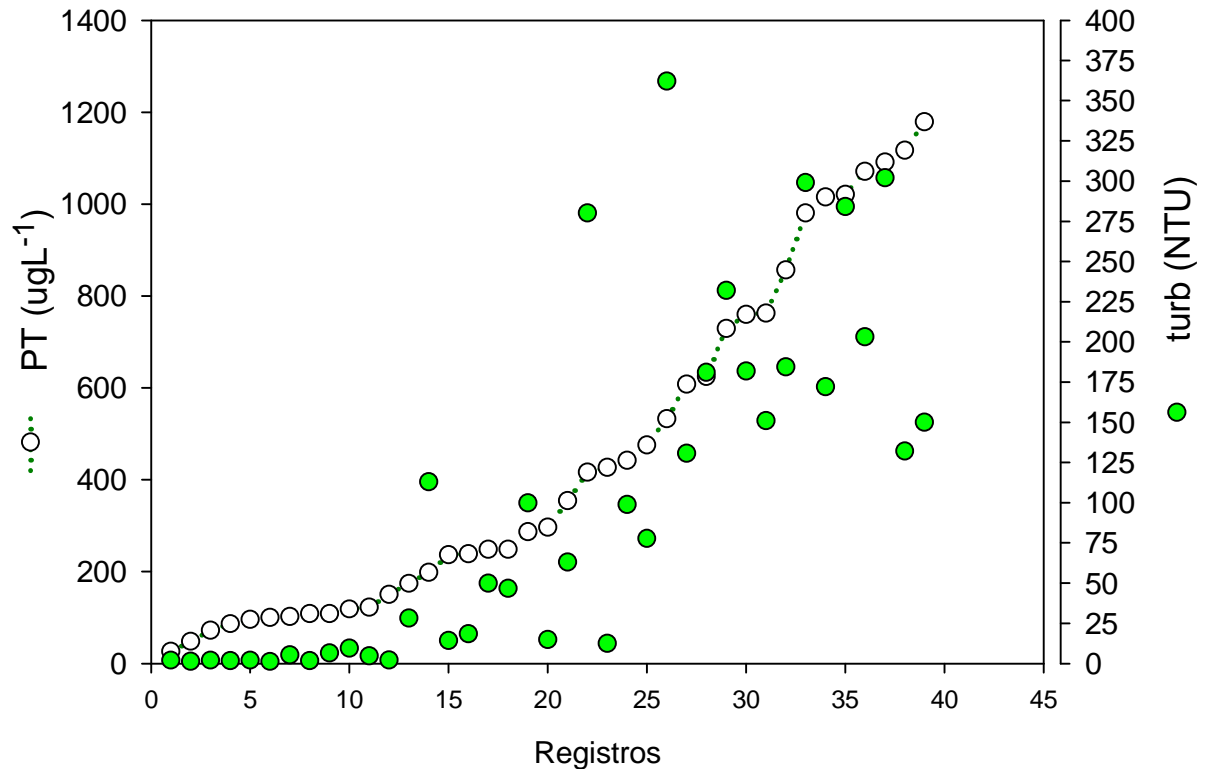


Figura 2.15. Gradiente de las concentraciones de fósforo total registradas a lo largo del estudio y sus valores de turbidez asociados.

Un aspecto interesante a destacar, son las diferencias encontradas entre las lagunas tanto en las concentraciones de fósforo total como en sus fracciones predominantes. Las lagunas turbias, se caracterizaron por presentar en mayor proporción en forma particulada (Ppart) (Figura 2.6), a excepción de la laguna La Limpia, donde la forma disuelta fue la prevaeciente. Por el contrario, las lagunas claras exhibieron la mayor parte del total del fósforo en forma disuelta.

Los análisis de las series temporales demostraron variaciones en las concentraciones de fósforo total para los distintos sistemas. Las lagunas Kakel Huincul, El Triunfo, Lacombe y La Limpia no exhibieron un patrón estacional claro en las concentraciones del nutriente en cuestión. Sin embargo, sí se pudo apreciar una cierta estacionalidad en Chascomús y San Jorge, con máximos en primavera y verano, y mínimas en invierno y otoño (Figura 2.7). Hasta el momento no podemos especular cuáles fueron los factores que regularon las concentraciones del mencionado nutriente.

El viento es considerado un factor de suma importancia en el funcionamiento de los lagos someros, al evitar la estratificación térmica y mantener a las partículas en forma suspendida (Scheffer, 1998). No obstante, su acción puede ser apaciguada por la presencia de macrófitas. Horppila & Nurminen (2003) demostraron que la presencia de macrófitas sumergidas puede reducir considerablemente la resuspensión de partículas sedimentadas, con la consiguiente reducción de la turbidez del agua y de la liberación de fósforo desde los sedimentos. En nuestro estudio, las lagunas desprovistas de macrófitas exhibieron altísimas concentraciones de sólidos totales suspendidos. Entre ellas, La Limpia presentó valores medios de $277,8 \text{ mgL}^{-1}$. Por su parte, San Jorge y Chascomús también presentaron concentraciones elevadas, con valores medios de $136,7 \text{ mgL}^{-1}$ y $223,8 \text{ mgL}^{-1}$ respectivamente. Sin embargo, el porcentaje de peso seco libre de cenizas en ellas fue diferente. La Limpia, presentó valores mínimos, con un porcentaje del 13 % del total, mientras que San Jorge presentó una mayor proporción de *PSLC* en sus partículas en comparación con Chascomús

(72, y 41% respectivamente). Una explicación tentativa podría ser que la laguna San Jorge esté menos expuesta a eventos de resuspensión en comparación con Chascomús, debido al menor tamaño de su cubeta, y en consecuencia presentar de este modo un menor recorrido para el viento; o que la presencia de barreras naturales (vegetación) actúen reduciendo su efecto. A su vez, Allende et al. (2009) encontraron diferencias en las comunidades fitoplanctónicas en las lagunas San Jorge y Chascomús. Mientras que San Jorge se caracterizó por una dominancia cercana al 100 % (en términos de densidad) de cianofitas filamentosas, Chascomús presentó una comunidad más diversa, con presencia, aunque en una pequeña proporción, de diatomeas. (~15% en biovolumen).

Por el contrario, las lagunas claras exhibieron una menor cantidad de partículas en suspensión, pero, en comparación, con mayor contenido de *PSLC*. Durante el período de estudio, El Triunfo mostró la totalidad de la columna de agua ocupada por macrófitas. En relación a ello son las bajísimas concentraciones de seston exhibidas, con concentraciones medias de $5,2 \text{ mgL}^{-1}$, y un alto contenido de *PSLC* (89 %); Kakel Huincul mostró variaciones en la abundancia de macrófitas (datos no cuantificados), con un descenso en la biomasa total hacia el final del estudio, e incrementos en las concentraciones de seston hasta valores cercanos a 100 mgL^{-1} (Figura 2.10), con un contenido mayoritario de *PSLC* (valor medio 76%, y máximos de 85%). Es importante mencionar que durante el período de estudio la región pampeana experimentó un período de sequía, con descensos en los niveles hidrométricos de los sistemas estudiados. En aparente relación con estos

descensos, algunas de ellas (KH) experimentaron incrementos en los sólidos totales suspendidos.

Existen numerosas evidencias que demuestran que altas biomásas de macrófitas pueden afectar la estructura y la abundancia de la comunidad fitoplanctónica (Izaguirre & Vinocur, 1994). Diversos estudios han demostrado que las macrófitas pueden exhibir una ventaja adaptativa en la toma y acumulación de nutrientes (Boyd, 1971; Ozimek et al., 1990), otorgar refugio al zooplancton herbívoro (Claps et al., 2011; Lauridsen et al., 1996; Timms & Moss, 1984), e incluso se ha sugerido la liberación de sustancias alelopáticas (Gross et al., 2003; Wium-Andersen et al., 1982). En consecuencia, la comunidad fitoplanctónica puede verse disminuida en ambientes donde las macrófitas sean dominantes. De acuerdo con lo expuesto anteriormente, en nuestro estudio las concentraciones de clorofila a fitoplanctónica fueron inferiores en aquellos ambientes de aguas claras, con dominancia de macrófitas. La información con que contamos actualmente resulta ser insuficiente para discernir sobre cuáles podrían ser los mecanismos, no obstante, una explicación tentativa podría ser una limitación por nutrientes, específicamente por compuestos nitrogenados inorgánicos.

En general las lagunas presentaron relaciones de significancia entre la turbidez nefelométrica y las concentraciones de Chl-a. Las lagunas claras exhibieron bajos niveles de turbidez nefelométrica, pero altamente vinculados con material de naturaleza clorofílico ($R=0,71$). Entre los sistemas turbios, Chascomús y San Jorge exhibieron patrones diferentes. Ambas lagunas presentaron altos

valores de turbidez nefelométrica en relación a altas concentraciones de Chl-a. No obstante, una visualización de las pendientes (Figura 2.13) nos permite apreciar que a concentraciones similares de Chl-a, Chascomús presentó mayores niveles de turbidez, presumiblemente relacionado con una mayor cantidad de material detrítico, heterotrófico y/o partículas de sedimentos en suspensión. De acuerdo con lo observado, estudios recientes (Pérez et al., 2010) permiten confirmar que la laguna Chascomús presenta una alta proporción de material no pigmentado en forma suspendida que contribuyen a la dispersión de la luz (turbidez) en esta laguna.

Por su parte, La limpia exhibió altos valores de turbidez, y al mismo tiempo, bajas concentraciones de clorofila a. Bajo las condiciones de nutrientes disueltos presentes en dicho sistema (Tabla 2.3) se esperaría encontrar altas biomásas fitoplanctónicas. No obstante, como se puede apreciar en las figuras 2.13 A y B, las variaciones en la turbidez (y en las concentraciones de seston) no están correspondidas con variaciones en las concentraciones de clorofila a fitoplanctónica. Además, como se mencionó anteriormente, este sistema presentó el menor porcentaje de *PSLC* del seston, con valores medios de 13 %. Todas estas características no están contempladas en el modelo de estados de equilibrios alternativos propuesto por Scheffer (1993), en cual altas concentraciones de nutrientes ocasionarían incrementos en la biomasa fitoplanctónica, y, de ese modo, aumentos en los niveles de turbidez nefelométrica. A su vez, esas condiciones de turbidez serían limitantes para el establecimiento de macrófitas. Sin embargo, el modelo no contempla a aquellos

ambientes en donde la turbidez esté gobernada principalmente por partículas de origen inorgánico, tal es el caso de la laguna La Limpia, en el cual tanto el establecimiento de macrófitas como el desarrollo del fitoplancton estarían limitados por el ambiente lumínico. Efectivamente, Allende et al. (2009) demostraron que la producción primaria fitoplanctónica se encuentra limitada por la disponibilidad de luz.

Los resultados del análisis multivariado (PCA) nos permitieron corroborar las semejanzas y diferencias entre las lagunas referidas anteriormente (Figura 2.14). Las lagunas claras con presencia de vegetación acuática, comparten características como el porcentaje de *PSLC*. Por su parte, los lagos someros turbios fueron ordenados de acuerdo a similitudes en variables como las concentraciones de fósforo total, las concentraciones de seston, los niveles de nitrógeno inorgánico disuelto y la turbidez nefelométrica (primer componente). Sin embargo, su separación con respecto al segundo eje se explica en base a sus diferencias en las concentraciones de clorofila *a* y nitrógeno total que presentan Chascomús y San Jorge, y a las elevadas concentraciones de *PRS* presentes en La Limpia.

Finalizando, se pudo apreciar que las concentraciones de fósforo total en la laguna Chascomús presentaron un patrón estacional. A partir de estos resultados, en el siguiente capítulo nos centraremos en un análisis más detallado de la laguna Chascomús, particularmente en la búsqueda de factores que expliquen la estacionalidad registrada.

Capítulo 3

**Las variables meteorológicas como moduladoras de la
dinámica del fósforo de la laguna Chascomús.**

3.1 Introducción

El fósforo es probablemente el elemento más estudiado en los ecosistemas de agua dulce. A diferencia del carbono y del nitrógeno, los compuestos de fósforo son poco abundantes, y por lo tanto, es comúnmente considerado un nutriente limitante de la producción primaria (Wetzel, 2001). En la actualidad, se tiene un amplio conocimiento que los niveles de fósforo en los cuerpos de agua tienen implicancias ecológicas importantes en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y se lo considera un componente clave en las teorías actuales sobre la dinámica de los lagos someros (Scheffer, 1993; Scheffer & Jeppesen, 2007).

A partir de las últimas décadas del siglo XX numerosos ecosistemas acuáticos han sido afectados por el aporte de nutrientes desde diversas fuentes, comúnmente caracterizadas como fuentes puntuales y difusas. Una diferencia importante entre ambas, es que las difusas, entre las que se destacan el aporte de nutrientes resultado de la erosión, de las tierras de cultivo, y los residuos ganaderos, generalmente son difíciles de detectar y de regular (Carpenter et al., 1998).

Existen numerosas evidencias que demuestran que un aumento en los ingresos de fósforo a los ambientes acuáticos conducen, generalmente, a un incremento en la biomasa del fitoplancton, ocasionando un aumento en la turbidez, y cambios en la composición de las comunidades de peces, alterando la dominancia de las especies piscívoras frente a las especies planctívoras y

bentívoras. En consecuencia, la trama trófica en su conjunto puede resultar afectada, implicando en un descenso en la biodiversidad y en un deterioro en la calidad de las aguas (Moss, 1998; Scheffer, 1998; Schindler, 2006; Wetzel, 2001).

Los ecosistemas acuáticos registran fuentes de fósforo de distinta procedencia. Entre las fuentes externas se destacan el ingreso de fósforo a través de ríos y arroyos tributarios, el aporte por escurrimiento superficial desde los ecosistemas circundantes y el ingreso por descargas de aguas subterráneas, todas ellas especialmente importantes durante las estaciones húmedas (Knuutilla et al., 1994; García-Ruiz et al., 2001). El ingreso de fósforo con las precipitaciones atmosféricas es de menor importancia en comparación con las anteriormente mencionadas (Peters 1977; Rigler & Peters 1995; Morales-Baquero et al., 1999).

Al mismo tiempo, la naturaleza del fósforo que ingresa a los ambientes acuáticos varía de acuerdo al tipo de ecosistemas terrestres que los circundan. En aquellas tierras de bosques o suelos no cultivados, el ingreso de fósforo es principalmente en forma disuelta (Sharpley et al., 2003). Por el contrario, en áreas con intensa actividad agrícola, la fracción particulada resulta más importante (Gabellone et al., 2010; Kauppi et al., 1993; Knuutilla et al., 1994).

Además de las fuentes externas, los ecosistemas acuáticos poseen fuentes internas de fósforo. Numerosos estudios han destacado el rol de los sedimentos en la regulación de las concentraciones de fósforo en la columna de agua, por medio de procesos de adsorción y liberación. Éste último proceso, comúnmente

denominado *carga interna*, es particularmente importante en ambientes poco profundos, con estratificación inestable (Søndergaard et al., 1993, 1999, 2003).

Los mecanismos que intervienen en la liberación de fósforo desde los sedimentos son diversos, y entre ellos, se destacan los siguientes: (I) la resuspensión de los sedimentos inducida por el viento, (II) la bioturbación ocasionada por peces e invertebrados bentónicos, (III) por incrementos de la actividad biológica de los microorganismos bentónicos durante las estaciones cálidas (IV) por incrementos del pH debido a una fotosíntesis intensa y, (V) por el desarrollo de condiciones reductoras ocasionadas por agotamiento de oxígeno en la interfase agua – sedimento (Knuutila et al, 1994.; Pettersson, 1998; Søndergaard et al, 2003). Esta liberación de fósforo desde los sedimentos es particularmente importante en los lagos someros dado la existencia de una alta relación entre la superficie del sedimento y la profundidad de la columna de agua, junto a la mezcla constante que comúnmente presentan estos ecosistemas.

Entre las diferentes fracciones constituyentes del fósforo total, las concentraciones de las formas solubles son usualmente bajas, debido a que generalmente el P es absorbido por las algas y otros componentes de la comunidad microbiana, adsorbido a partículas inorgánicas suspendidas y/o coprecipitado con otros elementos, tales como el hierro (Fe), el aluminio (Al) y el calcio (Ca), para quedar almacenado en los sedimentos (Murphy et al, 1983; Driscoll et al, 1993; Golterman, 1995).

La laguna Chascomús es un sistema altamente turbio y con una alta producción primaria fitoplanctónica (Conzonno & Claverie, 1987; Romero & Conzonno, 1997; Torremorell et al., 2009). Los elevados niveles de turbidez, y en consecuencia la baja transparencia de sus aguas, determinan que la producción primaria fitoplanctónica esté constantemente limitada por la disponibilidad de luz (Torremorell et al., 2009). No obstante, la producción primaria es elevada, y se relaciona con la cantidad de radiación solar incidente (Torremorell et al., 2009). En relación a ello, posee elevadas concentraciones de material particulado en suspensión, que también fluctúa en relación a la radiación solar, con valores máximos en verano y mínimos en invierno (Torremorell et al., 2007). Bajo estas circunstancias, la limitación por luz (Huisman et al., 2002; Scheffer 1998) ha demostrado ser un marco teórico conveniente para interpretar los patrones estacionales que presenta el material particulado en suspensión. De hecho, la dinámica de las partículas en suspensión y el clima lumínico en la columna de agua han demostrado ser consistentes con las expectativas teóricas, lo que sugiere que el flujo de energía radiante es un factor regulador clave en este ecosistema. Asimismo, en estudios correspondientes al período 2001-2003 (Torremorell et al., 2007), se observaron que la cantidad de partículas en suspensión se presentaron positivamente relacionadas con las concentraciones de fósforo total.

En este capítulo examinamos el efecto de variables meteorológicas sobre la dinámica estacional de las concentraciones de fósforo en la laguna Chascomús. Para tal fin, hemos utilizado los datos obtenidos durante el período 2005-2007

para desarrollar dos modelos de regresión que relacionan las concentraciones de fósforo con la radiación solar incidente, la profundidad de la laguna, la velocidad del viento y la temperatura del agua. Posteriormente, se utilizaron los datos obtenidos durante el año 2008 para evaluar el poder predictivo y explicativo de ambos modelos.

3.2 Materiales y Métodos

3.2.1 Descripción del área de estudio

La laguna Chascomús se encuentra localizada en la región pampeana de Argentina ($35^{\circ} 36' S$ $58^{\circ} W$), específicamente en la pampa deprimida. El clima en esta región es templado, con inviernos moderados y veranos cálidos. La temperatura media anual varía entre 13 y $16^{\circ} C$, y las precipitaciones medias anuales rondan los 900 mm (Iriondo & Drago, 2004).

La laguna Chascomús forma parte de un sistema de lagunas conectadas por arroyos, comúnmente denominada sistema de lagunas “Encadenadas de Chascomús”. La cuenca de drenaje es extensa y abarca un área de 801 km² (Dangavs et al., 1996). Es un cuerpo de agua somero, con una profundidad media de $1,9$ metros, y de gran extensión ($30,1$ km²). El tiempo de residencia hidráulica

es muy variable debido a la alternancia recurrente de períodos de sequías e inundaciones que presenta la región (Quirós et al. 2006). Sus aguas son alcalinas, con cristales de carbonato de calcio formando parte del seston, contribuyendo de ese modo, a la alcalinidad del sistema (Conzonno, 1991). A su vez contiene elevadas cantidades de sustancias orgánicas disueltas, principalmente sustancias húmicas, que influyen la formación de los cristales mencionados (Conzonno & Fernández Cirelli, 1988; 1995) Entre sus iones mayoritarios disueltos se destacan el sodio (Na^+) como el catión más abundante, mientras que entre los aniones prevalecen los iones bicarbonatos (HCO_3^-) y cloruros (Cl^-) (Miretzky et al., 2000).

3.2.2 Mediciones meteorológicas y de la radiación solar

La dirección y la velocidad del viento, junto con otras variables meteorológicas, se registraron a intervalos de 30 minutos en una estación meteorológica situada en el predio del INTECH, próximo a la laguna Chascomús. La radiación solar se registró con un radiómetro GUV 511 (Biospherical Instruments, Inc.), ubicado en la ciudad de Buenos Aires (aproximadamente a 100 km al noreste de la Laguna de Chascomús). Además, la radiación solar también se registró *in situ*, utilizando un radiómetro IL1700 (International Light). Ambos radiómetros proporcionaron registros de la radiación fotosintética activa (PAR, 400-750 nm) y la radiación ultravioleta (UVR, 295-380 nm).

3.2.3 Toma de muestras y determinaciones físico-químicas

La laguna Chascomús fue muestreada con una periodicidad quincenal desde junio de 2005 hasta diciembre de 2008. Las muestras de agua fueron colectadas en tres estaciones de muestreo, que se encuentran localizadas a lo largo del eje mayor de la laguna (Figura 3.1), y posteriormente fueron transportadas al laboratorio en envases de polipropileno de 10 litros. La metodología empleada para las determinaciones químicas se detalla en el Apéndice 1.

En cada sitio de muestreo se determinaron la temperatura del agua (termómetro de mercurio), el pH (Orion pH-metro), la conductividad (conductímetro Hach), la concentración de oxígeno disuelto (YSI 5000 meter) y las lecturas del disco Secchi. Al mismo tiempo, se determinó el nivel hidrométrico en una estación de medición aforada (I.G.M) localizada en la compuerta emplazada entre la laguna y el arroyo Girado. Este valor se utilizó para estimar la profundidad media del lago (Z) a partir de mapas batimétricos (Dangavs et al. 1996).

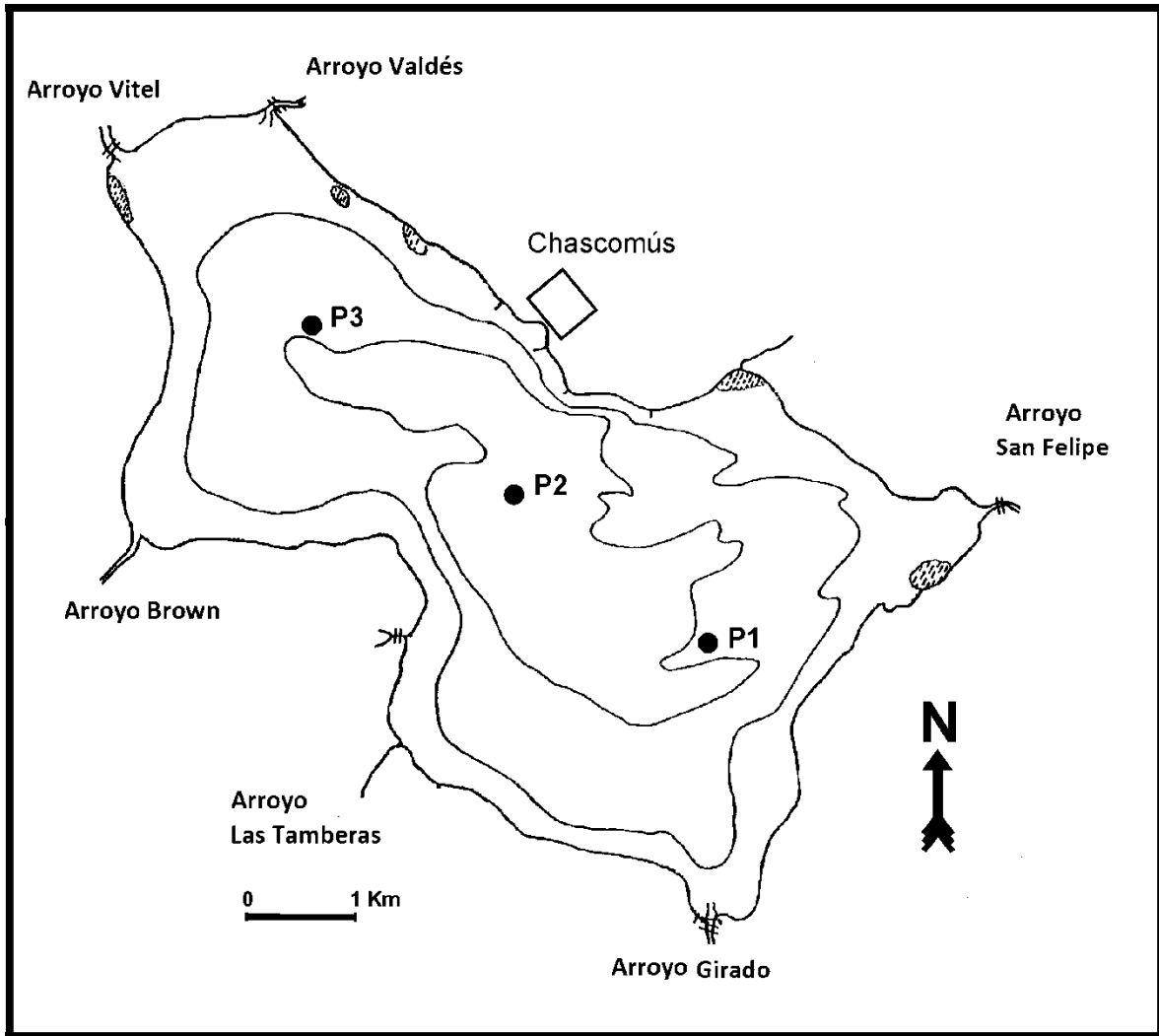


Figura 3.1. Mapa de la laguna Chascomús indicando la localización de los tres sitios de muestreo.

3.2.4 Desarrollo de modelos empíricos

A partir de los datos obtenidos durante los muestreos correspondientes al período 2005-2007, se desarrollaron dos modelos diferentes, mediante el empleo

de análisis de regresión múltiple por pasos (Sokal & Rohlf, 1981). Ambos modelos fueron destinados a la predicción del fósforo particulado (P_{part}) en base a información correspondiente a variables meteorológicas, es decir, la radiación solar incidente (I_0), la velocidad del viento (W), y la temperatura del agua (T). Es preciso señalar que, dado nuestro interés por describir la dinámica del P_{part} a partir de factores forzantes externos, se excluyeron explícitamente del desarrollo de los mismos aquellas variables internas al sistema.

Para la confección de ambos modelos, las variables P_{part} y $seston$ se expresaron por unidad de área multiplicando las concentraciones obtenidas por la profundidad media de la laguna para cada fecha de muestreo. Esto se basa en consideraciones teóricas (Scheffer, 1998) y a la evidencia empírica que indica que la luz incidente afecta directamente a la biomasa autotrófica por unidad de superficie (De Pauw et al. 1980, Torremorell et al., 2007).

Teniendo en cuenta que I_0 y W son muy variables en una escala de tiempo corta (minutos-horas), y considerando la posibilidad de que el sistema responda a condiciones medias del tiempo (en una escala de tiempo mayor), se ensayaron diferentes ventanas de tiempo para I_0 y W . Para ello, se efectuaron regresiones de las variables dependientes (P_{part} y $seston$) frente a la irradiancia media calculada para un número variable de días anteriores a la fecha de muestreo (de 1 a 15 días) y la media de la velocidad del viento calculada para un número variable de horas anteriores al horario de la toma de muestras (de 1 a 24 horas). Con respecto a la radiación incidente, el promedio de radiación correspondiente a 6 días previos

al muestreo mostró el mejor ajuste para la mayoría de las relaciones exploradas (es decir, el mayor R^2). Por su parte, para la velocidad del viento, el mejor ajuste fue el promedio de 9 horas antes de la toma de muestras.

Para el desarrollo del primer modelo, se efectuó una regresión lineal utilizando directamente las concentraciones de fósforo particulado (P_{part}) como variable dependiente y las variables I_0 , W y T , junto con las interacciones entre ellas, como variables independientes.

Para el desarrollo del segundo modelo, se tomó un enfoque ligeramente diferente. En primer lugar se realizó una regresión entre el seston contra I_0 , W , T y todos los términos de interacción entre ellos, y a continuación, una regresión del cociente $P_{part} / seston$ contra I_0 , W , T , Z , y todos los términos de interacción por pares y, por último, se estimó el P_{part} como el producto de las estimaciones para $P_{part} / seston$ y $seston$ ($P_{part} / seston \times seston$).

Una vez obtenidos los modelos desarrollados a partir de los parámetros del período 2005 – 2007, éstos se utilizaron para predecir las concentraciones de P_{part} para el conjunto de datos de 2008. La precisión de las estimaciones de P_{part} se evaluó mediante la regresión de los valores de P_{part} medidos respecto a las estimaciones resultantes de uno u otro modelo.

Antes de ejecutar los modelos de regresión, se corroboraron los supuestos de normalidad (test de Kolmogorov-Smirnov) y homocedasticidad (Spearman). A su vez, se evaluó la multicolinealidad mediante el cálculo de los Factores de Inflación de la Varianza (VIFs) y, dada la estructura de las series de tiempo de la

base de datos, se examinó el potencial de autocorrelación de los residuales (prueba de Durbin-Watson).

3.3 Resultados

3.3.1 Variables meteorológicas e hidrológicas (2005 – 2007)

La radiación solar mostró una marcada estacionalidad, típica de las regiones templadas húmedas. Los máximos valores de radiación solar diaria registradas durante los inviernos fueron un 35% menores que los máximos valores registrados durante los veranos. Sin embargo, este patrón estacional resultó afectado por variaciones en la nubosidad. En consecuencia, ciertos registros de radiación solar diaria en días nublados de verano resultaron inferiores a registros de radiación solar de días soleados de invierno. De este modo, en términos absolutos, durante los años de estudio, la variabilidad de la radiación solar fue mayor en verano que en invierno (Figura 3.2).

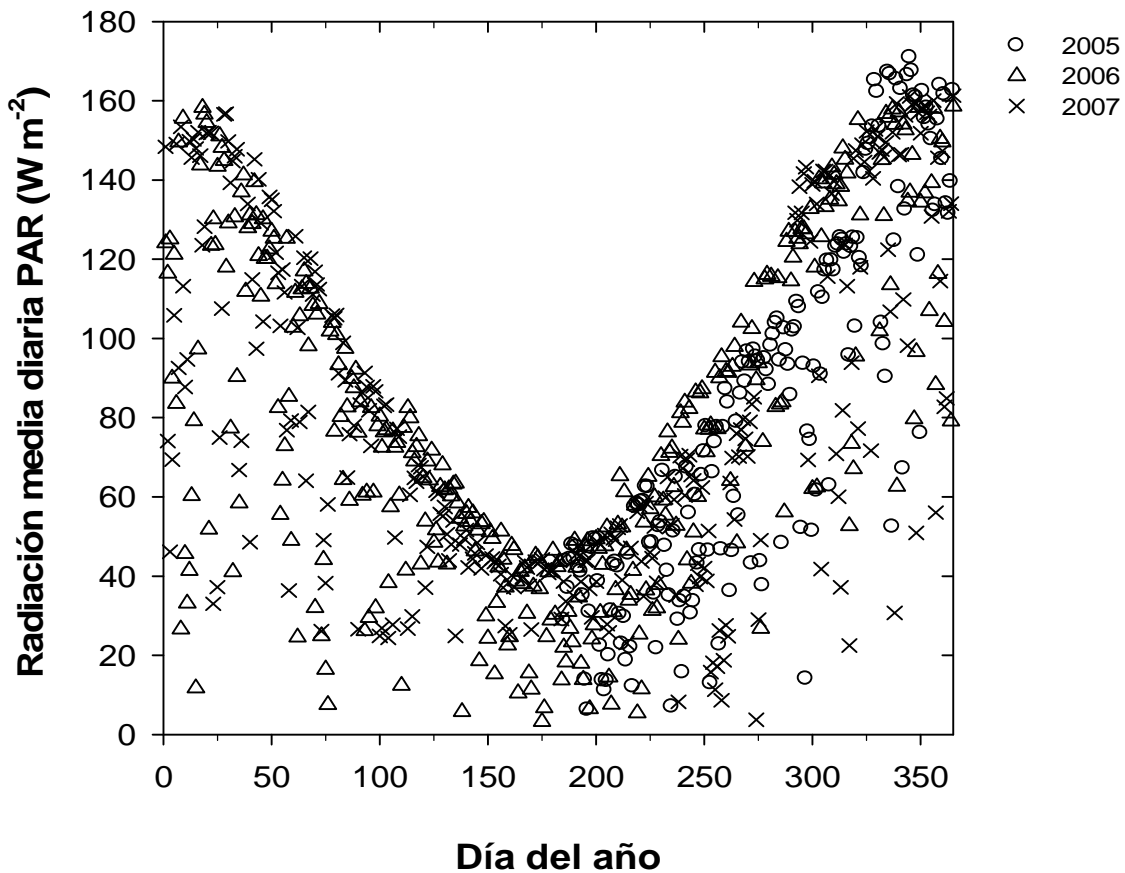


Figura 3.2. Radiación PAR media diaria en función de los días del año para el período 2005-2007.

La temperatura del agua presentó un patrón estacional similar al exhibido por la radiación solar, aunque un poco desplazada (2-3 semanas) en el tiempo (Figura 3.3 a y b). A lo largo del período de estudio las temperaturas oscilaron entre 7 °C y 25 °C. La velocidad del viento también presentó un patrón estacional, aunque menos pronunciado. Las velocidades máximas se registraron en primavera y los valores mínimos durante el otoño (Figura 3.3 c). Esta tendencia se

pudo apreciar mejor mediante la utilización de medias móviles a fin de suavizar las grandes variaciones diarias que presentaron las velocidades del viento. Durante la etapa de estudio la profundidad media de la laguna exhibió un descenso paulatino ($R^2 = 0,49$, $p < 0,001$; $n = 56$) (Figura 3.3 d), con valores comprendidos entre 1,75 y 2,36 m (valor medio para todo el período 2,01 m), sin registrarse ingresos ni egresos de agua a través de los arroyos que la circundan.

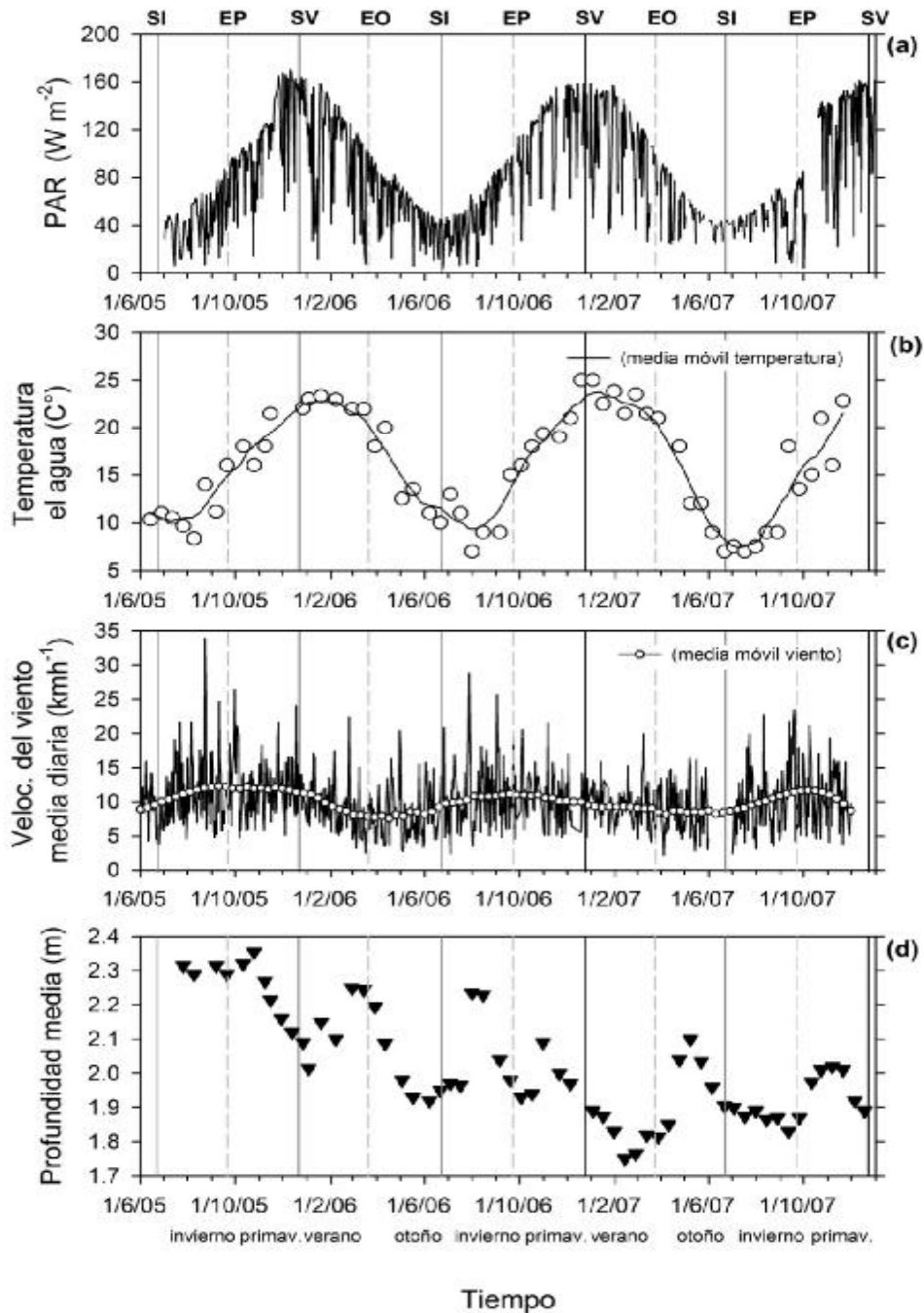


Figura 3.3. Variables climáticas e hidrológicas durante el período de estudio (2005 - 2007). (a) Radiación PAR media diaria. (b) Temperatura del agua. (c) Velocidad del viento media diaria (línea) y media móvil (circulo). (d) Profundidad media de la laguna. SI (Solsticio de verano). EO (Equinoccio de otoño). SV (Solsticio de invierno). EP (Equinoccio de primavera).

3.3.2 Características físicas y químicas de la laguna (2005 – 2007)

La concentración de oxígeno disuelto varió estacionalmente, con niveles máximos en invierno y mínimos en verano, presentándose siempre por encima de 5 mg L^{-1} . El agua fue típicamente alcalina ($7.42 \pm 1.05 \text{ mE CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), presentando un valor medio de pH de 8,84 ($\pm 0,24 \text{ DE}$) y una conductividad media de $1,81 (\pm 0,17 \text{ ms cm}^{-1} \text{ a } 21^\circ \text{ C})$.

Las concentraciones de fósforo total fueron elevadas, siempre dentro del rango eutrófico a hipertrófico. Teniendo en cuenta el total del período de estudio, el fósforo total promedio fue $609,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 196,0 \text{ DE}$) y varió desde 182,2 hasta $1076,3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 3.1). En cuanto a la variabilidad espacial, las tres estaciones de muestreo presentaron niveles similares del nutriente en cuestión ($\text{CV} < 10\%$), indicando que la laguna se presentó frecuentemente mezclada.

Las concentraciones de PT, expresadas por unidad de área, fueron relativamente bajas en torno al solsticio de invierno (desde el día del año 137 al 212), y mostraron escasa variabilidad entre fechas y/o años (Figura 3.4). Sin embargo, en otras épocas del año, se registraron valores comparables a los registrados en invierno, aunque la variabilidad fue mucho mayor. Los valores máximos se presentaron alrededor de los equinoccios de otoño y primavera (aproximadamente desde los días 50 al 70, y desde los días 270 al 340, respectivamente). En promedio, estos valores fueron casi tres veces superiores a los valores de la media invernal. Llamativamente, los valores de TP en torno al

solsticio de verano (desde el día 350-19) tendieron a ser menores a los registrados en los equinoccios. En conjunto, los valores de TP observados durante el período de estudio mostraron un comportamiento bimodal, con dos máximos coincidentes con los equinoccios de primavera y otoño, un mínimo absoluto en invierno, y un mínimo secundario en torno al solsticio de verano (Figura 3.4).

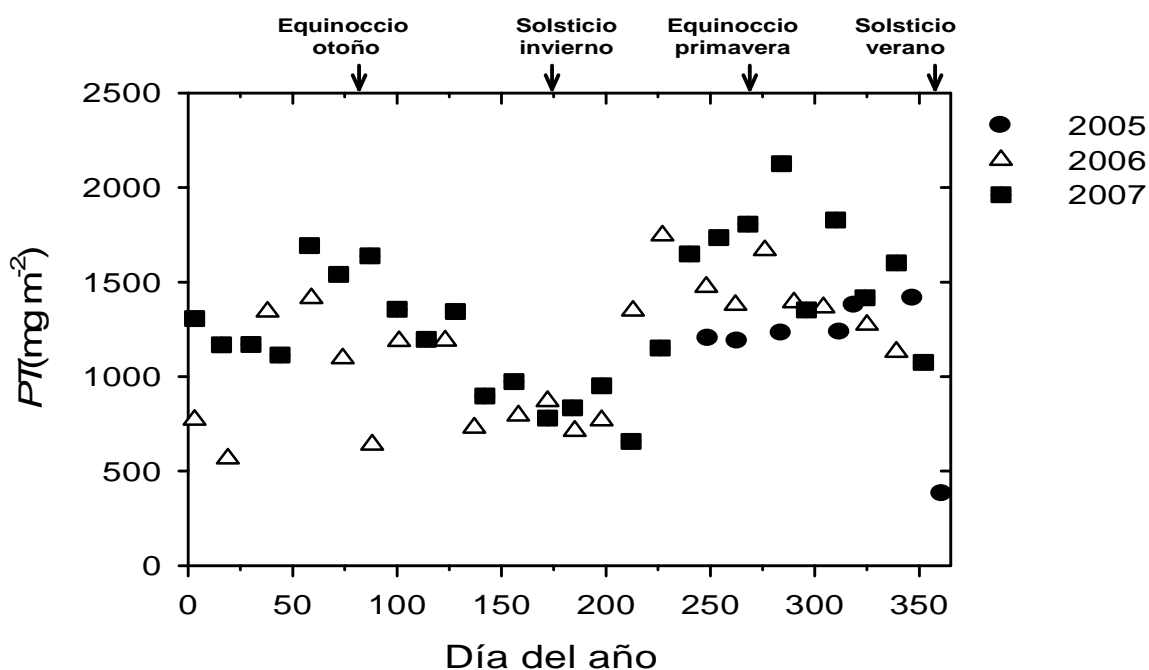


Figura 3.4. Variación estacional de las concentraciones de fósforo total durante el período 2005 - 2007.

Con respecto a las fracciones constituyentes del fósforo total, la mayor parte (más del 80% del total) se presentó en forma particulada (es decir, seston). Al respecto, el fósforo particulado explicó el 95% de la variación del fósforo total ($R^2 = 0,95$, $P < 0,001$, $n = 56$). Por su parte, la fracción disuelta no sólo contribuyó

en menor medida al TP ($18,60 \pm 9,94\%$), sino que presentó variaciones durante todo el año sin un patrón definido, y por lo tanto, no fue responsable de la variabilidad observada en el TP (Figura 3.5). Finalmente, la contribución del PRS al PT fue de menor importancia (media de $10,0 \pm 4,0 \mu\text{g L}^{-1}$), y no mostró ningún patrón estacional apreciable.

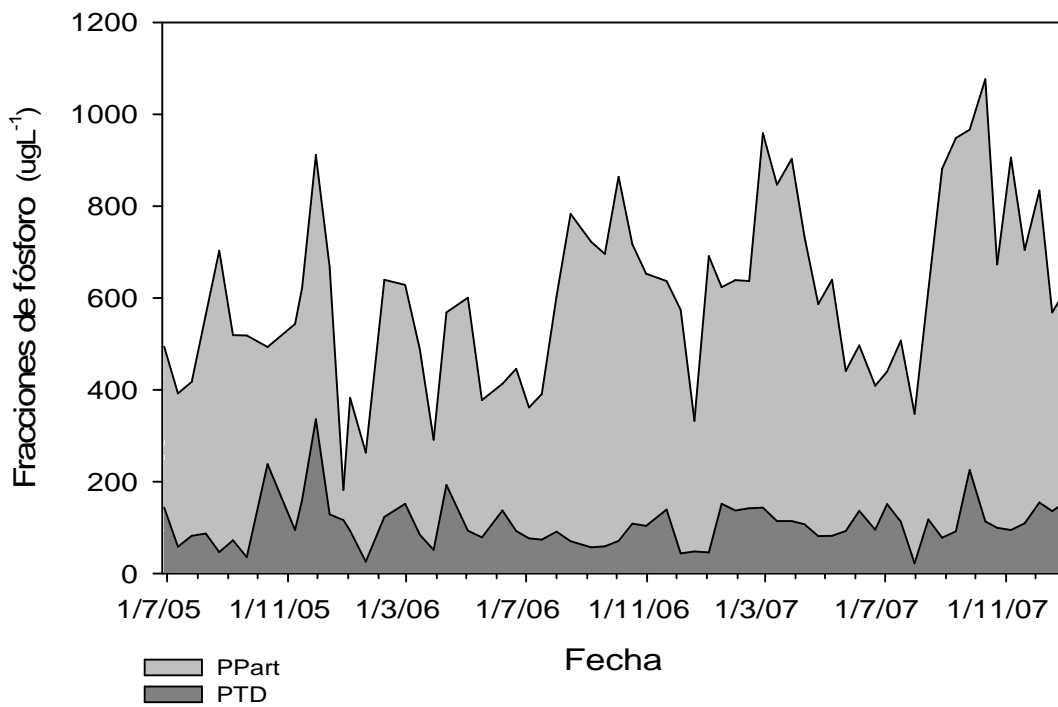


Figura 3.5. Variación temporal de las diferentes fracciones de fósforo durante el período 2005 - 2007.

Parámetros físicos y químicos	Promedio ± DE	Rango
Temperatura (°C)	16,0 ± 6,0	7,0 – 25,0
Oxígeno disuelto (O.D) (mg L ⁻¹)	9,6 ± 1,8	5,1 – 14,6
Velocidad del viento media diaria (W) (km h ⁻¹)	10,1 ± 4,3	2,2 – 33,8
Radiación media diaria PAR (I₀) (W m ⁻²)	81,0 ± 45,9	18,1 – 161,6
Disco de Secchi (cm)	11,0 ± 3,0	6,0 – 18,0
pH	8,84 ± 0,24	7,99 – 9,20
Conductividad (mS cm ⁻¹)	1,81 ± 0,17	1,43 – 2,16
Alcalinidad (mE L ⁻¹)	7,42 ± 1,05	5,09 – 8,96
Profundidad (Z) (m)	2,01 ± 0,15	1,75 – 2,36
Seston (TSS) (mg L ⁻¹)	217,0 ± 98,0	66,0 – 470,0
Fósforo total (PT) (µg L ⁻¹)	609,0 ± 196,0	182,0 – 1076,0
Fósforo total disuelto (PTD) (µg L ⁻¹)	105,0 ± 44,0	23,0–238,0
Fósforo total particulado (Ppart) (µg L ⁻¹)	504,0 ± 189,0	65,0 – 963,0
Fósforo reactivo soluble (PRS) (µg L ⁻¹)	10,0 ± 4,0	4,0 – 25,0
Clorofila <i>a</i> (Chl-a) (µg L ⁻¹)	318,0 ± 151,0	93,0 – 846,0

Tabla 3.1. Valores medios (± desvío estándar) y rango de los parámetros físicos, químicos y biológicos determinados durante el período 2000 – 2007.

Las concentraciones de seston (217 ± 98 mg L⁻¹) variaron entre 66 y 470 mg L⁻¹ (Tabla 3.1). Como se mencionó anteriormente en el capítulo 2, las concentraciones máximas tendieron a presentarse en verano, entre los equinoccios de primavera y otoño (Figura 3.6 a), mientras que los mínimos se

registraron en torno al solsticio de invierno. En contraste, el contenido de fósforo por unidad de seston ($P_{part} / seston$) exhibió un patrón opuesto, es decir, los valores máximos se presentaron en torno al solsticio de invierno, y los mínimos hacia el solsticio de verano. Además del patrón estacional exhibido, el contenido de fósforo por unidad de seston ($P_{part} / seston$) mostró una tendencia general a incrementarse durante el transcurso del estudio (Figura 3.6b). Las concentraciones de seston y el contenido de fósforo del seston ($P_{part} / seston$) presentaron una relación negativa y altamente significativa ($R^2 = 0.63$, $p < 0.001$, $n = 55$, comparar las figuras. 3.6 a y, b) lo que indica que a medida que la concentración de seston aumenta, su contenido de fósforo disminuye.

Las concentraciones de clorofila *a* (Chl-*a*) fueron variables a lo largo del estudio, sin mostrar una correlación significativa con las concentraciones de seston ($p > 0,05$). A pesar de la variabilidad, sus concentraciones tendieron a ser mayores en los meses cálidos, siendo el promedio para el período de estudio de $318,0 \pm 151,0 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 3.1). A su vez, las concentraciones de Chl-*a* y de P_{part} se presentaron positivamente correlacionadas ($R^2 = 0.53$, $p < 0.001$, $n = 58$)

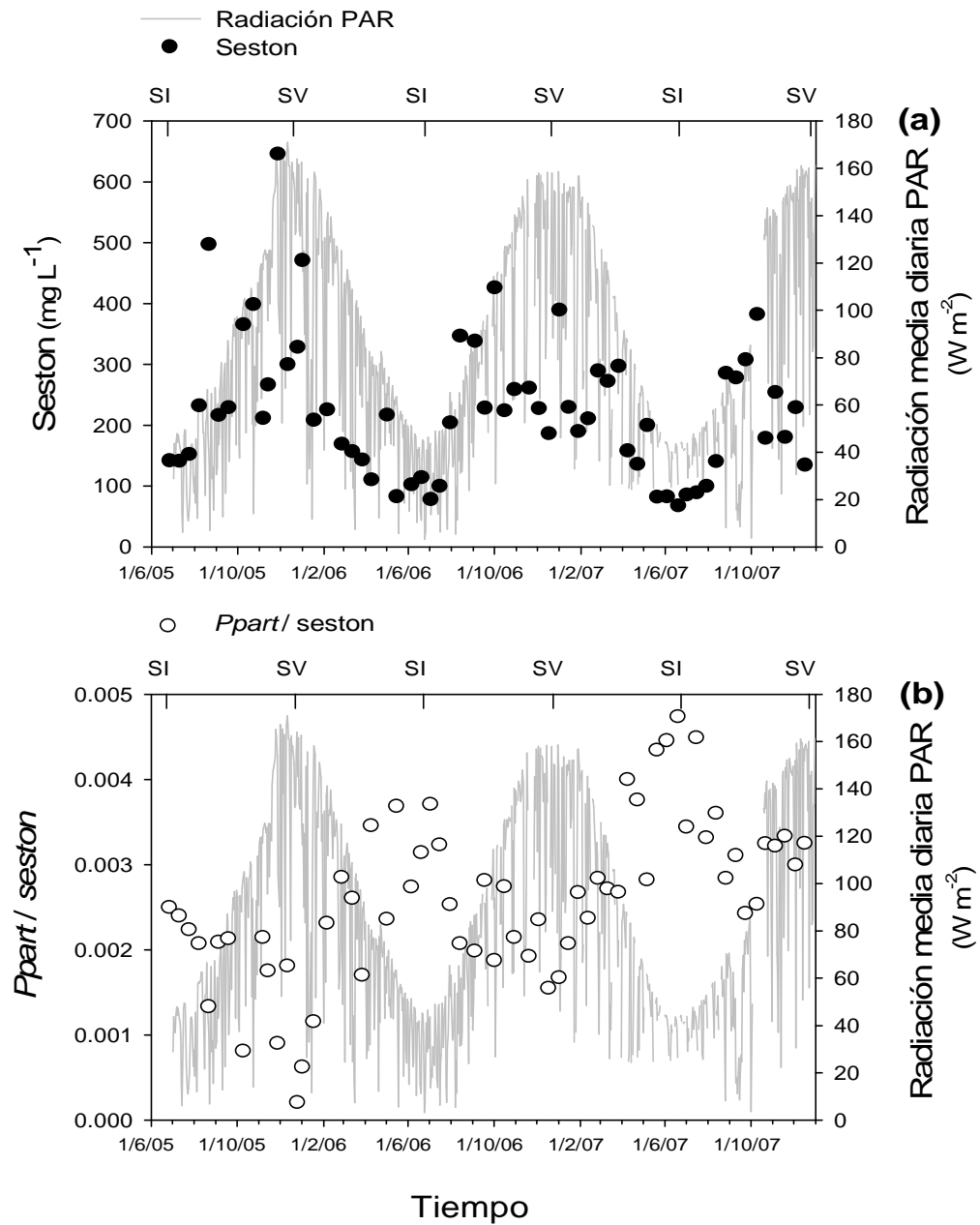


Figura 3.6. Variación estacional durante el período 2005 - 2007 del seston (a), contenido de fósforo del seston (b). La radiación solar media diaria PAR se representa con líneas grises. SI (Solsticio de verano). SV (solsticio de invierno).

3.3.3 Modelos de regresión de las concentraciones de fósforo en función de las variables climáticas (2005 – 2007)

Teniendo en cuenta que la mayor parte del fósforo se presentó en forma de partículas, y por lo tanto, en estrecha relación con el total del fósforo ($R^2 = 0.95$, $P < 0.001$, $n = 56$), nuestro objetivo fue modelar el P_{part} . Para el primer modelo utilizamos un enfoque clásico de regresión. El mejor ajuste del modelo explicó el 41% de la varianza total e incluyó las siguientes variables y términos de interacción: I_0 , W , T , $I_0 \times W$ y $I_0 \times T$ (Tabla 2). Para el segundo modelo, comenzamos realizando regresiones por separado para el seston y el contenido de fósforo del seston ($P_{part} / seston$), en función de variables meteorológicas e hidrológicas. El modelo con mejor ajuste para el seston explicó el 58% de la varianza total e incluyó las siguientes variables y términos de interacción: I_0 , W , T , $I_0 \times W$ y $I_0 \times T$. Por su parte, el modelo con mejor ajuste para el cociente $P_{part} / seston$ explicó el 62% de la varianza total e incluyó las siguientes variables y términos de interacción: I_0 , W , Z , y $I_0 \times W$ (Tabla 2). Posteriormente, el fósforo particulado (P_{part}) se estimó a partir del producto de los valores de la estimación de $P_{part} / seston$ por la estimación de seston, es decir [$P_{part} = (P_{part} / seston) \times seston$] (Tabla 3.2). Ambos modelos cumplieron con los supuestos estadísticos de normalidad y homocedasticidad, y superaron las pruebas de multicolinealidad ($VIF < 3$) y autocorrelación (Durbin-Watson cerca de 2).

3.3.4 La validación del modelo (2008)

La capacidad de los modelos obtenidos para predecir las concentraciones de Ppart se evaluaron mediante la aplicación de los mismos (Tabla 2) frente a los datos recogidos durante el año 2008. El primer modelo no explicó en forma significativa la variación total en el Ppart ($R^2 = 0.05$, $p = 0,28$ $n = 24$). Por su parte, el segundo modelo explicó el 32 % de la varianza en el Ppart ($R^2 = 0.32$, $p = 0,004$, $n = 24$).

Coeficientes de regresión de los modelos (2005-2007)			
Variable independiente	Variable dependiente		
	<i>Ppart</i>	<i>Seston</i>	<i>Ppart / seston</i>
A (intersección)	1.25	102.9	9.0×10^{-3}
I_0	2.2×10^{-3}	4.4	-1.1×10^{-5}
W	7.6×10^{-3}	30.4	-1.1×10^{-4}
Z	NI	NI	-2.3×10^{-3}
T	-1.9×10^{-2}	-10.8	
$I_0 \times W$	-1.3×10^{-3}	0.4	-2.2×10^{-6}
$I_0 \times T$	-1.1×10^{-3}	-0.27	-
R^2	0.41	0.58	0.62
p	0.001	< 0.001	< 0.001
n	45	45	45

NI: No incluido como variable dependiente debido a que las variables independientes han sido multiplicadas por Z ($Ppart$ y $Seston$ están expresadas en área).

Modelo 1: $Ppart = 1.25 + 2.2 \times 10^{-3} I_0 + 7.6 \times 10^{-3} W - 1.9 \times 10^{-2} T - 1.3 \times 10^{-3} I_0 \times W - 1.1 \times 10^{-3} I_0 \times T$

Modelo 2: $Ppart = Ppart / Seston \times Seston$; donde:

$$Ppart / Seston = 9.0 \times 10^{-3} - 1.1 \times 10^{-5} I_0 - 1.1 \times 10^{-4} W - 2.3 \times 10^{-3} Z - 2.2 \times 10^{-6} I_0 \times W$$

$$Seston = 102.9 + 4.4 I_0 + 30.4 W - 10.8 T + 0.4 I_0 \times W - 0.27 I_0 \times T$$

Tabla 3.2. Modelos de regresión múltiple desarrollados para el período 2005 - 2007. Variables dependientes: $Ppart$, $seston$ y contenido de fósforo del seston ($Ppart/seston$). Variables independientes: Radiación (I_0), Velocidad del viento (W), Profundidad (Z) y Temperatura (T) e interacciones entre ellas.

3.4 Discusión

En los lagos someros hipertróficos, las concentraciones de fósforo en la columna de agua tienden a estar controladas tanto por las *cargas internas* desde los sedimentos, como así también por las cargas provenientes de fuentes externas. Esto explica la ineficacia de numerosos programas de restauración basados únicamente en la reducción de las cargas externas (Lijklema 1994; Phillips et al., 1994; Søndergaard et al., 1999).

Las concentraciones de fósforo total (PT) en los lagos poco profundos hipertróficos tienden a exhibir un patrón estacional, con máximos en los meses de verano y mínimos en invierno (Scheffer 1998, Søndergaard et al. 2001). Sin embargo, en general las diferencias reportadas son mucho menores que las observadas en la Laguna de Chascomús. Por ejemplo, Jeppesen et al. (1997) registraron valores de TP de verano que fueron 57% superiores a los valores de invierno, mientras que en la Laguna de Chascomús, las concentraciones medias de TP son casi 200% mayores en verano que en invierno. Los procesos detrás de estos patrones no se conocen completamente, pero existen evidencias de que están relacionados con la actividad biológica (Jeppesen et al. 1997, Scheffer 1998, Søndergaard et al. 1999). Søndergaard et al. (2001) sugieren que las variaciones estacionales en el fósforo total en la columna de agua refleja la capacidad de retención de fósforo por parte de los sedimentos.

Además de los mecanismos puramente biológicos, otros mecanismos pueden contribuir al incremento del fósforo en la columna de agua, entre ellos, la resuspensión de sedimentos por la acción del viento (Fan et al., 2004; Havens et al. 2007). A modo de ejemplo, en el lago somero hipertrófico Okeechobee, las concentraciones de fósforo total en la columna de agua están estrechamente vinculadas a la estacionalidad de la velocidad del viento, siendo mayores en invierno (temporada de mayor viento) y menores en verano, cuando los vientos son relativamente débiles (Havens et al., 2007). Así, en contraste con los lagos profundos monomícticos, para los que la dinámica estacional de fósforo es comparativamente bien entendida (Wetzel 2001), con pérdidas de fósforo hacia el hipolimnio durante el final de la primavera, e incrementos durante el otoño, los lagos someros pueden mostrar variaciones no periódicas e interanuales en las concentraciones del fósforo total, en gran medida por procesos estocásticos que no son fáciles de predecir (Havens et al., 2007).

Las concentraciones de fósforo total en la Laguna Chascomús presentaron una marcada estacionalidad. De hecho, las concentraciones de TP parecen seguir un patrón bimodal, con dos máximos coincidentes con los equinoccios de primavera y otoño, un mínimo absoluto en invierno, y un mínimo secundario en el solsticio de verano (Figura 3.4).

En la búsqueda de los posibles mecanismos que podrían explicar el patrón observado, se analizaron los diferentes componentes que conforman el total del fósforo. Al respecto, los lagos someros pueden diferir en la contribución relativa de

las formas particuladas (P_{part}) y disueltas (P_{DT}) a lo largo del año. Por ejemplo, en el Lago Bützow, la contribución de la fracción particulada (P_{part}) al total del fósforo es mayor durante la primavera y principios del verano, mientras que las fracciones disueltas prevalecen durante el otoño (Selig et al. 2002). Por el contrario, en la Laguna de Chascomús la mayor parte del fósforo en la columna de agua (más del 80% del TP) se presentó en forma de partículas (P_{part}) durante todo el período de estudio. Por su parte, la fracción disuelta (P_{DT}) representó menos del 20% del total y no estuvo implicada en las variaciones observadas en el fósforo total (Figura 3.5). Por lo tanto, la fuente de variabilidad en el PT en la Laguna de Chascomús debe buscarse en el material particulado en suspensión. Nuestros resultados nos permiten inferir que en este ambiente, la cantidad de P_{part} no sólo depende de la cantidad de partículas suspendidas (seston), sino también del contenido de fósforo del seston ($P_{part} / seston$). Llamativamente, estas dos variables tienen una correlación negativa y exhiben patrones opuestos en respuesta a las variables climáticas (comparar Figuras 3.6 a y b).

Existen evidencias que el aumento en la cantidad de seston, y la disminución simultánea del contenido de fósforo del mismo, esté probablemente impulsado por una mayor disponibilidad de luz. Algunos autores han reportado un incremento en la relación C:P del seston durante la estación de crecimiento, sugiriendo que, la dinámica estacional de los organismos autótrofos, con una alta captación de fósforo durante el invierno, y su posterior utilización durante la etapa de crecimiento, es la causa principal de los bajos contenidos de fósforo del seston a finales del verano (Hessen et al. 2005 , 2006).

Como se mencionó anteriormente, la laguna Chascomús posee elevadas concentraciones de material particulado en suspensión, que exhiben un patrón estacional coincidente con la variación estacional que presenta la radiación solar en estas latitudes. De forma similar, la producción primaria fitoplanctónica se encuentra positivamente relacionada con la radiación solar incidente (Torremorell et al., 2009). Asimismo, Diovisalvi et al. (2010) documentaron que en términos de biomasa, la comunidad autotrófica es la más importante ($83,5 \text{ mg C L}^{-1}$), representando el 75 % del total del carbono (110 mg C L^{-1}) presente en la columna de agua. Todos estos resultados sugieren que la luz proporciona la energía necesaria para la producción de material particulado (fitoplancton y/o microorganismos que se alimentan de él), resultando un impulsor importante de la estacionalidad observada en el seston y en su contenido de fósforo. En forma acorde a este razonamiento la menor variabilidad en el Ppart y en el seston se presenta en invierno, en coincidencia con los niveles basales y menos variables de radiación, mientras que en otras épocas del año, los niveles de Ppart y de seston se tornan más variables, del mismo modo que la cantidad de radiación solar incidente.

Además, otros factores pueden desempeñar un papel importante en la mencionada estacionalidad. Entre ellos, la velocidad del viento y la profundidad del cuerpo de agua pueden afectar la intensidad de la mezcla (Gons et al. 1986, Luettich et al. 1990, Cózar et al. 2005), estableciendo la cantidad de partículas que pueden permanecer en forma suspendida, inducir la resuspensión de sedimentos,

retrasar las tasas de sedimentación de las partículas, y modular la cinética de la fotosíntesis y la fotoinhibición (Neale et al. 2003).

Nuestros resultados permiten inferir que la estacionalidad observada en el P_{part} (y por consiguiente en el TP) puede ser el resultado de dos procesos fundamentales: por un lado, de la dinámica de la formación y de la degradación del material particulado en suspensión (seston), y por otro lado, de la composición elemental media de ese material particulado (es decir, el contenido de fósforo del seston). Aunque las variables climáticas afectan a ambos procesos, sus efectos son opuestos y, eventualmente, podrían anularse entre sí. Esto puede explicar en parte la imposibilidad para predecir el P_{part} directamente de las variables meteorológicas. Por otro lado, cuando se calcula como el producto del cociente ($P_{part} / seston$) por seston (es decir, $P_{part} = P_{part} / seston \times seston$), el modelo resultante es superior para predecir el P_{part} . Desde el punto de vista explicativo, particionar la concentración de fósforo en dos componentes, es decir, la cantidad de material particulado y el contenido promedio de P por unidad de masa, tiene la ventaja adicional de proporcionar un mecanismo potencial para explicar el patrón bimodal del PT (Figura 3.4). La evolución temporal del seston y del contenido de fósforo del seston, que consideramos como las principales variables afectados por las variables meteorológicas (ver los coeficientes de regresión en la tabla 3.2), se alternan en el curso de las estaciones de una manera repetible. Para simplificar la explicación, la estacionalidad se puede aproximar a una función sinusoidal del tiempo. Dada la dependencia del seston y del contenido de fósforo del seston de las variables climáticas, la dinámica de ambas variables también muestran

patrones estacionales en forma de onda. Teniendo en cuenta al P_{part} como el producto de dos ondas, desfasadas en el tiempo en unos seis meses (Figura 3.7 a), se puede esperar que las variaciones estacionales en el P_{part} (y por lo tanto, en el TP) exhiba un patrón bimodal con máximos en torno a la intersección de las curvas del seston y del $P_{part}/seston$, como se ilustra en las figuras 3.7b y c. Naturalmente, el patrón idealizado del P_{part} (Figura 3.7c) es sólo una aproximación al patrón real observado en la laguna.

Nuestros modelos de regresión desarrollados a partir de variables meteorológicas explicaron en forma razonable tanto la dinámica estacional del material particulado en suspensión ($R=0,41$), como la dinámica de las concentraciones de fósforo particulado ($R=0,58$) y del contenido de fósforo del seston ($R=0,62$). No obstante, debemos admitir que, incluso el mejor modelo de regresión (modelo 2), tiene un poder predictivo modesto ($R^2 = 0,32$). Es decir, nuestros modelos exhibieron un mayor poder explicativo en comparación con su poder predictivo. La incorporación de otras variables podría aumentar la capacidad de predicción de nuestros modelos. Sin embargo, sospechamos que las variables climáticas por sí mismas serían insuficientes, y que la incorporación de variables biológicas y/o químicas adicionales, podrían contribuir a un mejor entendimiento de la dinámica del fósforo en la Laguna Chascomús. Creemos sin embargo, que uno de los principales resultados de nuestro estudio fue la constatación de que las variables climáticas afectan a la dinámica estacional del fósforo en la Laguna Chascomús mediante la demarcación de ciertos límites dentro del cual el sistema

puede variar (Figura 3.4), en gran medida como el día del año puede definir el límite superior de la radiación solar incidente (Figura 3.2).

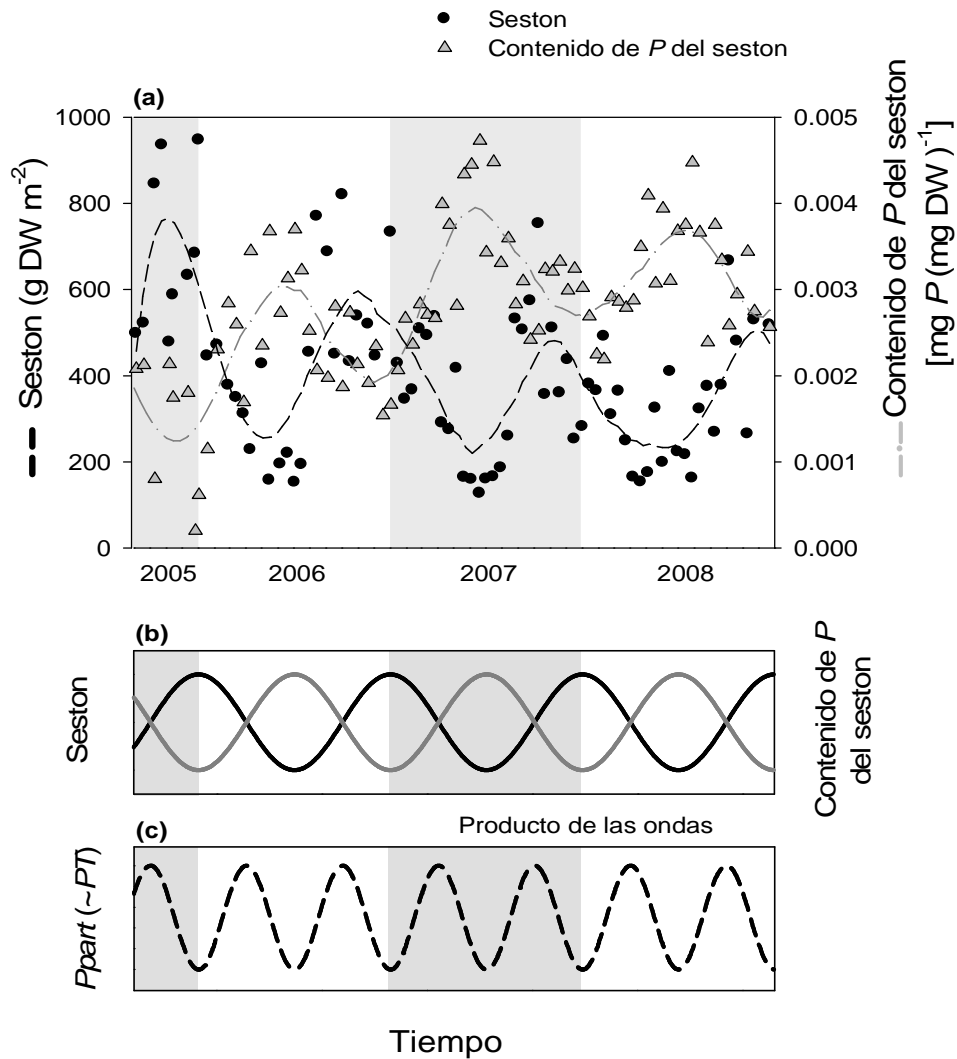


Figura 3.7. (a) Variación estacional del seston y del contenido de fósforo del seston ($P_{part}/seston$); (b) Tendencias idealizadas de ambos parámetros; (c) Patrón bimodal del Ppart (PT) que surge del producto de ambas tendencias.

Capítulo 4

**Efecto de diferentes condiciones lumínicas sobre la
dinámica de nutrientes de una laguna turbia
(Chascomús): estudio experimental a escala de
mesocosmos**

4.1 Introducción

La luz es una de las principales fuentes de energía en los ecosistemas acuáticos. Además de su rol fundamental como fuente energética para la producción primaria del fitoplancton (Kirk, 1983; Falkowski & Raven, 1997), la disponibilidad de luz puede afectar la transparencia del agua, la abundancia y biodiversidad del fitoplancton (Reynolds, 1998; Stomp et al., 2004), y las relaciones estequiométricas del seston, esto último, teniendo implicancias nutricionales para el zooplancton herbívoro (Sterner et al., 1998; Urabe et al., 2002).

La disponibilidad de luz es especialmente importante en los lagos someros, donde, frecuentemente, en lugar de la disponibilidad de nutrientes, es el principal factor limitante de la producción primaria (Scheffer, 1998). La profundidad a la cual la luz penetra en un cuerpo de agua está principalmente determinada por la cantidad de sustancias disueltas y partículas en suspensión presentes en la columna de agua. Al respecto, el clima lumínico en un lago somero puede depender en cierta medida de los niveles de nutrientes presentes (Scheffer et al., 1993). A bajas concentraciones de nutrientes, las macrófitas sumergidas ayudan a establecer una estabilidad en la transparencia del agua, evitando la resuspensión de sedimentos e impidiendo el desarrollo del fitoplancton. Un incremento en los niveles de nutrientes, y la consecuente desaparición de las macrófitas por

interferencia competitiva con el fitoplancton, puede provocar cambios drásticos en el ambiente lumínico del agua.

La laguna Chascomús es un lago somero altamente eutrófico, que se encuentra estabilizado en un estado turbio (Diovisalvi et al., 2010). Este cuerpo de agua se presenta bajo un régimen de mezcla permanente y carece de vegetación acuática sumergida y emergente, excepto en algunas zonas litorales. Consecuentemente, la laguna presenta altos valores del coeficiente de extinción de la luz como resultado principalmente de su absorción y dispersión por partículas orgánicas, con poca contribución de las fracciones disueltas (Perez et al., 2010). En este ambiente altamente turbio, los patrones anuales de producción primaria del fitoplancton y las concentraciones de sólidos totales suspendidos, están directamente relacionadas a la radiación solar incidente (Torremorell, et al., 2009).

Durante los primeros años de estudio de campo pudimos observar un patrón estacional en las concentraciones de fósforo total, junto con una cierta tendencia del contenido de fósforo del seston a disminuir a medida que aumentaba la radiación solar incidente. Esta premisa nos condujo a desarrollar un experimento a escala de mesocosmos con el objeto de obtener un mejor conocimiento sobre la dinámica de fósforo en este sistema, y su posible vinculación con las variaciones estacionales de la radiación solar incidente. Básicamente se trató de reproducir experimentalmente las variaciones estacionales de la radiación solar, fijando al mismo tiempo, otras variables tales

como la intensidad de mezcla, aportes de nutrientes por escorrentía superficial y minimizando las diferencias estacionales de temperatura.

Las hipótesis que se plantean son las siguientes:

- 1) Las concentraciones de sólidos totales suspendidos y de fósforo total aumentan con mayores intensidades de radiación solar incidente.
- 2) El contenido de fósforo del seston ($P_{part/seston}$) disminuye con mayores intensidades lumínicas.

El trabajo experimental presentado en este capítulo fue diseñado con objetivos más amplios que los reportados aquí. En el mismo se estudiaron detalladamente diferentes comunidades acuáticas, como así también las propiedades físicas y químicas del agua de la laguna, y los resultados se presentan en Llames et al. (2009).

4.2 Materiales y Métodos

4.2.1 Diseño experimental

El experimento se realizó en 12 mesocosmos que se encuentran emplazados en el predio del INTECH. Cada tanque consta de un metro de altura

por dos metros de diámetro y tiene una capacidad de 3000 litros. Los tanques se dispusieron agrupados de a tres y se manipuló la intensidad de la radiación solar incidente mediante el empleo de filtros de densidad óptica neutra. Se ensayaron cuatro tratamientos, los cuales recibieron aproximadamente el 100 % (sin filtro), 75%, 50% y 25% de la radiación solar incidente. Los filtros se colocaron utilizando una estructura metálica ubicada a 2,2 m del suelo y a 1,2 m de los tanques con el fin de permitir una buena ventilación y evitar el efecto invernadero (Figura 4.1)



Figura 4.1. Imagen de los mesocosmos utilizados para la realización del experimento.

Los tanques fueron llenados con agua de la laguna Chascomús el día 15 de noviembre de 2006, y para el llenado de los mismos se utilizó un camión cisterna. Una vez finalizado el proceso de llenado, en cada tanque se dispusieron bombas elevadoras de aire (air-lift pumps) con el fin de evitar la sedimentación de los sólidos totales suspendidos y la estratificación térmica.

4.2.2 Toma de muestras y análisis físico – químicos

Antes del comienzo del estudio, se monitorearon diariamente las condiciones de transparencia, el pH y el oxígeno disuelto durante el transcurso de una semana. Una vez estabilizadas las condiciones, se inició la toma de muestras y la medición de los parámetros físico-químicos. El experimento comenzó el día 21 de noviembre de 2006 y finalizó el 12 de diciembre de 2006.

La radiación solar incidente se registró constantemente mediante un radiómetro IL 1700 que se encuentra emplazado en el predio del INTECH. El radiómetro cuenta con tres sensores que registraron la intensidad de la bandas del PAR (400-750 nm), UVA (320-400 nm) y UVB (295-320 nm). A través de este instrumento se obtuvieron registros de radiación solar cada 5 minutos.

Diariamente se tomaron registros de la temperatura del agua, la conductividad (Hach), el pH (VWR Scientific 2000), las concentraciones de oxígeno disuelto (YSI 5000), la turbidez nefelométrica (Fluorómetro SCUFA,

Turner Designs) y las lecturas de profundidad de disco de Secchi. Además, se tomaron medidas de profundidad en cada mesocosmo. Al mismo tiempo, y con el propósito de determinar la existencia de estratificación térmica, se utilizaron sensores automáticos de temperatura (data loggers, Thermochrons, OnSolution) en dos unidades experimentales: en una unidad correspondiente al tratamiento 100%, y en otra correspondiente al tratamiento 25%. Estos últimos, se ubicaron a tres profundidades: uno en superficie, el segundo a una profundidad media y el tercero cerca del fondo. En el resto de los tanques se colocó un sensor de temperatura a 10 cm de la superficie.

Para las determinaciones químicas se tomaron muestras sub-superficiales de cada mesocosmo. Los sólidos totales suspendidos y las concentraciones de los diferentes nutrientes fueron determinados semanalmente (en 4 ocasiones). La metodología implementada fue la misma que la descrita en el apéndice 1.

Además se tuvo acceso a estimaciones de la producción primaria del fitoplancton, realizadas por el método de fijación del ^{14}C (Steeman-Nielsen, 1952) en cada uno de los tratamientos. Las estimaciones fueron efectuadas por Ana Torremorell en el marco de su tesis doctoral. Asimismo, se accedió a los datos correspondientes a los análisis cuali y cuantitativos de la comunidad fitoplanctónica. Los recuentos y la determinación de las distintas entidades algales fueron llevados a cabo por María Llames en el marco de su tesis doctoral.

4.2.3 Análisis estadístico

Las diferencias entre las distintas variables físico-químicas para los distintos tratamientos se analizaron mediante un análisis de la varianza de mediciones repetidas (ANOVA MR). En los casos en que las diferencias fueron significativas, y con el fin de comparar a los tratamientos de a pares, se realizaron test *a posteriori* (Student-Newman-Keuls Method). Además, se utilizó un test no paramétrico de Kruskal-Wallis en aquellas variables que no cumplieron con los supuestos del ANOVA MR.

4.3 Resultados

4.3.1 Parámetros físicos y químicos.

La radiación incidente PAR media diaria fluctuó a lo largo del estudio, con valores comprendidos entre 113,4 y 167,0 W m⁻². Las temperaturas del agua diarias en los distintos mesocosmos mostraron un incremento en correspondencia con el incremento registrado en la temperatura ambiente. Como resultado de la manipulación experimental, la temperatura media del agua difirió entre los distintos

tratamientos, pudiéndose observar un gradiente térmico con mayores valores para los T 100% > T75% > T50% > T25% (Tabla 1). El pH se presentó alcalino (> 8,8) durante todo el experimento, con promedios ligeramente superiores en aquellos tratamientos que recibieron mayor radiación solar, aunque las diferencias no fueron significativas. Las concentraciones de oxígeno disuelto se mantuvieron siempre por encima de los 5 mgL⁻¹ en los diferentes tratamientos. No obstante, las concentraciones en las tratamientos 100% disminuyeron a valores de 3,23 mgL⁻¹ ($\pm 1,51$ DE) en la última fecha de muestro. La conductividad media fue 2,2 mS cm⁻¹ ($\pm 0,2$) y permaneció relativamente constante a lo largo del período de estudio y sin diferencias entre tratamientos (Tabla 4.1).

Parámetros físico - químicos (media \pm desv.est.)	Tratamiento (% de la irradiancia incidente)			
	100	75	50	25
Profundidad (cm)	88,4 ($\pm 4,0$)	83,8 ($\pm 4,5$)	81,9 ($\pm 4,0$)	81,5 ($\pm 2,5$)
Temperatura (°C)	23,0 ($\pm 3,0$)	22,0 ($\pm 2,8$)	21,0 ($\pm 2,6$)	20,0 ($\pm 2,4$)
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	8,6 ($\pm 2,4$)	9,5 ($\pm 1,4$)	8,6 ($\pm 1,1$)	8,7 ($\pm 1,2$)
pH	9,2 ($\pm 0,2$)	9,1 ($\pm 0,1$)	8,9 ($\pm 0,1$)	8,8 ($\pm 0,1$)
Conductividad (mS cm ⁻¹)	2,2 ($\pm 0,1$)	2,1 ($\pm 0,1$)	2,4 ($\pm 0,1$)	2,0 ($\pm 0,1$)

Tabla 4.1. Valores promedios (\pm desvío estándar) de los parámetros medidos para los distintos tratamientos.

A pesar de la mezcla continua que presentaron los mesocosmos, y sin la ocurrencia de estratificación térmica, las concentraciones de seston y de fósforo total fueron menores en los tratamientos en comparación con los valores

registrados en la laguna para la fecha de muestreo (Figuras 4.5 A y 4.3 A). En consecuencia, se formó una fina capa de sedimento como resultado de la sedimentación de una fracción del seston.

Al inicio del experimento las concentraciones de fósforo total y nitrógeno total no mostraron diferencias entre los tratamientos. Durante el transcurso del estudio, las concentraciones de nitrógeno total se mantuvieron relativamente constantes, sin mostrar diferencias entre los diferentes tratamientos (Tabla 4.2). Entre las formas nitrogenadas inorgánicas, las concentraciones medias de nitritos + nitratos fueron diferentes en los distintos tratamientos, aunque sin mostrar un patrón definido a lo largo del tiempo. Por su parte, las concentraciones de amonio fueron variables en los distintos tratamientos y a lo largo del período de estudio. En las tres primeras fechas de muestreo, los tratamientos 25% y 50% exhibieron las mayores concentraciones, siendo las correspondientes a los restantes tratamientos, cercanas al límite de detección de la técnica. No obstante, en el último muestreo, las concentraciones máximas se presentaron en los tratamientos correspondientes al 100% de la radiación incidente (Figura 4.2).

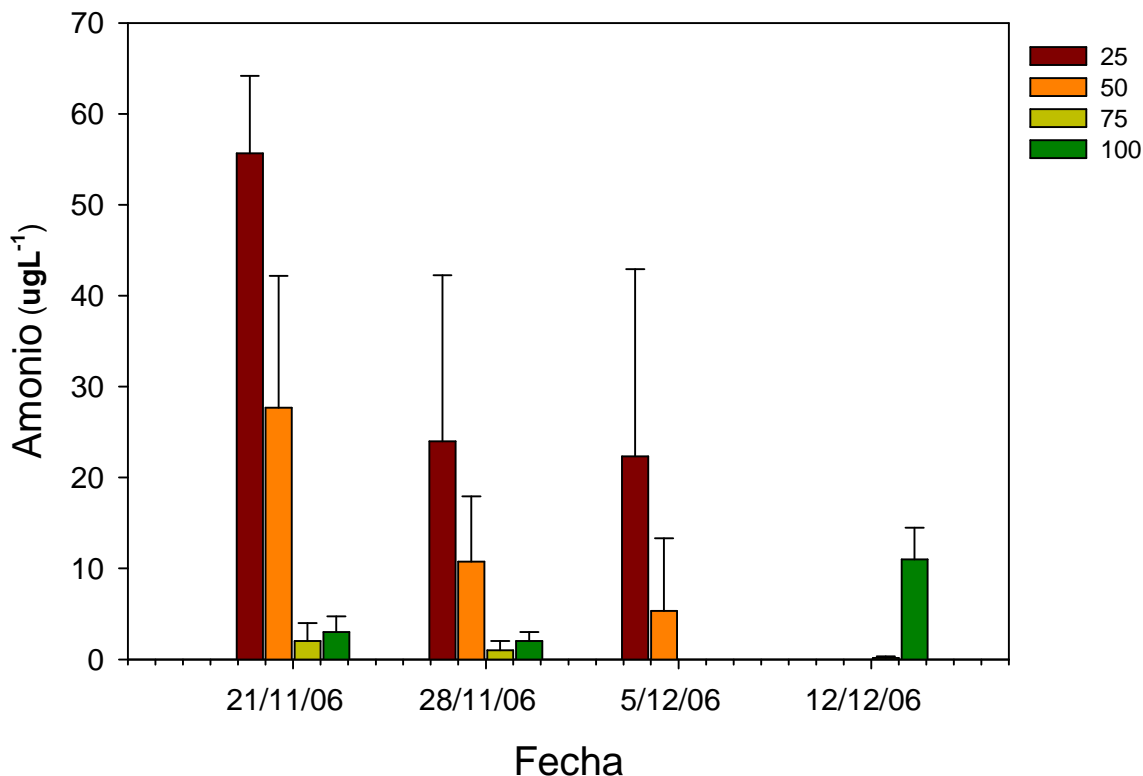


Figura 4.2. Concentraciones de amonio en cada tratamiento durante el transcurso del experimento. Promedios y desvío estándar.

Las concentraciones de fósforo total fueron significativamente diferentes entre los distintos tratamientos, y a lo largo del estudio (ANOVA MR, $P_{\text{interacción}} < 0,001$). Los mesocosmos que recibieron el 100% de la radiación solar incidente exhibieron las máximas concentraciones hacia el final del período de estudio, con diferencias significativas con respecto al resto de los tratamientos ($P < 0,05$) (Figura 4.3 A). Entre los distintos componentes del total del fósforo, la fracción particulada fue la predominante en todos los tratamientos (Tabla 4.2), con concentraciones

significativamente mayores en los mesocosmos con el 100 % de irradiancia (ANOVA MR, $P_{\text{trat}}=0,033$; $P_{\text{interacción}}>0,1$) (Figura 4.3 B). Las concentraciones de la fracción disuelta (PDT) fueron semejantes a lo largo del experimento en todos los tratamientos. No obstante, en la segunda fecha de muestreo (26/11/06), los tratamientos 25% y 50% exhibieron los valores máximos, alcanzando concentraciones de 296 y 246 μgL^{-1} respectivamente (Figura 4.3C). En correspondencia con ese incremento en el PDT, los mismos tratamientos presentaron las máximas concentraciones de fósforo total en la fecha mencionada, con valores cercanos a 500 μgL^{-1} . Con respecto al PRS, los tratamientos más expuestos a la radiación solar (100% y 75%) exhibieron mayores concentraciones durante el desarrollo del experimento (Tabla 4.2)(Figura 4.4).

Parámetros físico - químicos (media ± desv.est.)	Tratamiento (% de la irradiancia incidente)			
	100	75	50	25
NT (ug L ⁻¹)	5889,5 (±1437,0)	5370,5 (±1631,5)	5140,4 (±1144,7)	6311,9 (±2722,0)
N-NO ₂ +N-NO ₃ (ug L ⁻¹)	54,5 (±54,2)	152,9(±164,5)	41,3 (±24,4)	117,9 (±104,0)
N-NH ₄ (ug L ⁻¹)	3,4 (±4,2)	2,5 (±1,4)	10,9 (±13,3)	25,5 (±24,1)
PT (ug L ⁻¹)	396,9 (±61,0)	316,4 (±43,9)	366,4 (±81,0)	334,7 (±92,7)
PDT (ug L ⁻¹)	109,2 (±29,9)	100,7 (±23,2)	131,7 (±70,4)	141,6 (±96,2)
Ppart (ug L ⁻¹)	287,7 (±51,8)	215,7 (±45,3)	234,7 (±40,6)	193,2 (±42,1)
Ppart (%)	72,5 (±6,6)	67,8 (±8,0)	65,4 (±11,5)	60,9 (±15,9)
PRS (ug L ⁻¹)	14,8 (±3,8)	14,6 (±11,1)	7,6 (±4,3)	7,6 (±5,1)
Seston (mg L ⁻¹)	114,4 (±19,7)	82,2 (±10,9)	78,7 (±11,7)	67,2 (±18,0)
PSLC (mg L ⁻¹)	72,7 (±13,8)	59,6 (±9,7)	52,3 (±6,8)	46,8 (±9,4)
Chl-a (ug L ⁻¹)	216,4 (±87,6)	171,9 (±55,8)	114,6 (±32,7)	159,1 (±93,2)
Turbidez (NTU)	42,6 (±6,3)	27,4 (±6,9)	30,2 (±6,3)	27,6 (±9,4)
Secchi (cm)	14,3 (±0,7)	18,4 (±2,7)	17,9 (±2,5)	20,2 (±4,6)

Tabla 4.2. Valores medios (± desvío estándar) de las variables físicas y químicas determinadas para cada tratamiento durante el experimento.

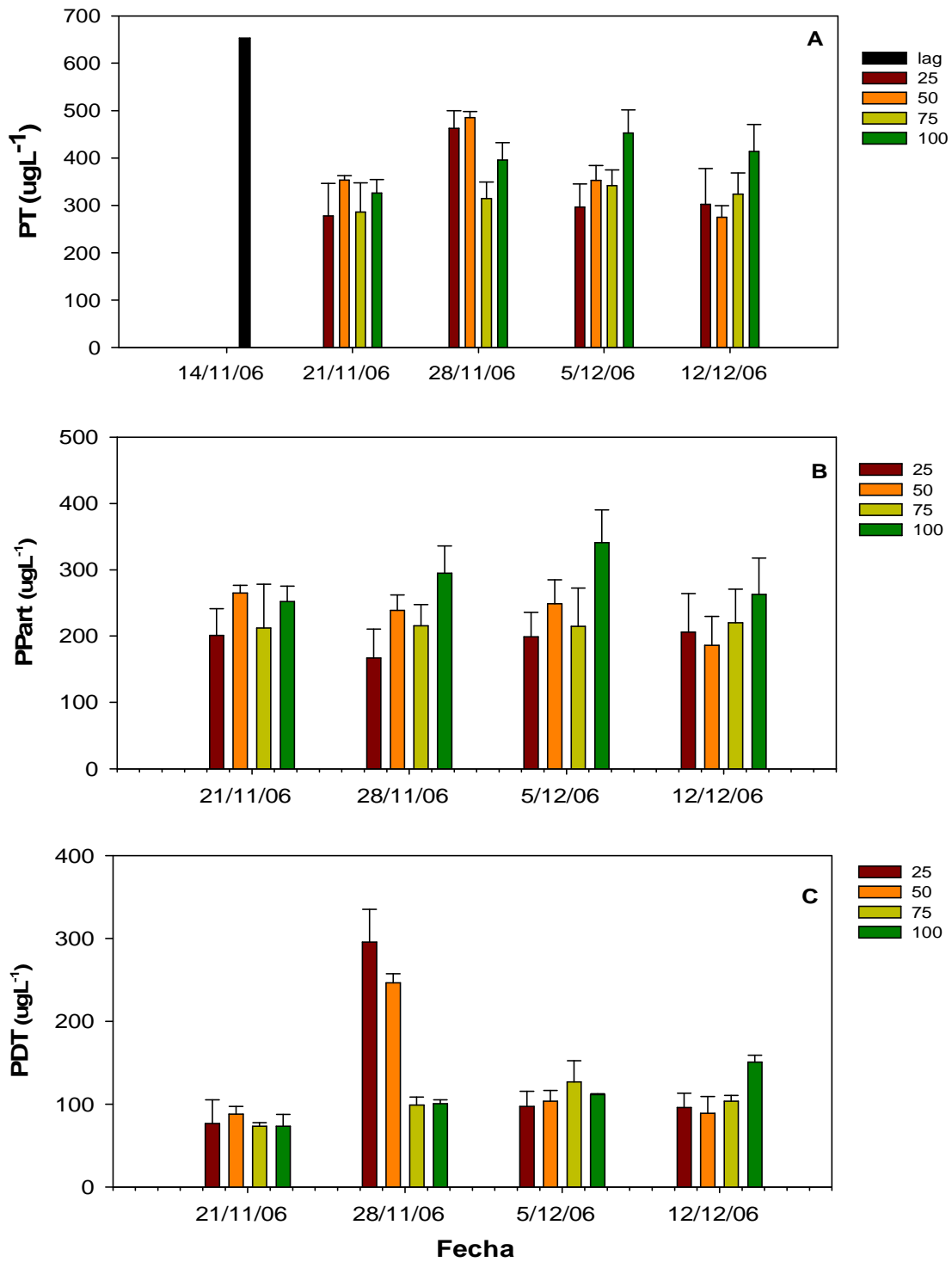


Figura 4.3. Variación temporal en los cuatro tratamientos de: (A) Fósforo total; (B) Fósforo particulado; (C) Fósforo total disuelto.

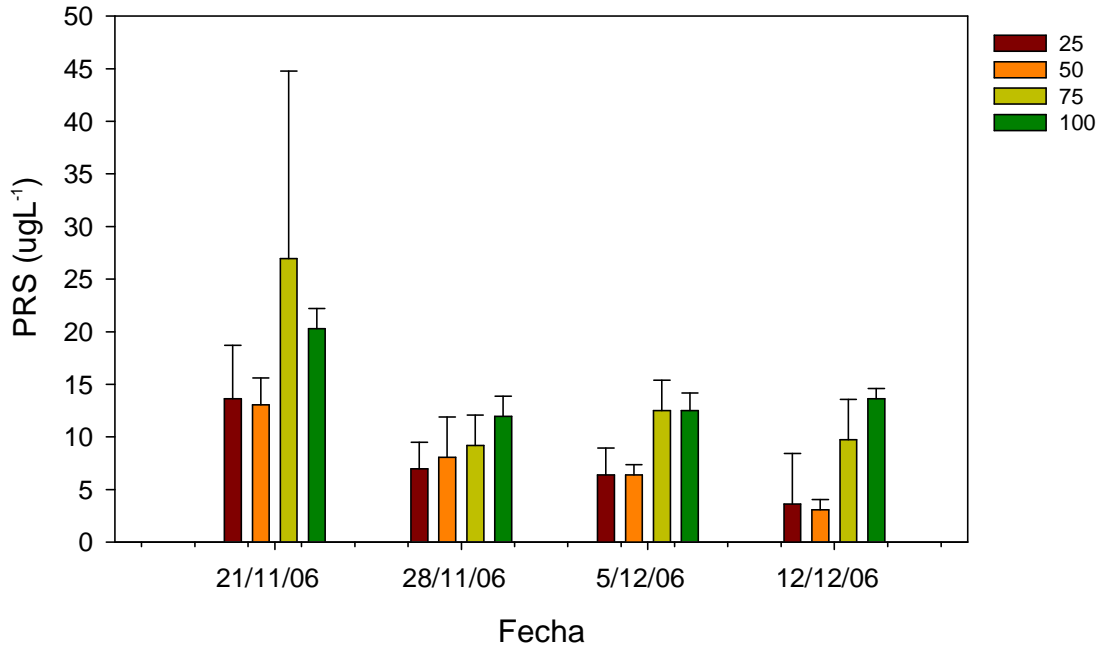


Figura 4.4. Concentraciones de PRS en cada tratamiento durante el transcurso del experimento. Promedios y desvío estándar.

Al inicio de las actividades de muestreo los distintos mesocosmos presentaron concentraciones de seston semejantes. Sin embargo, durante el transcurso del experimento, se observó un incremento en los mesocosmos 100%, alcanzando valores máximos de $133,9 \text{ mgL}^{-1}$ en la tercer fecha de estudio (5/12/2006). Las diferencias entre los distintos tratamientos fueron significativas (ANOVA MR $P=0,002$; $P_{\text{interacción}} < 0,005$) (Figura 4.5 A). Por el contrario, el contenido de fósforo del seston ($P_{\text{part}}/\text{seston}$) estuvo inversamente relacionada con la cantidad de radiación incidente (Figura 4.5 B), siendo ligeramente mayor en los tratamientos expuestos a menor cantidad de luz (25%-50%) (ANOVA MR P_{trat}

=0,072; $P_{\text{interacción}} = 0,088$). Por su parte, las concentraciones de *PSLC* fueron máximas en los mesocosmos correspondientes al 100% de la radiación incidente ($72,7 \pm 13,8$ DE), mientras que las mínimas se presentaron en los tratamientos 25% ($46,8 \pm 9,4$ DE) (Tabla 4.2). De forma similar a lo exhibido por el seston, la turbidez nefelométrica fue mayor en los tratamientos más expuestos a la radiación solar (Figura 4.5 C), presentándose ambos parámetros significativamente relacionados ($R=0,602$; $n=48$; $p<0,001$). En correspondencia a las condiciones anteriormente mencionadas, la transparencia (lectura del disco de Secchi) fue mayor en los mesocosmos correspondientes al 25 % de radiación incidente, pudiéndose observar un gradiente entre los distintos tratamientos. (Tabla 4.2). Las concentraciones de clorofila *a* variaron a lo largo del experimento, pudiéndose observar hacia el final del período de estudio, concentraciones máximas en los mesocosmos correspondientes al 100 % de la radiación incidente. A pesar de ese patrón, las concentraciones de clorofila *a* no se relacionaron de forma significativa con las concentraciones de seston.

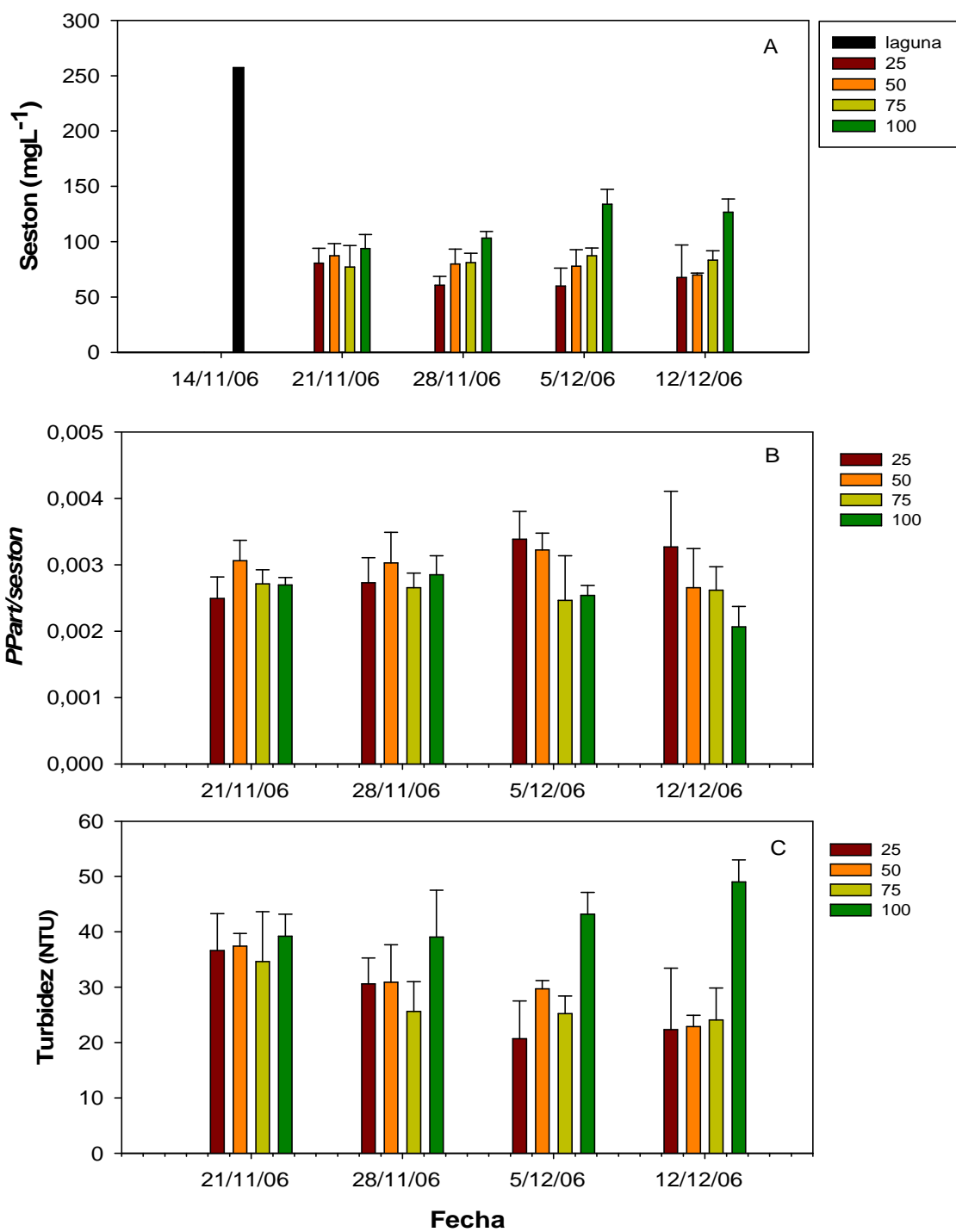


Figura 4.5. (A) Concentraciones de seston para cada tratamiento durante el muestreo; (B) Contenido de fósforo del seston; (C) Turbidez nefelométrica.

En relación a la producción primaria fitoplanctónica, también se encontraron diferencias entre los tratamientos. Los tratamientos más expuestos a la radiación solar mostraron los valores máximos, con valores medios diarios para el tratamiento 100% de $21,94 \text{ g C m}^{-2}\text{día}^{-1}$ ($\pm 13,68 \text{ DE}$); mientras que los tratamientos menos expuestos a la radiación exhibieron los valores mínimos (Tratamiento 25% $4,91 \pm 1,25 \text{ g C m}^{-2}\text{día}^{-1}$). La densidad fitoplanctónica fue mayor en los mesocosmos correspondientes al tratamiento 100% en comparación con los tratamientos 50 y 25%. A pesar de este patrón, no se encontraron diferencias significativas entre los cuatro tratamientos en la contribución relativa de las distintas entidades algales (Datos publicados en Llames et al., 2009).

4.4 Discusión

El diseño experimental tuvo por finalidad reproducir las condiciones de limitación por luz que prevalecen en la laguna Chascomús (Torremorell et al., 2009), junto con la propósito de comprender con mejor detalle los efectos de diferentes intensidades lumínicas sobre la dinámica del fósforo de esta laguna.

La radiación solar que recibieron los tratamientos 100 % y 25 % correspondieron aproximadamente a la radiación incidente en estas latitudes en verano e invierno respectivamente. Un efecto secundario del diseño experimental fue una diferencia de temperatura entre los diferentes tratamientos. Sin embargo,

las diferencias observadas fueron menores (20°C - 23°C) en comparación con el rango de temperatura anual que presenta la laguna, que oscila entre 7 y 25 °C.

La mezcla continua de la columna de agua fue otro factor que se intentó controlar en nuestras unidades experimentales. Los registros de temperatura a cuatro profundidades diferentes nos permitieron confirmar la ausencia de estratificación térmica en los distintos mesocosmos. Por otra parte, las concentraciones de oxígeno disuelto fueron semejantes a las frecuentemente observadas en la laguna. Sin embargo, hacia el final del estudio, las concentraciones de oxígeno disuelto en los mesocosmos correspondientes al tratamiento 100% disminuyeron hasta niveles de 2 mgL⁻¹. Esos niveles de oxígeno no representaron fielmente las condiciones típicas de la laguna Chascomús, y en consecuencia, se tomó la decisión de detener el experimento.

Al inicio del experimento las concentraciones de nutrientes fueron semejantes en todos los tratamientos. Las concentraciones de nitrógeno total se mantuvieron relativamente constantes a lo largo del tiempo. Entre las formas nitrogenadas inorgánicas, las concentraciones de amonio fueron superiores en los mesocosmos 25 y 50 % en las dos primeras fechas de muestreo. Estos resultados indicarían ciertos procesos de descomposición como consecuencia del cambio en las condiciones lumínicas a las cuales fueron expuestas las comunidades acuáticas, es decir, las mismas fueron sometidas a condiciones energéticas más pobres. Una situación similar de descomposición se pudo observar hacia el final del período de estudio, cuando las concentraciones de

amonio fueron máximas en los tratamientos 100%, en asociación con descensos notables en las concentraciones de oxígeno disuelto (Figura 4.2).

Las condiciones de mezcla junto con la interacción existente entre el material que sedimentó y la columna de agua fueron, probablemente, un poco diferentes a lo que ocurre naturalmente en la laguna Chascomús. En este tipo de sistemas, la resuspensión de sedimentos inducidos por el viento es un fenómeno frecuente, que puede ocasionar cambios en las concentraciones y en la composición química del seston (Carper & Bachmann, 1984). Además, está bien documentado que tales eventos contribuyen a la liberación de nutrientes desde los sedimentos (Fan et al., 2004; Sonndergaard et al., 1992). Sin embargo, éste régimen homogéneo de mezcla junto con la ausencia de resuspensión de sedimentos, nos permitió observar algunos procesos. Precisamente, las concentraciones de seston y de fósforo total fueron menores en los tratamientos en comparación con los registrados en la laguna, situación que nos permite confirmar que en condiciones naturales, el viento cumple un rol fundamental en mantener una enorme cantidad de partículas en forma suspendida.

Los mesocosmos más expuestos a la radiación solar presentaron mayores concentraciones de sólidos totales suspendidos y de fósforo total, presentándose en este último caso, mayoritariamente en forma particulada (ver tabla 4.2). Sin embargo, las máximas concentraciones de PT durante el período de estudio se registraron en los mesocosmos correspondientes a los tratamientos 25% y 50% (segunda fecha de muestreo). En esa oportunidad, se registró un incremento en el

PDT (3,8 y 2,8 veces superiores a las concentraciones correspondientes a la primer fecha), presumiblemente como resultado de procesos de degradación del material sedimentado. Sin embargo, esta incorporación de nutrientes a la columna de agua no se manifestó en incrementos en los sólidos totales suspendidos ni en las concentraciones de Ppart en la siguiente fecha de muestreo (Figuras 4.5 A y 4.3 B). Estos resultados estarían indicando que la cantidad de radiación solar incidente sería limitante para la síntesis de nuevo material sestónico. Por el contrario, los mesocosmos más expuestos a la radiación solar mostraron un comportamiento diferente. A lo largo del período de estudio exhibieron incrementos en los sólidos totales suspendidos y en la turbidez nefelométrica, junto con aumentos en el PT y en el Ppart. Bajo esas circunstancias, las condiciones lumínicas probaron ser suficientes para la formación de nuevo material sestónico, presumiblemente, a partir de la degradación de las partículas sedimentadas.

Al igual que los sólidos totales suspendidos y las concentraciones de fósforo total, la producción primaria fitoplanctónica fue máxima en los mesocosmos más expuestos. Esto explica las mayores concentraciones de clorofila a encontradas en dichos tratamientos y, como se mencionó anteriormente, los mayores niveles de seston. No obstante, no se observó una relación de significancia entre la clorofila a fitoplanctónica y los niveles de seston. A partir de estos resultados se desprende que el material particulado en suspensión (seston) sería un producto directo (organismos autotróficos) o indirecto (microorganismos heterótrofos, y/o detritos) de la fotosíntesis fitoplanctónica.

Algunos autores documentaron que la comunidad fitoplanctónica bajo condiciones energéticas pobres puede experimentar una mayor tasa de captación de fósforo, para su acumulación como reserva y su posterior utilización bajo condiciones más favorables (Hessen et al., 2005). De este modo, el contenido de fósforo del seston puede variar estacionalmente. En nuestro estudio, y en forma acorde a esta interpretación, los mesocosmos menos expuestos a la radiación solar exhibieron las menores concentraciones de PRS, mientras que el contenido de fósforo del seston ($P_{part}/seston$) fue mayor.

Nuestro sistema experimental reprodujo en cierta medida una versión simplificada del complejo ecosistema lagunar. No obstante nos permitió constatar algunos aspectos gracias a tener controlados algunos factores ambientales, como por ejemplo la intensidad de mezcla y en cierto grado la temperatura del agua. Al igual que lo observado durante el período de estudio 2005 – 2007, mientras que las concentraciones de seston se incrementaron con la cantidad de radiación solar incidente, el contenido de fósforo del mismo exhibió un patrón opuesto. Las pequeñas diferencias en la temperatura, junto con las similares condiciones de mezcla que presentaron los cuatro tratamientos, nos permiten confirmar que la luz es uno de los principales moduladores de las concentraciones de fósforo en esta laguna.

Finalizando es importante destacar las siguientes observaciones del experimento en mesocosmos:

- 1) En el momento de llenado de los distintos mesocosmos, las concentraciones de fósforo total y de seston fueron equivalentes en todos los tratamientos y, conjuntamente, equivalentes a las concentraciones de fósforo total y de seston en la laguna Chascomús.
- 2) La disminución en las concentraciones de fósforo total en todos los mesocosmos al inicio del experimento (21/11/06) en relación al momento de llenado (14/11/06), indica que una fracción del fósforo total inicial sedimentó. Del mismo modo, las concentraciones de seston disminuyeron.
- 3) Una comparación entre los distintos tratamientos nos permite observar que las concentraciones de fósforo total aumentaron en los tratamientos con el 100 % de la radiación solar incidente a lo largo del período de estudio (Figura 4.3 A).
- 4) Independientemente de las distintas condiciones lumínicas, la fracción particulada fue la prevaeciente del total del fósforo.
- 5) Los incrementos en las concentraciones de PDT en los tratamientos 25 y 50% (Figura 4.3 C), nos permitió observar que los pulsos de las formas disueltas son de corta duración, y nos permite deducir que si el fósforo no se encuentra contenido en partículas (organismos autotróficos, heterotróficos o detritos), no es estable en la columna de agua. Además, este pulso de PDT no se correspondió con un incremento en las concentraciones de Ppart ni de seston en la siguiente fecha,

presumiblemente porque la cantidad de energía (radiación solar) no fue suficiente para la generación de nuevos material sestónico (figura 4.3 B y C).

- 6) Las concentraciones de seston fueron superiores en los tratamientos con el 100% de la radiación solar incidente, mientras que el contenido de fósforo por unidad de seston ($P_{part}/seston$) exhibió un patrón opuesto.
- 7) La producción primaria fitoplanctónica y las concentraciones de clorofila *a* fueron superiores en los tratamientos más expuestos a la radiación solar. No se encontró una correlación significativa entre la clorofila *a* y las concentraciones de seston, sugiriendo que el seston estuvo compuesto tanto por organismos pigmentados, como por organismos heterótrofos y/o detritos dependientes en cierta medida de la producción primaria fitoplanctónica.
- 8) A pesar de las distintas condiciones lumínicas, la composición del fitoplancton no difirió entre los distintos tratamientos (datos publicados en Llames et al.,2009).

Capítulo 5

**Estudio intensivo de la dinámica temporal de los
nutrientes y del seston de la laguna Chascomús**

5.1 Introducción

El estudio de campo de largo término en la laguna Chascomús, junto con la experimentación en mesocosmos, nos permitió determinar qué variables modulan la dinámica de los sólidos totales suspendidos y las concentraciones de fósforo total en una escala de tiempo estacional. Dicho estudio se efectuó bajo un esquema de muestreo fijo, es decir, con una frecuencia de muestreo quincenal y con toma de muestras en horas de la mañana. A partir de ese esquema de muestreo, nos planteamos una serie de interrogantes, fundamentalmente sobre la dinámica de los distintos parámetros físicos, químicos y biológicos en una escala de tiempo menor, incluso, sobre la existencia de patrones diarios. A modo de ejemplo, durante el experimento en mesocosmos pudimos observar que los pulsos de PDT presentaron una duración menor a una semana. Asimismo, la gran dinámica que posee la laguna y la estrecha dependencia de algunas variables con la radiación solar incidente, sugieren que estas variables (por ejemplo *seston*, *Ppart/seston*) podrían presentar una dinámica diaria. Al mismo tiempo, nos interesa estudiar el efecto de la acción del viento en la resuspensión de sedimentos, y la duración de estos eventos. Con el objeto de ampliar el espectro de conocimiento de esta laguna, se decidió estudiar la dinámica de nutrientes y de los sólidos totales suspendidos durante el transcurso de quince días con una alta frecuencia de muestreo.

En este capítulo se analizan y se describen algunos aspectos de la dinámica diaria de la laguna Chascomús. Además se analizan los cambios en las concentraciones de sólidos totales suspendidos y en los nutrientes totales en función a factores forzantes externos tales como la velocidad del viento y la ocurrencia de precipitaciones.

Los objetivos particulares son:

- Estudiar la ocurrencia de variaciones diarias en las concentraciones de los nutrientes disueltos y totales, junto con variaciones en las concentraciones de seston.
- Analizar los efectos a corto término de variables meteorológicas tales como la radiación solar, la velocidad del viento, las temperaturas y precipitaciones sobre las concentraciones de nutrientes totales y los sólidos totales suspendidos.

5.2 Materiales y Métodos

5.2.1 Toma de muestras

Para desarrollar los objetivos propuestos, la laguna Chascomús fue muestreada desde el 12 al 26 de febrero de 2008. La toma de muestras se realizó tres veces al día: a las 8hs, 14 hs y 20 hs. El sitio de muestreo fue establecido en el extremo del muelle municipal (de aproximadamente 100 metros de longitud) con el fin de facilitar las tareas y asegurar el rápido retorno al laboratorio. El muelle se encuentra localizado en un punto medio del eje mayor del lago. Estudios previos (Torremorell et al, 2007) demostraron que las variables físicas y químicas están casi uniformemente distribuidas, por lo que la muestra puede ser considerada representativa de todo el lago. Las mediciones de temperatura, pH (Orion Ph meter), conductividad (Hach conductimeter), oxígeno disuelto (YSI 5000 oximeter), profundidad del lago y las lecturas del disco de secchi se realizaron *in situ*.

Las muestras de agua fueron colectadas en forma sub-superficial e inmediatamente transportadas en bidones de polipropileno de 10 litros al laboratorio. Una vez en el laboratorio, se procedió al filtrado y procesado de las mismas. La metodología empleada para las determinaciones químicas se detalla en el apéndice 1.

Los registros de la velocidad y dirección del viento, así como las precipitaciones ocurridas durante el período de estudio, se obtuvieron de una estación meteorológica (Davis) que se encuentra emplazada en el predio del INTECH. La misma aportó registros de velocidades medias cada treinta minutos junto con el máximo valor de ese período y la dirección predominante.

Las direcciones del viento fueron agrupadas en intervalos de 45° de manera de facilitar el análisis y la representación de las mismas. El mencionado agrupamiento quedó establecido de la siguiente forma: N-NNE (N); NE-ENE (NE); E-ESE (E); SE-SSE (SE); S-SSO (S); SO-OSO (SO); O-ONO (O); NO-NNO (NO). A partir de estas últimas se calculó el número de registros de cada dirección en relación al total de los mismos.

Simultáneamente, en el mismo predio se registraron datos de radiación solar incidente con un radiómetro IL-1700 (International Light) equipado con sensores de banda PAR (400-700 nm).

5.2.2 Análisis estadístico

La estimación de las relaciones entre las distintas variables medidas se realizó mediante la aplicación de análisis de regresión y de coeficientes de correlación momento-producto de Pearson. Las diferencias entre los distintos horarios de muestreo para las variables físicas y químicas estudiadas se

analizaron mediante un análisis de la varianza de un factor. En los casos en que las diferencias fueron significativas, se realizó un test *a posteriori* para comparar los horarios de muestreo de a pares (Holm-Sidak method). La normalidad se verificó mediante un test de Kolmogorov- Smirnov.

5.3 Resultados

5.3.1 Patrones de viento y de radiación solar

El análisis de las velocidades medias del viento nos permitió considerar al período de estudio como de relativa calma, siendo el promedio para el conjunto de datos $8,3 \text{ kmh}^{-1} (\pm 5,0 \text{ DE})$, con un rango de velocidades entre 0 y $25,7 \text{ km h}^{-1}$ (Figura 5.1 a). Teniendo en cuenta el total de los registros, el 64,6% de los mismos correspondieron a velocidades entre 1 y 10 kmh^{-1} , mientras que el resto de los registros correspondieron a velocidades entre 10 y 20 kmh^{-1} (31,4 %), entre 20 y $25,7 \text{ kmh}^{-1}$ (2,4%) y velocidades nulas (1,6%). A pesar de las bajas intensidades medias de viento, se registraron ráfagas de considerable velocidad, con valores máximos de hasta $54,7 \text{ km h}^{-1}$ correspondientes a las 20 horas del día 15 de febrero (Figura 5.1 b). En correspondencia con estas velocidades máximas, se

presentaron los máximos valores de turbidez nefelométrica y de sólidos totales suspendidos.

Con respecto a las velocidades registradas en los distintos horarios de muestreo, se pudo observar un claro patrón diario, con valores significativamente mayores hacia las veinte horas (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 5.2).

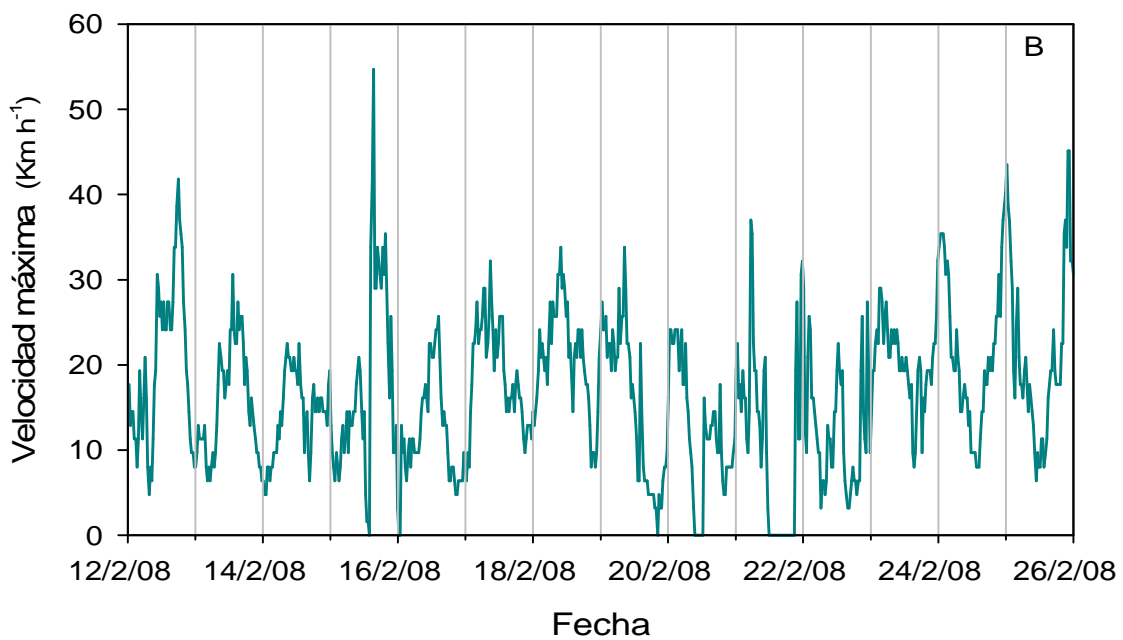
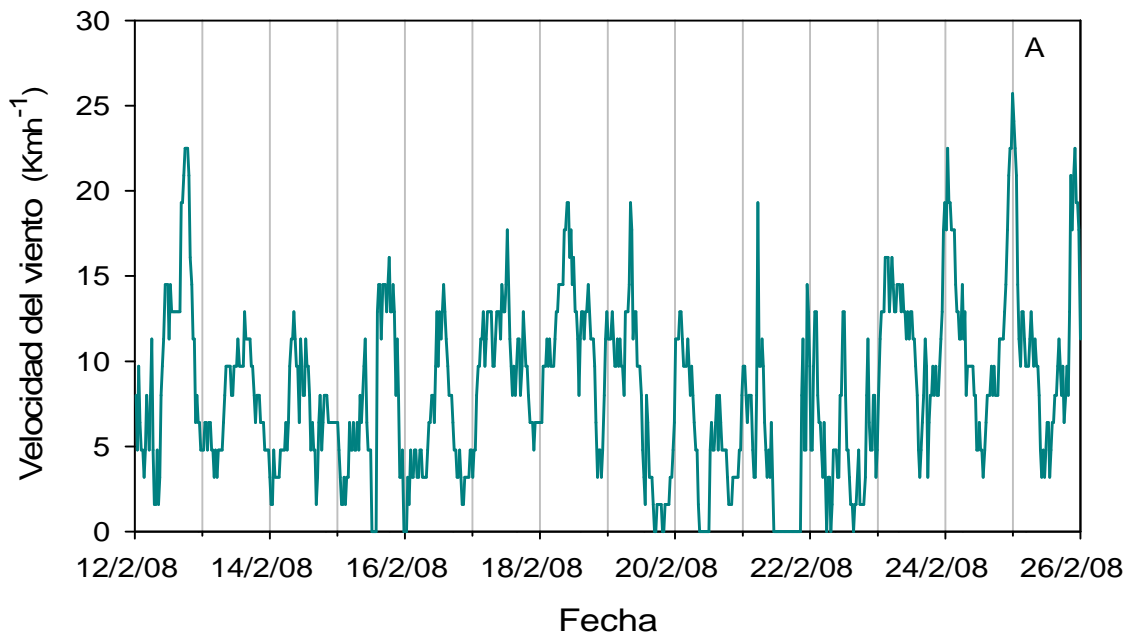


Figura 5.1. Variación temporal de la velocidad del viento durante el período de estudio. a) Velocidades medias cada treinta minutos. b) Velocidades máximas registradas en los intervalos de treinta minutos.

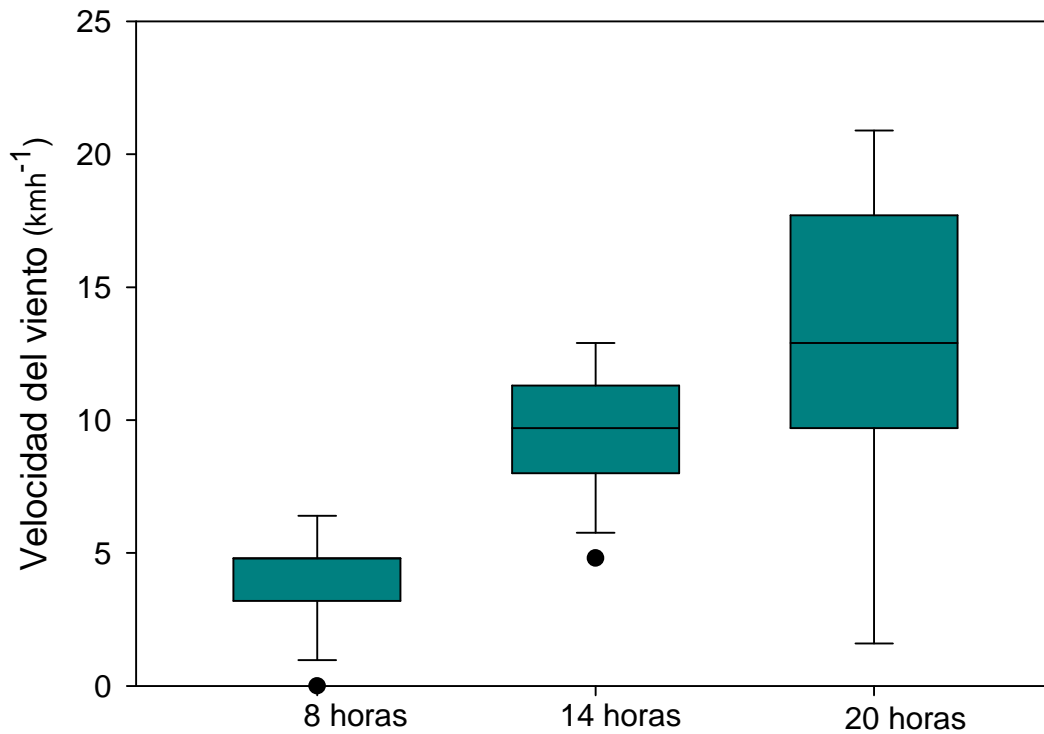


Figura 5.2. Diagrama de cajas para las velocidades de viento en los horarios de muestreo. La línea dentro de la caja representa la mediana.

Por su parte, el análisis de las direcciones del viento reveló que las direcciones predominantes fueron N y NO (Figura 5.3). Del total de los registros, un 57 % de los mismos correspondieron al N y un 15,3% al NO. Los vientos provenientes del O (7,2%), del S (4,1%) y del E (3,8%) fueron menos frecuentes, mientras que los de dirección SO (1,3%) extremadamente raros.

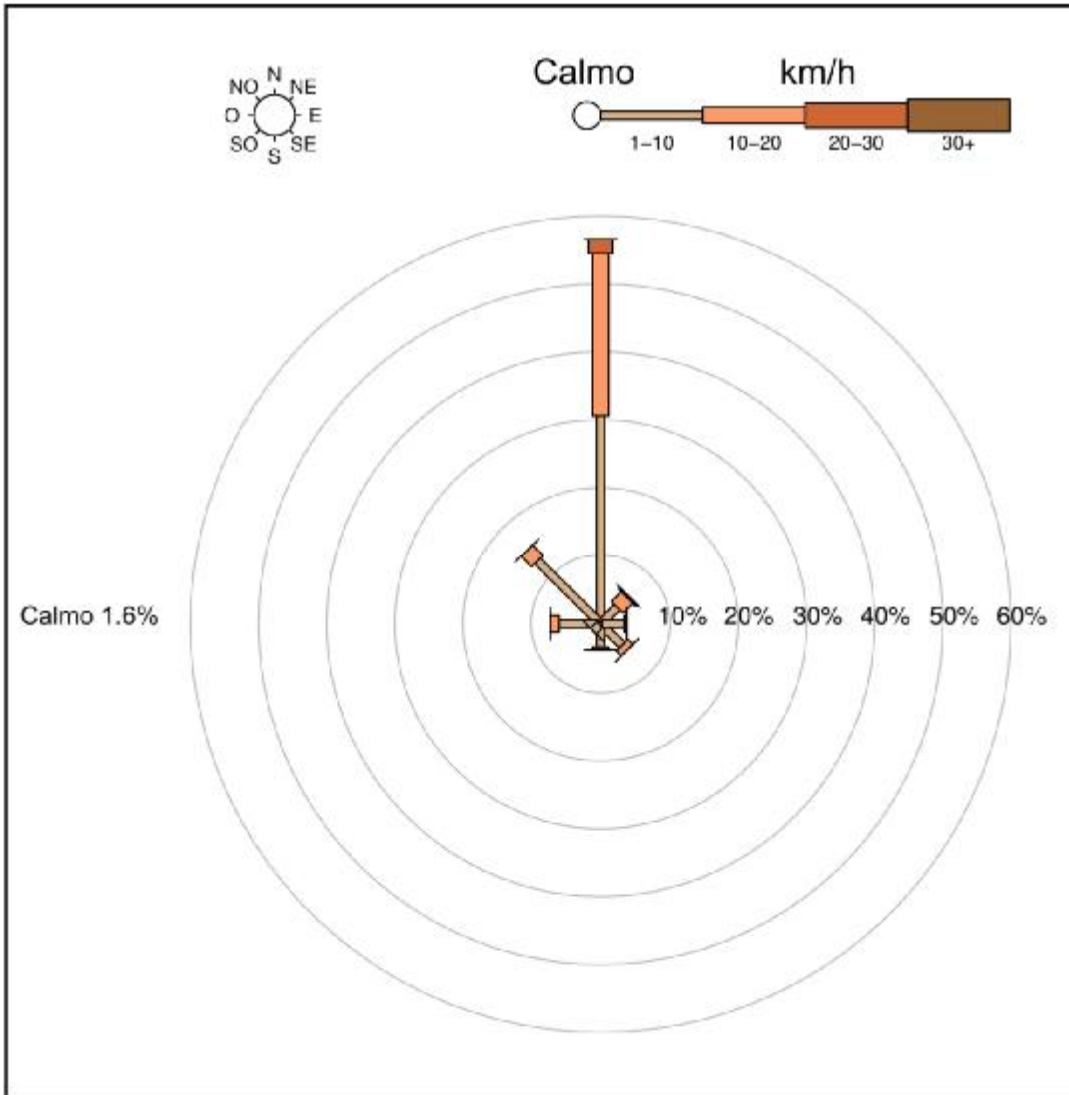


Figura 5.3. Rosa de los vientos con velocidades y direcciones prevalcientes durante el muestreo.

La radiación solar incidente media diaria (PAR) presentó variaciones durante el transcurso de los quince días de estudio, asociado a la presencia de nubosidad en la zona. Los valores máximos se presentaron el 16 de febrero (132 watt m⁻²), mientras que los mínimos se registraron el 22 de febrero (42 watt m⁻²) (Figura 5.4). Durante los días 15 y 16 de febrero acontecieron precipitaciones, con un registro de 35, 4 mm de lluvia.

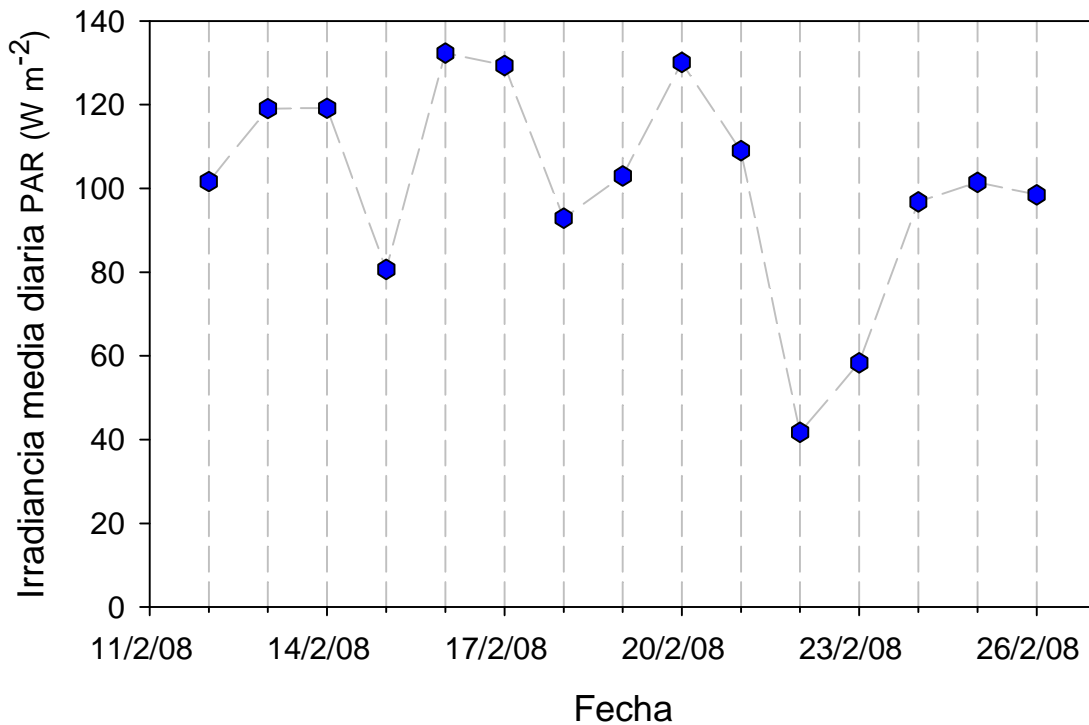


Figura 5.4. Variación temporal de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) durante el transcurso del estudio.

5.3.2 Variables físico – químicas

A lo largo del período de estudio la profundidad de la laguna presentó variaciones, registrándose un incremento de 5 centímetros entre los días 15 y 16 de febrero, y estabilizándose hacia el final del muestreo (Figura 5.5). Su valor medio fue de 1,67 metros ($\pm 0,01$ DE). La temperatura del agua osciló entre 22 y 29°C, con valores máximos hacia la mitad del período de estudio (Tabla 5.1) (Figura 5.6). Las concentraciones de oxígeno disuelto también presentaron fluctuaciones, siendo su valor medio de $9,7 \text{ mgL}^{-1}$ ($\pm 2,0$ DE) (Figura 5.6). Ambos parámetros exhibieron diferencias entre los distintos horarios de muestreo, con valores significativamente menores hacia las 8 horas (ANOVA T_{agua} ; $p < 0,001$; ANOVA O_2 ; $p < 0,001$).

Parámetros físicos y químicos	Promedio \pm DE		Rango	
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	24.8 \pm	1.8	22.0 –	29.0
Oxígeno disuelto(mgL^{-1})	9.7 \pm	2.0	7.0 –	18.0
pH	9.0 \pm	0.1	8.3 –	9.2
Conductividad (mScm^{-1})	2.4 \pm	0.1	2.2 –	2.9
Disco de Secchi (cm)	11.3 \pm	1.7	8.0 –	16.0
Turbidez (NTU)	176.1 \pm	59.0	108.0 –	402.0
Profundidad (m)	1.67 \pm	0.01	1.63 –	1.69
Seston (mg L^{-1})	197.6 \pm	63.2	127.0 –	456.0
PSLC(mgL^{-1})	66.2 \pm	12.7	48.0 –	109.0
Chl a(μgL^{-1})	309.1 \pm	71.8	166.9 –	470.3
NT (μgL^{-1})	2694.2 \pm	875.8	1574.3 –	5604.7
NID (μgL^{-1})	29 \pm	21	5 –	99
PT(μgL^{-1})	629.1 \pm	165.9	404 –	1105
PDT(μgL^{-1})	152.7 \pm	139.2	24.1 –	616.6
Ppart(μgL^{-1})	476.4 \pm	86.3	288.2 –	640.5
%Ppart	78.0 \pm	12.8	37.3 –	95.5
PRS (μgL^{-1})	9.8 \pm	6.1	ND –	35
Velocidad del viento (Kmh^{-1})	8.3 \pm	5.0	0 –	25.7
PAR irradiancia diaria (Wm^{-2})	100.9 \pm	25.6	41.7 –	132.3

Tabla 5.1. Promedios \pm desvío estándar y rango de los principales parámetros físicos, químicos y biológicos medidos durante el estudio.

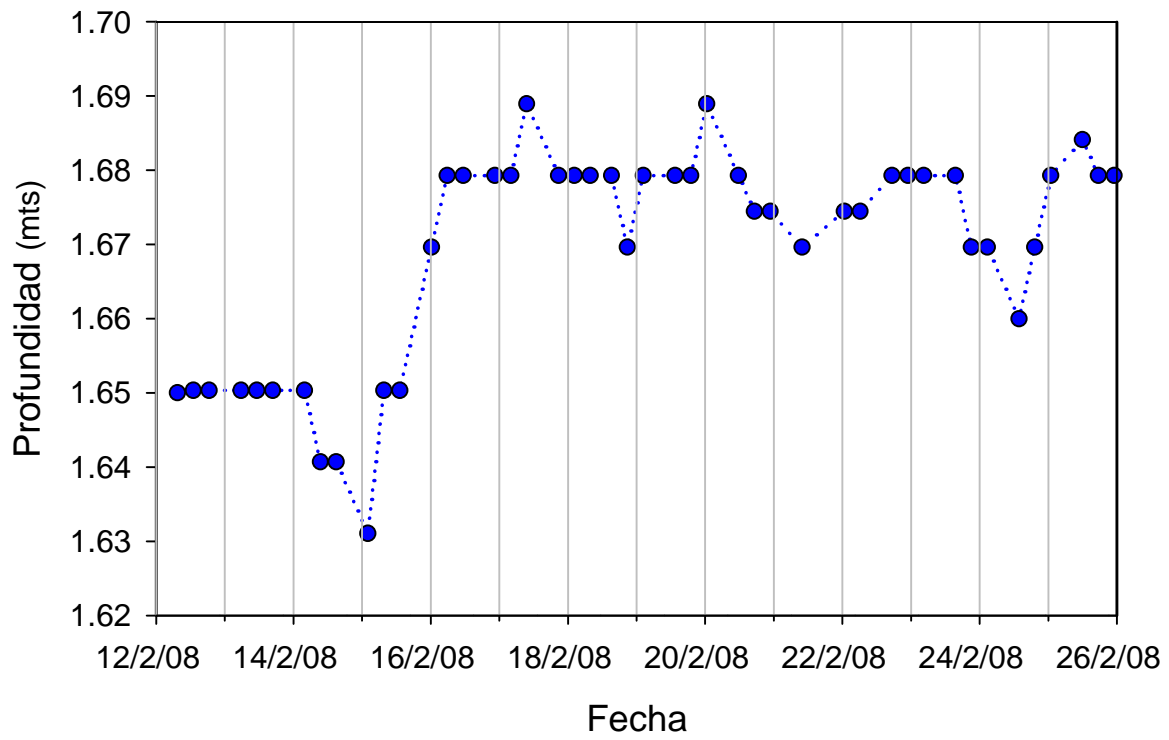


Figura 5.5. Variación temporal de la profundidad de la laguna Chascomús.

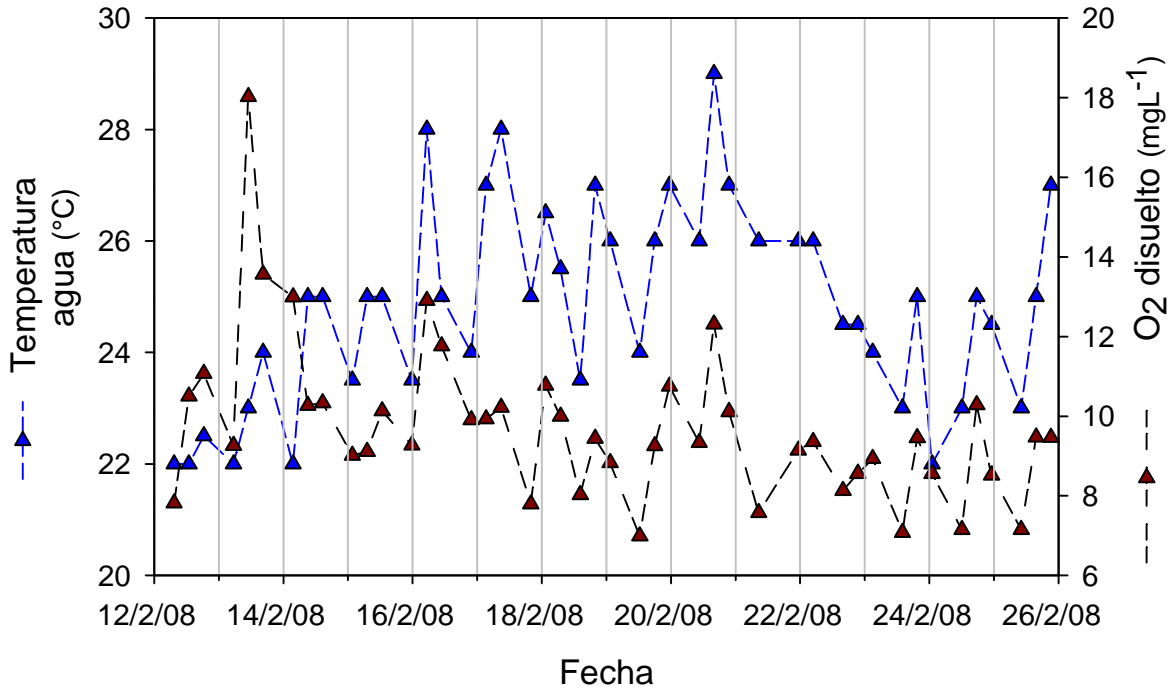


Figura 5.6. Variación temporal de la temperatura del agua y de la concentración de oxígeno disuelto.

El pH se mantuvo relativamente constante durante el transcurso del estudio, con una media de 9,00 ($\pm 0,14$ DE), con un rango de valores entre 8,29 y 9,15. Se pudo observar un claro patrón diario en el pH con valores significativamente menores hacia las 8 horas (ANOVA; $p < 0,001$). La conductividad media fue de $2,44 \text{ mS cm}^{-1}$ ($\pm 0,10$ DE), permaneciendo relativamente estable a lo largo del tiempo. La laguna presentó una baja transparencia a lo largo de los quince días de muestreo ($11,3 \pm 1,8 \text{ cm}$), no obstante, se pudo apreciar una tendencia a aumentar hacia el final del estudio, alcanzando valores de profundidad de lectura de disco de Secchi de 16 cm (Figura 5.7). La transparencia del agua se correlacionó

negativamente con las concentraciones de sólidos totales suspendidos ($R=0,55$; $n=44$; $p<0,001$) y con la turbidez nefelométrica ($R =0,57$; $n=44$; $p<0,001$).

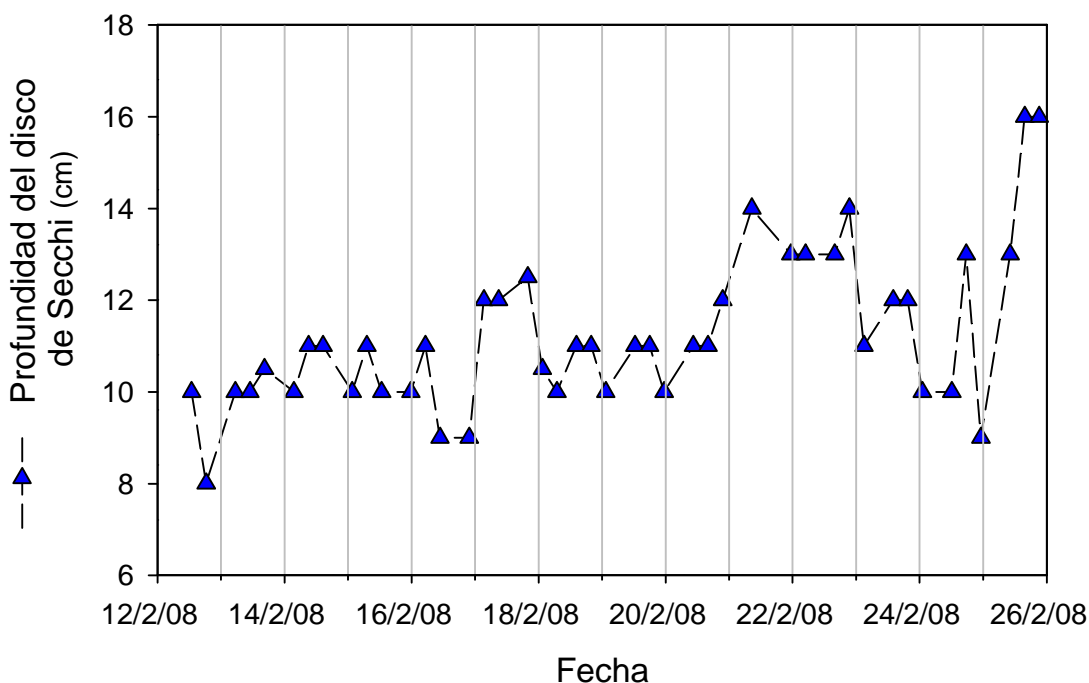


Figura 5.7. Variación temporal de la profundidad de lectura del disco de Secchi.

5.3.3 Turbidez nefelométrica, clorofila *a* fitoplanctónica, sólidos totales suspendidos y peso seco libre de cenizas

La turbidez nefelométrica (T_n) mostró una tendencia general a disminuir en el transcurso del muestreo, siendo su valor medio 176 NTU (± 59 DE) (Figura 5.8 a). A pesar de esa tendencia, hacia las 20 horas del 15 de febrero se registró un

valor máximo de 402 NTU, siendo el valor correspondiente a las 14 horas del mismo día, 154 NTU. Es decir, en el espacio de seis horas la Tn mostró un incremento de 2,6 veces. En forma similar, las concentraciones de seston tendieron a disminuir a lo largo del estudio, con valores medios de $197,6 \text{ mgL}^{-1}$ ($\pm 63,2$ DE); coincidiendo su máximo valor (456 mgL^{-1}) con el máximo de turbidez (Figura 5.8a). Ambos parámetros se presentaron significativamente correlacionados ($r^2 = 0,89$; $n = 45$; $p < 0,001$) (Figura 5.8 b).

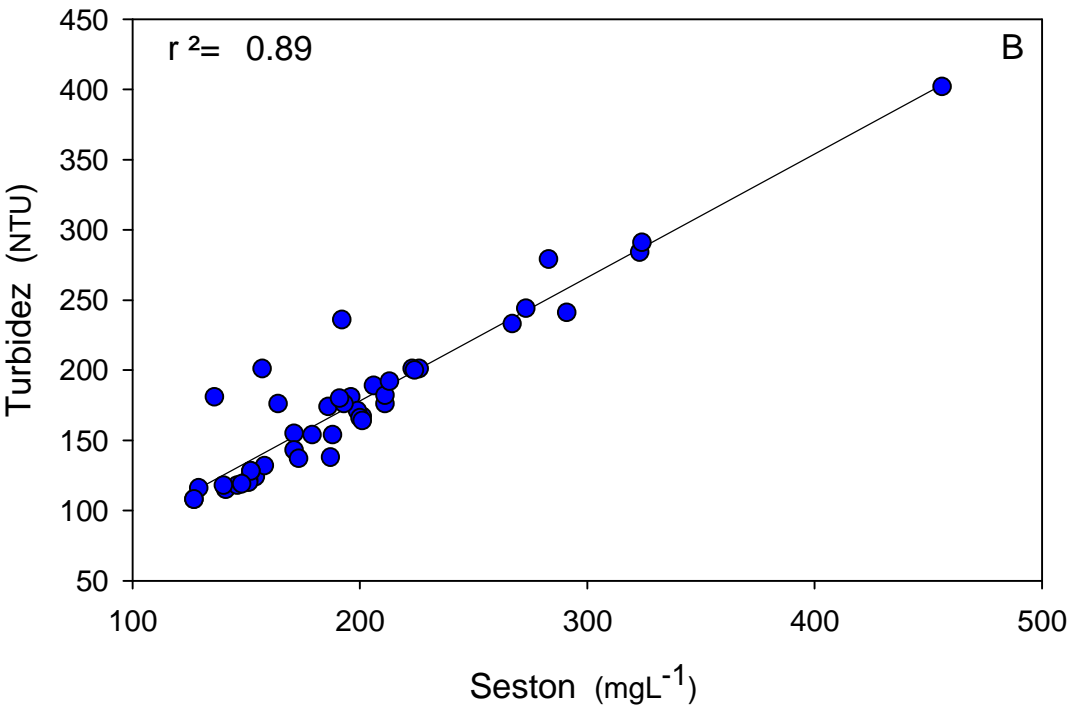
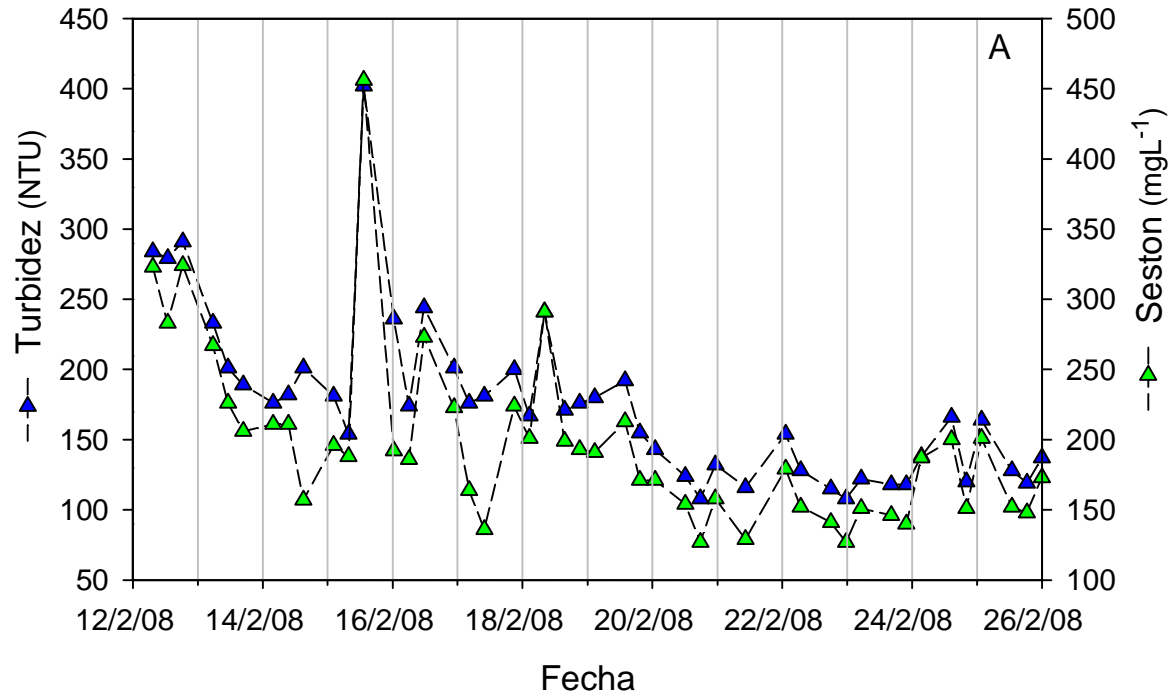


Figura 5.8. a) Variación temporal del seston y de la turbidez nefelométrica. b) Relación entre ambos parámetros.

En forma similar al incremento en la Tn, las concentraciones máximas de seston aumentaron de 188 mgL^{-1} (valor correspondiente a las 14 hs) a 456 mgL^{-1} en el transcurso de seis horas, es decir, hubo un incremento en 268 mgL^{-1} . Estas concentraciones máximas se correspondieron con las velocidades de viento máximas registradas para ese intervalo de tiempo ($54,7 \text{ kmh}^{-1}$), siendo las velocidades medias $14,5 \text{ kmh}^{-1}$ (Figuras 5.9 a y b). Los valores de seston registrados a las 8 hs del día siguiente (16 de febrero) fueron 192 mgL^{-1} , una concentración semejante a la registrada a las 14 horas del día anterior. Enfocándonos en ese corto período de tiempo, la Figura 5.10 nos ayuda a observar el rápido incremento de los sólidos totales suspendidos bajo eventos de fuertes vientos.

Hacia el final del período de muestreo, se presentaron concentraciones de sólidos totales suspendidos cercanos a 150 mg L^{-1} , en coincidencia con las máximas velocidades medias de viento registradas en los quince días de estudio (Figura 5.9 b). A pesar de las variaciones exhibidas, las concentraciones de seston no mostraron un patrón diario definido.

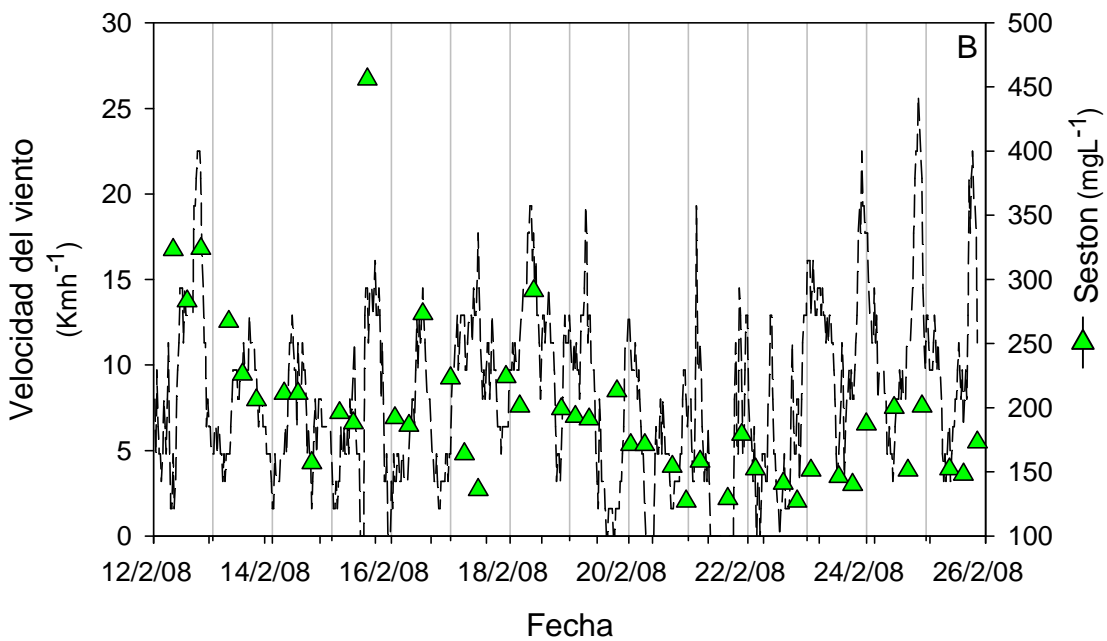
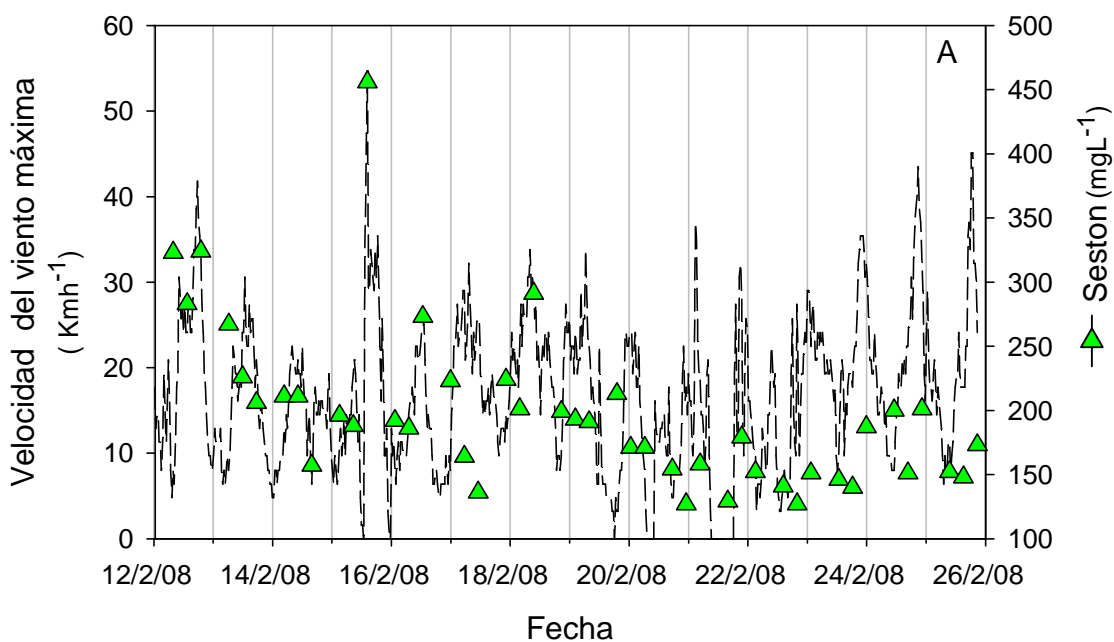


Figura 5.9. Variación del seston en relación a la velocidad media del viento (A) y en relación a los registros de velocidad máxima cada 30 minutos (B).

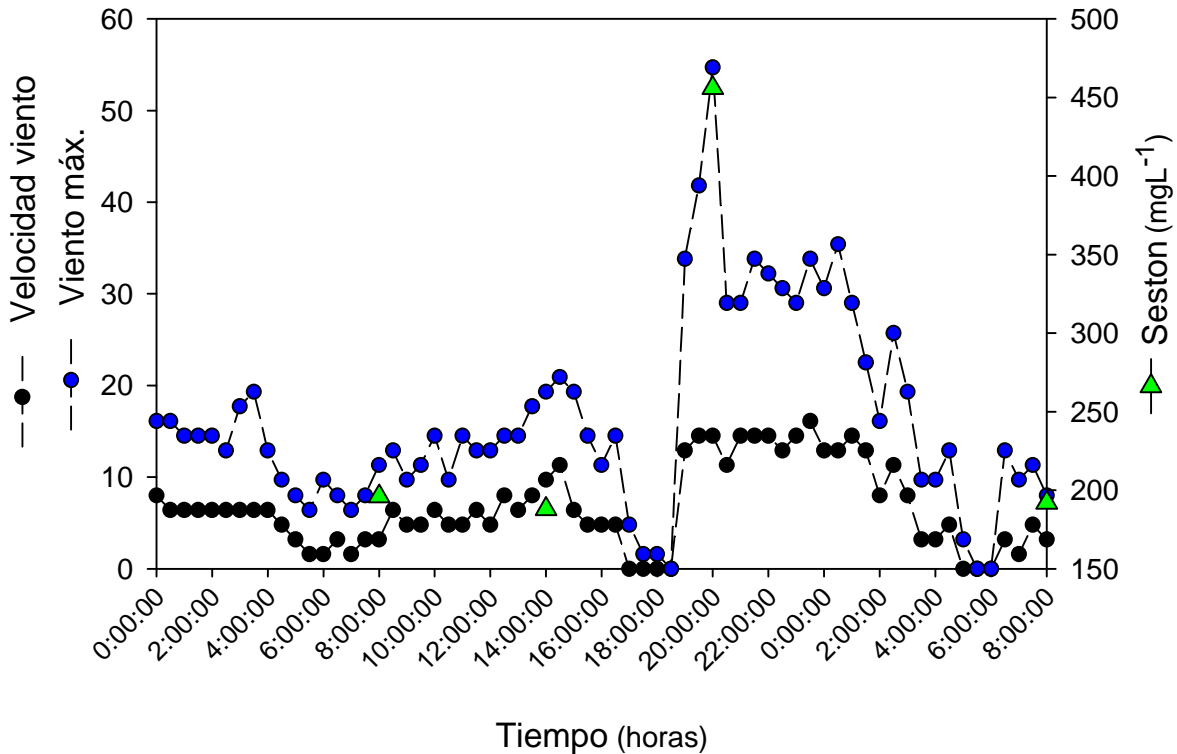


Figura 5.10. Variación de las concentraciones de seston durante el período - 8 hs 15 de feb-8 hs 16 de febrero.

La concentración de peso seco libre de cenizas (*PSLC*) se presentó estrechamente vinculada con los sólidos totales suspendidos ($r^2=0,86$; $n=45$; $p<0,001$), con variaciones similares a las presentadas por el seston durante los quince días de estudio (Figura 5.11). Su concentración media fue de $66,2 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 12,7 \text{ DE}$), con un rango de valores entre 48 y 109 mgL^{-1} . A pesar de la relación positiva entre ambos parámetros, el porcentaje de peso seco libre de

cenizas del seston fluctuó a lo largo del estudio, con valores máximos cercanos al 45 % del mismo, y un mínimo registrado durante el evento de vientos fuertes (23,9%)(Figura 5.12). Del mismo modo al incremento del seston durante el mencionado evento, el peso seco libre de cenizas aumentó 1,7 veces (de 66 a 109 mgL^{-1}). El contenido de fósforo del seston ($P_{\text{part/eston}}$) mostró una tendencia general a aumentar a lo largo del período de estudio, sin exhibir un patrón diario definido. El seston y el contenido de fósforo del seston ($P_{\text{part/eston}}$) se presentaron negativamente relacionados ($R = 0,73$; $n = 45$; $p < 0,001$)

Las concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica variaron a lo largo de los quince días de estudio, sin mostrar una tendencia definida ni la existencia de patrones diarios. Las máximas concentraciones se registraron hacia las 20 hs del 15 de febrero ($470 \mu\text{gL}^{-1}$). A su vez, las concentraciones de clorofila *a* y los sólidos totales suspendidos se presentaron positivamente relacionados ($R=0.50$; $n=44$; $p < 0,001$).

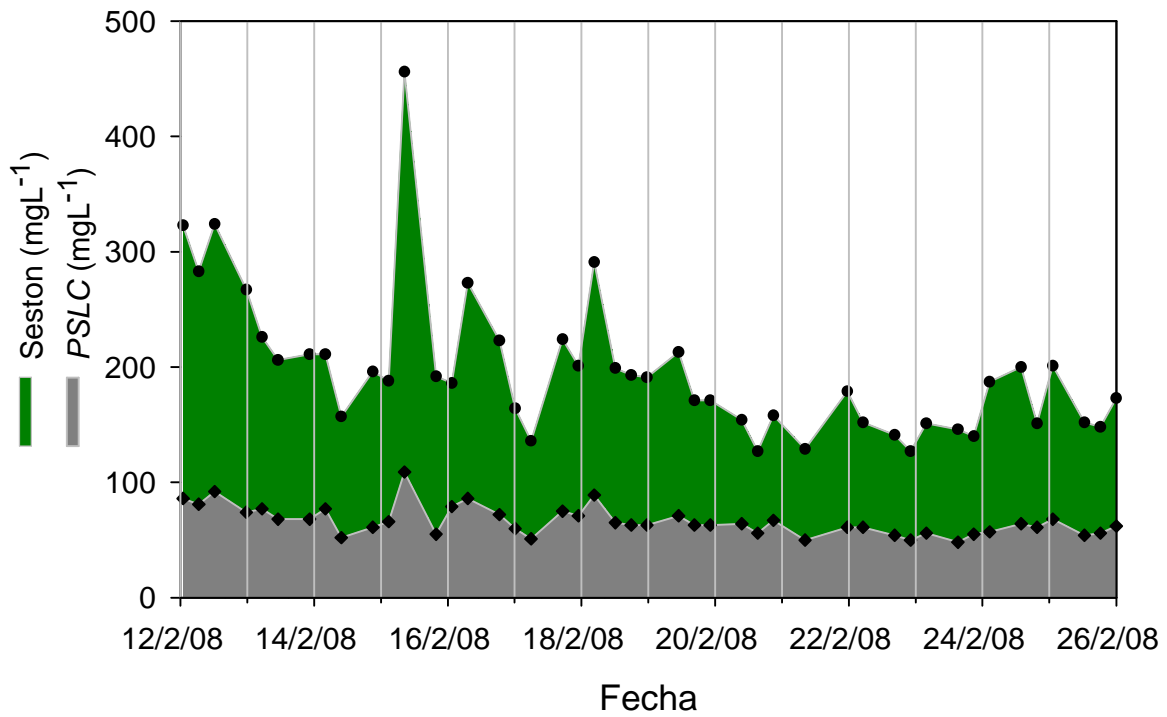
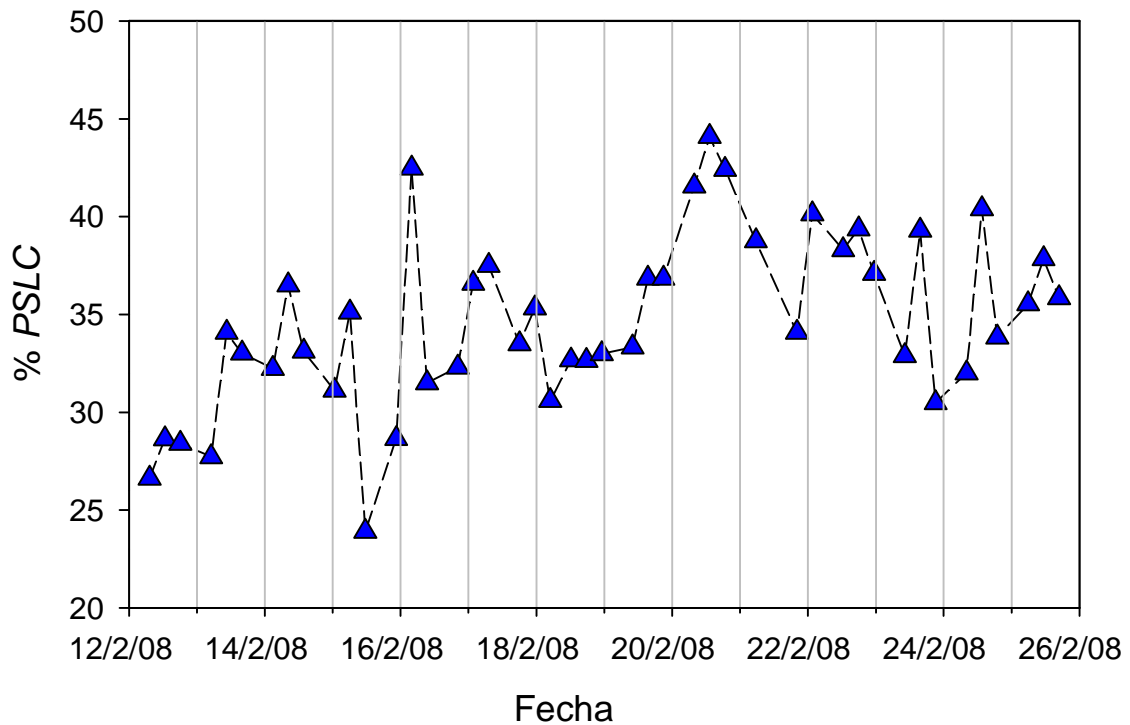


Figura 5.11. Dinámica del seston y del peso seco libre de cenizas en el transcurso de los quince días de estudio.



contribuyeron relativamente en menor medida, con porcentajes medios de PRS y PDT de 1,4 y 20,6% respectivamente.

Al igual que los sólidos totales suspendidos, las concentraciones de fósforo total aumentaron durante el episodio de fuertes vientos (20hs del 15 de febrero). En esa ocasión, el fósforo total aumentó de $404 \mu\text{gL}^{-1}$ (valor correspondiente a las 14 horas) a $697 \mu\text{gL}^{-1}$. La variación estuvo estrictamente vinculada a la fracción particulada, mostrando ésta última un incremento en 1,9 veces. Por su parte las fracciones disueltas (PDT y PRS) permanecieron sin cambios durante ese período.

Las máximas concentraciones de fósforo total se presentaron entre los días 17 y 18 de febrero, alcanzando valores que rondaron los $1000 \mu\text{gL}^{-1}$; siendo los valores correspondientes a las 20 horas del 16 de febrero cercanos a $500 \mu\text{gL}^{-1}$ (Figura 5.13). Ese aumento, y a diferencia al mencionado anteriormente, estuvo reflejado en el PDT (pasó de 76 a $432 \mu\text{gL}^{-1}$), permaneciendo la fracción particulada en forma invariable. No obstante, al cabo de dos días, las concentraciones de fósforo total, y específicamente la fracción PDT, retornaron a valores cercanos a las registradas a las 20 hs del 16 de febrero. Atendiendo a la variación temporal, el PRS no mostró grandes variaciones a lo largo del estudio, con valores cercanos a $30 \mu\text{gL}^{-1}$ al comienzo del muestreo, para luego estabilizarse en concentraciones próximas a $10 \mu\text{gL}^{-1}$ hacia el final del mismo.

Las concentraciones de nitrógeno total también fueron elevadas, con valores desde 1574 hasta $5604 \mu\text{gL}^{-1}$ (Tabla 5.2) Al igual que el fósforo total, el

NT mostró oscilaciones sin un patrón definido durante los quince días de muestreo. Las concentraciones de las formas nitrogenadas inorgánicas disueltas (NID) fueron variables, sin mostrar una tendencia clara a lo largo de los quince días, ni un patrón diario definido. Su concentración media para todo el periodo fue $29 \mu\text{gL}^{-1}$, con valores comprendidos entre 5 y $99 \mu\text{gL}^{-1}$ (Tabla 5.2).

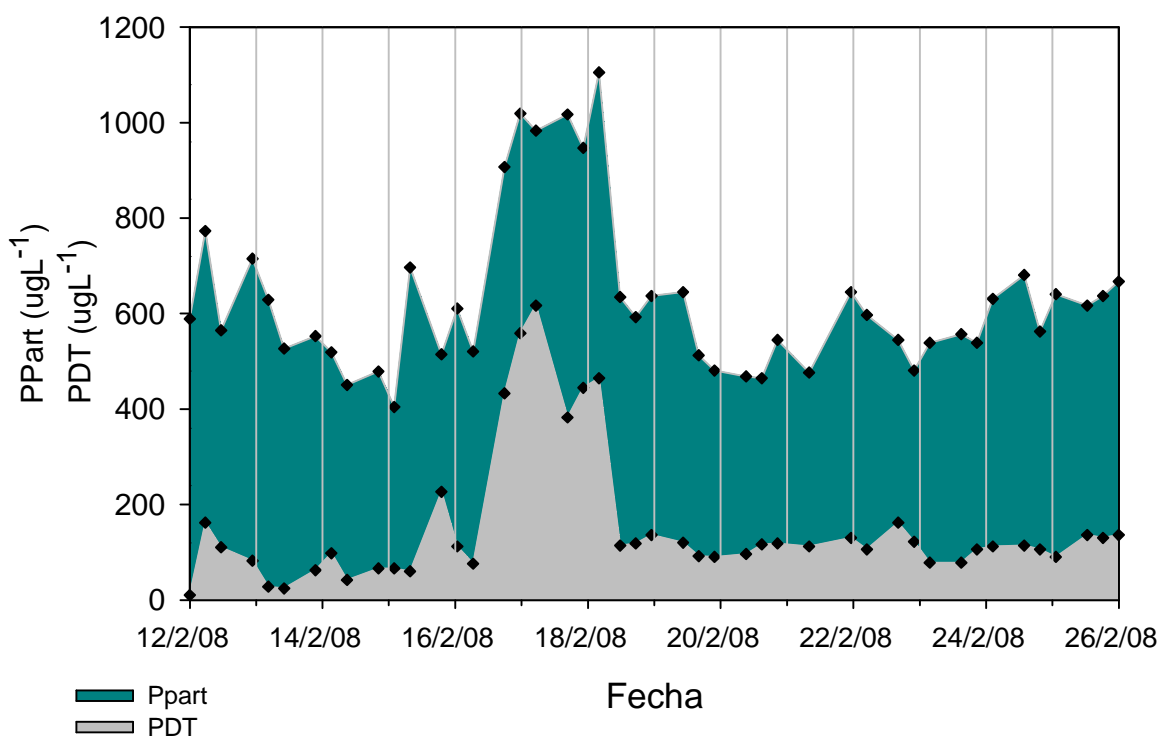


Figura 5.13. Variación temporal del fósforo particulado y del fósforo disuelto total.

5.4 Discusión

5.4.1 Variabilidad en los parámetros fisicoquímicos

El muestreo intensivo nos condujo a evaluar en forma detallada la dinámica de nutrientes y las partículas en suspensión en búsqueda de la presencia de patrones diarios, como así también la ocurrencia de fluctuaciones relacionadas a cambios de corto término en variables tales como la radiación solar, la velocidad del viento, la temperatura y las precipitaciones. Además, nos permitió observar variaciones en ciertos parámetros fisicoquímicos bajo una escala de tiempo corta, *a priori* presumiblemente estables desde una perspectiva estacional.

La temperatura del agua y las concentraciones de oxígeno disuelto mostraron un claro patrón diario durante los quince días de muestreo. Los máximos de temperatura se presentaron hacia el mediodía, demostrando así, y en forma esperable, una relación directa con la insolación diurna. De manera similar, las concentraciones de oxígeno disuelto fueron mínimas en horas de la mañana y máximas hacia el mediodía, probablemente como resultado de la intensa actividad fotosintética que presenta esta laguna (Torremorell et al., 2009), y el consumo de oxígeno por procesos de respiración durante la noche, resultando en menores concentraciones al amanecer (Stumm & Morgan, 1996). Una explicación similar

merecería las variaciones diarias en el pH, con sus máximos en horas del mediodía.

Durante el período de estudio los vientos fueron predominantemente de dirección norte, siendo al mismo tiempo, los de mayores velocidades. Asimismo, los vientos se presentaron de calmos a moderados, exhibiendo una periodicidad diaria con mayores velocidades al atardecer, determinando de este modo, la presencia de brisas térmicas resultantes de las diferencias de temperatura entre el ecosistema lagunar y los ecosistemas terrestres circundantes. A pesar de esta relativa calma, se presenciaron eventos de fuertes vientos.

Numerosos estudios han puesto en evidencia que el viento es un factor trascendental en el funcionamiento de los lagos someros (James et al., 2004; Scheffer, 1998), principalmente en aquellos lagos desprovistos de vegetación acuática sumergida. Por un lado, su efecto ayuda a mantener a las partículas en forma suspendida, incluidas al fitoplancton; además, eventos de fuertes vientos pueden ocasionar la resuspension de material sedimentado, con el consecuente incremento en la turbidez nefelométrica, afectando en última instancia, al ambiente lumínico del ecosistema (Luettich et al, 1990; Bengtsson & Hellström, 1992; Qin et al.,2004; Cózar et al.,2005).

Los eventos de resuspensión se pueden predecir mediante la utilización de distintas variables. Entre ellas, las comúnmente empleadas son la velocidad del viento, las longitudes del recorrido de viento en los cuerpos de agua y la profundidad de la columna de agua (Håkanson, 1977). Además, otro factor

sumamente importante es el tipo y la granulometría de los sedimentos presentes (Scheffer, 1998).

Las velocidades críticas de viento suficientes para ocasionar eventos de resuspensión varían entre los distintos lagos someros. Por ejemplo, Zhu et al. (2005) establecieron en el lago Taihu que velocidades cercanas a 30 kmh^{-1} fueron suficientes para ocasionar un incremento entre 12 y 24 veces en los sólidos totales suspendidos; mientras que Kristensen et al. (1992) registraron en el lago Arresø incrementos de 8 veces en el material particulado en suspensión bajo velocidades similares. En nuestra etapa de estudio, y específicamente hacia el final del muestreo, se presentaron velocidades medias cercanas a 25 kmh^{-1} (con picos máximos de 45 km h^{-1}), sin un incremento notable en las partículas en suspensión. Sin embargo, hacia las 20 horas del 15 de febrero se registró un incremento de 2,4 veces en los sólidos totales suspendidos, bajo velocidades máximas de $54,7 \text{ kmh}^{-1}$ y velocidades medias cercanas a $14,5 \text{ km h}^{-1}$ (entre las 18:30 y 20 hs). Como ilustra la Figura 5.10, hacia las 18 hs las velocidades registradas fueron nulas (0 km h^{-1}), lo que nos permite inferir que las concentraciones de seston no variaron significativamente de aquellas registradas a las 14 hs. Además, de la comparación entre las velocidades medias (cada 30 minutos) junto con las velocidades máximas registradas para ese intervalo de tiempo ($V_{\text{media}} 14,5 \text{ kmh}^{-1} - V_{\text{máx}} 54,7 \text{ kmh}^{-1}$), se desprende que ráfagas de viento de velocidad considerable pero no de larga duración son suficientes para ocasionar la resuspensión de sedimentos en la laguna en un corto período de tiempo, como asimismo la rápida sedimentación de las mismas una vez que los vientos se apaciguan. Acompañado

de este incremento del seston, se observó un incremento en el peso seco libre de cenizas y en las concentraciones de clorofila *a*. Estos incrementos podrían estar indicando la incorporación a la columna de agua de material de naturaleza orgánica recientemente sedimentado. Sin embargo, comparativamente, la incorporación de cenizas a la columna de agua fue superior (Figura 5.11). De hecho, durante ese periodo de tiempo, se registró el menor porcentaje de peso seco libre de cenizas del seston (23,9%).

Simultáneamente, también se registraron incrementos en las concentraciones de fósforo total, fundamentalmente en la fracción particulada y sin cambios en las fracciones disueltas. Bajo eventos semejantes, ciertos autores observaron un incremento tanto en las fracciones de fósforo particuladas como en las fracciones disueltas, fundamentalmente en el PRS (Kristensen, 1992, Sondergaard, 2003; Zhu et al., 2005). Una explicación tentativa podría ser que la liberación de PRS desde los sedimentos durante el evento de fuertes vientos no pudo ser registrada debido a un rápido aprovechamiento de este nutriente por la alta biomasa fitoplanctónica que posee esta laguna (Diovisalvi et al., 2010; Torremorell et al., 2009), o por su adsorción a la enorme cantidad de partículas suspendidas presentes. En correspondencia a la primera suposición, Zhu et al. (2005) observaron un incremento de un 100 % en el PRS bajo eventos de fuertes vientos en semanas muy frías, aseverando que ese incremento pudo registrarse por la escasa actividad biológica que presentó el lago Taihu bajo esas condiciones climáticas.

A pesar del evento de resuspensión que ocasionó la incorporación de partículas a la columna de agua, el seston exhibió una tendencia general a disminuir a lo largo de los quince días de estudio. Esta tendencia se vio reflejada en el incremento en la transparencia del agua (profundidad del disco de Secchi) que presentó la laguna durante los últimos muestreos (16 cm). Es preciso señalar, sin embargo, que a pesar de la relativa calma que imperó durante el estudio (promedio de velocidad $8,3 \text{ kmh}^{-1}$), estas velocidades de viento fueron suficientes para mantener una enorme cantidad de partículas en forma suspendida (seston promedio $197,6 \text{ mgL}^{-1}$). En correspondencia con lo mencionado en los capítulos previos, el contenido de fósforo del seston ($P_{part/seston}$), exhibió un patrón opuesto al seston, con una tendencia general a aumentar hacia el final del estudio (Figura 5.14).

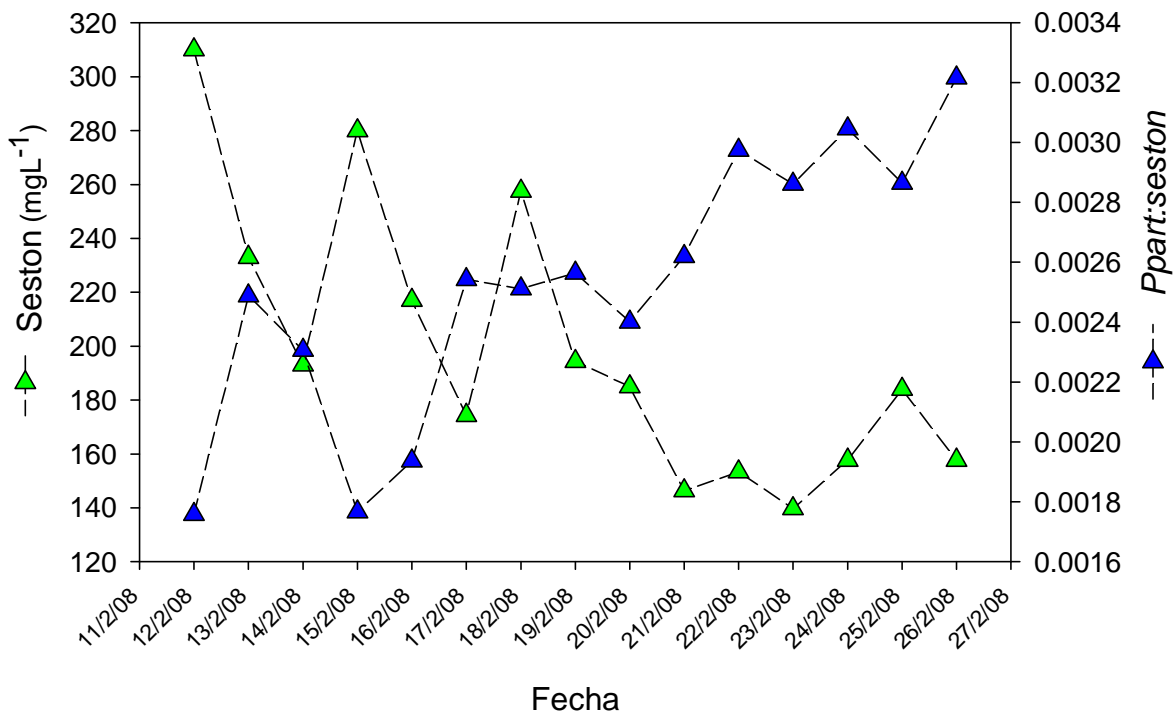


Figura 5.14. Tendencias del seston y del Ppart/seston durante los quince días de estudio. Para una mejor apreciación se realizó un promedio diario de ambos parámetros.

El fósforo total se presentó principalmente en forma particulada (78%). No obstante, es interesante destacar que los máximos niveles presentados durante el transcurso de los quince días de muestreo estuvieron asociados a un rápido incremento en la fracción disuelta, específicamente en el PDT (17 y 18 de febrero), llegando a conformar un 62% del total del fósforo (Figura 5.13). Este incremento en las concentraciones fueron precedidas por la ocurrencia de precipitaciones durante los días 15 y 16 de febrero, dando lugar presumiblemente al ingreso de agua rica en nutrientes producto de escorrentía superficial, y resultando en un

incremento en el nivel hidrométrico de la laguna (Figura 5.5). **Ciertos estudios sugieren que estos incrementos podrían deberse también al ingreso a través de la red de alcantarillado de la ciudad, como por aportes desde la planta de tratamiento cloacal (Bustingorry y col., 2008; Maizels y col., 2003).**

En relación al rápido descenso en los niveles de PDT luego de los máximos observados, numerosos registros bibliográficos han reportado la importancia de los sedimentos en la regulación de las concentraciones de fósforo en la columna de agua, actuando como fuente y sumidero (Bostrom et al., 1982; Granéli, 1999; Søndergaard, et al., 1999). Entre las distintas formas de fósforo, es ampliamente conocido que el fosfato (PRS) reacciona rápidamente con una amplia variedad de partículas, siendo capturado y liberado mediante complejas reacciones de adsorción y liberación (Froelich, 1988). Además, Müller et al. (2006) revelaron que tanto las fracciones de fósforo reactivas disueltas (PRS) como el fósforo disuelto total (PDT) pueden presentar altas afinidades de adsorción a partículas suspendidas y de sedimentos. La laguna Chascomús comúnmente se presenta en una mezcla continua (Torremorell et al., 2007), situación que establece una estrecha relación entre la columna de agua y la superficie de los sedimentos. Esto último, resalta la idea de la acción de los sedimentos como sumidero de PDT.

La toma de muestras de alta frecuencia nos permitió observar en forma detallada la dinámica diaria de la laguna Chascomús, junto con algunos eventos que son difíciles de observar bajo la escala de muestreo quincenal adoptada para el estudio de largo término de la laguna. Por ejemplo, nos permitió determinar los

niveles basales de seston durante períodos de ausencia de viento (el mínimo registrado de 127 mgL^{-1} se correspondió con velocidades de 0 km h^{-1} durante 8 horas previas al momento de muestreo). Además, nos permitió estudiar eventos de carga de nutrientes y de resuspensión de sedimentos, fenómenos que por ser altamente dinámicos (Figuras 5.10 y 5.13) son muy difíciles de observar. De hecho, tomando como ejemplo a los eventos de resuspensión de sedimentos, y sin tener en cuenta variaciones en la profundidad y el recorrido del viento, un análisis retrospectivo de los registros de velocidades de viento para el período 2005 – 2007, nos permite inferir que los eventos de resuspensión son extremadamente poco frecuentes, dado que el 1% del total de los registros presentaron velocidades cercanas a 50 km h^{-1} .

Durante los quince días de estudio las concentraciones de fósforo total y de seston exhibieron un amplio rango de valores, con concentraciones entre 404 y $1105 \mu\text{gL}^{-1}$ para el PT, y concentraciones entre 127 y 456 mg L^{-1} para el seston. En un contexto más amplio, y teniendo en cuenta la totalidad de los registros para el período 2005-2008, las concentraciones de PT se situaron dentro del rango de valores esperados para la época del año (Figura 5.15). Sin embargo en nuestro estudio de corto término se presentaron una serie de valores que se encuentran entre los máximos registrados para el período completo (2005-2008). Esos valores correspondieron a las máximas concentraciones de PDT luego del evento de precipitaciones. Como se mencionó anteriormente, las elevadas concentraciones de PT que posee laguna Chascomús es principalmente de naturaleza particulada (80 % del total tanto para el estudio quincenal como para el período 2005-2008).

Asimismo, atendiendo a la variación temporal, el porcentaje de esta fracción es relativamente constante a lo largo del tiempo (Figuras 5.16 a y b). En forma similar a lo observado para el PT, y teniendo nuevamente en cuenta el período 2005-2008, las concentraciones de sólidos totales suspendidos se presentaron dentro de la variabilidad de valores que exhibe la laguna para ese período del año (Figura 5.18).

En los capítulos anteriores observamos que las concentraciones de Ppart y de seston exhiben un patrón estacional vinculado con las variables meteorológicas. Por su parte, a partir de este estudio pudimos observar que a pesar de los incrementos en el PDT y en los niveles de seston, el sistema retorna a las concentraciones de Ppart y de sólidos totales suspendidos dentro del rango esperable para la época del año (Figuras 5.13, 5.17, 5.9 y 5.18), es decir, el sistema adopta nuevamente las concentraciones de seston y de Ppart que el mismo puede sostener de acuerdo a las condiciones meteorológicas del momento.

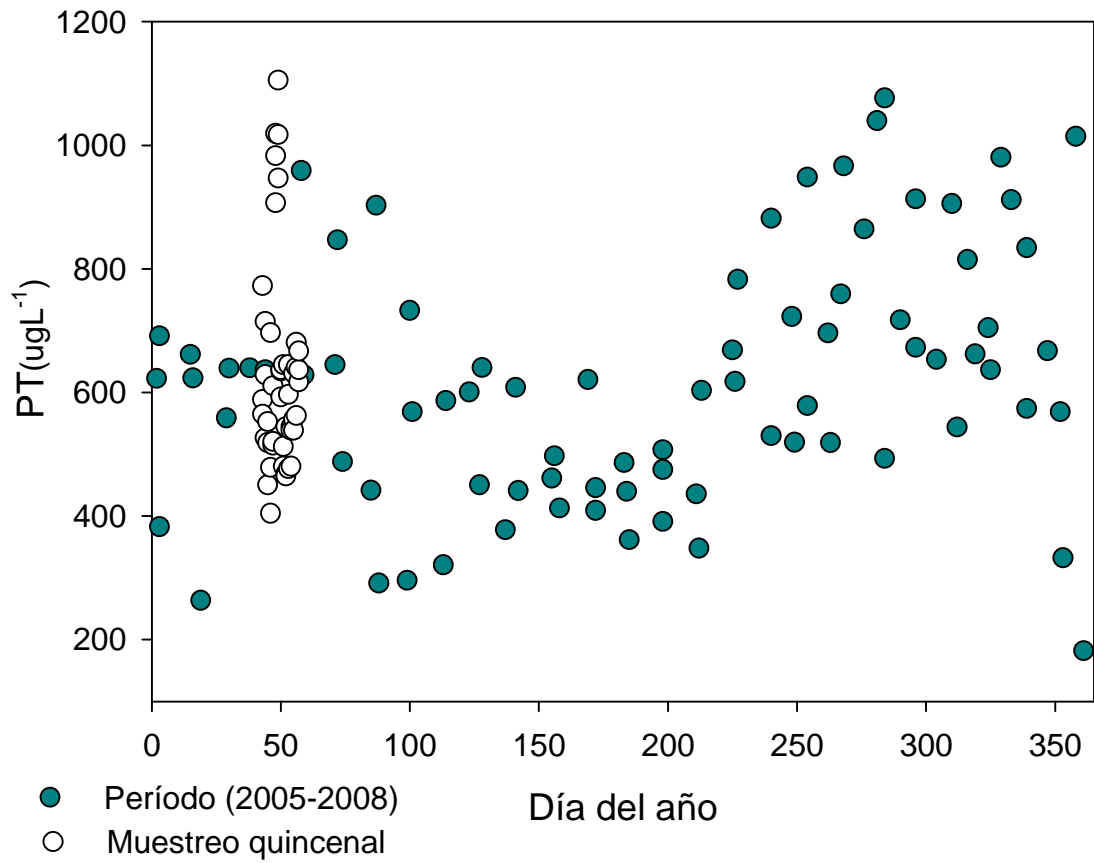


Figura 5.15. Variación estacional del PT durante el período 2005-2008 incluidos los registros del muestreo quincenal. Los máximos valores del muestreo quincenal corresponden al evento de carga de nutrientes.

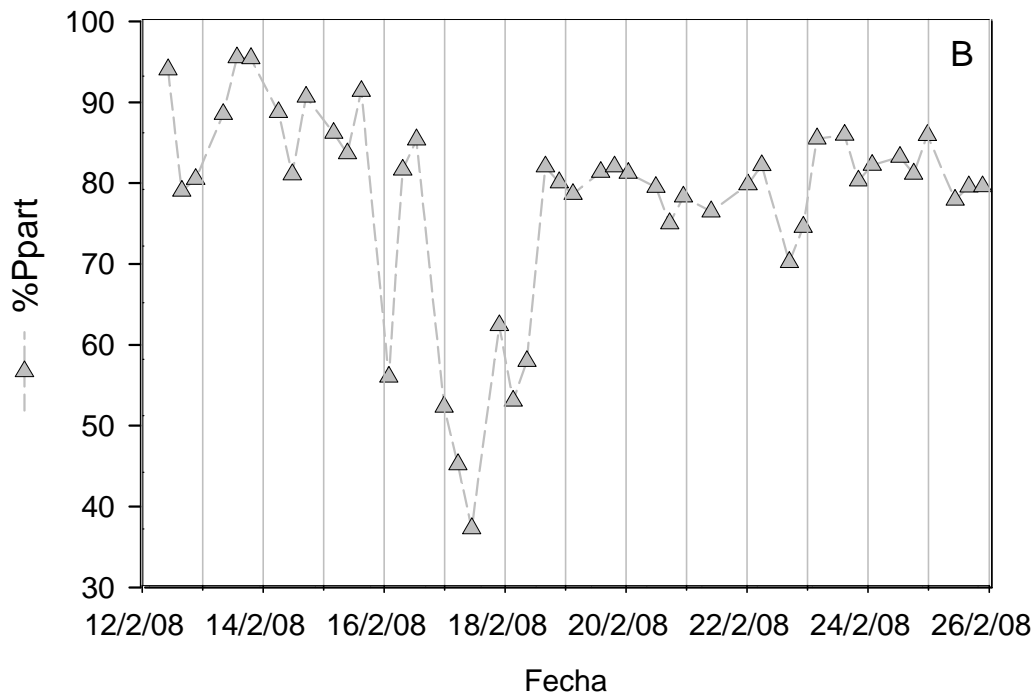
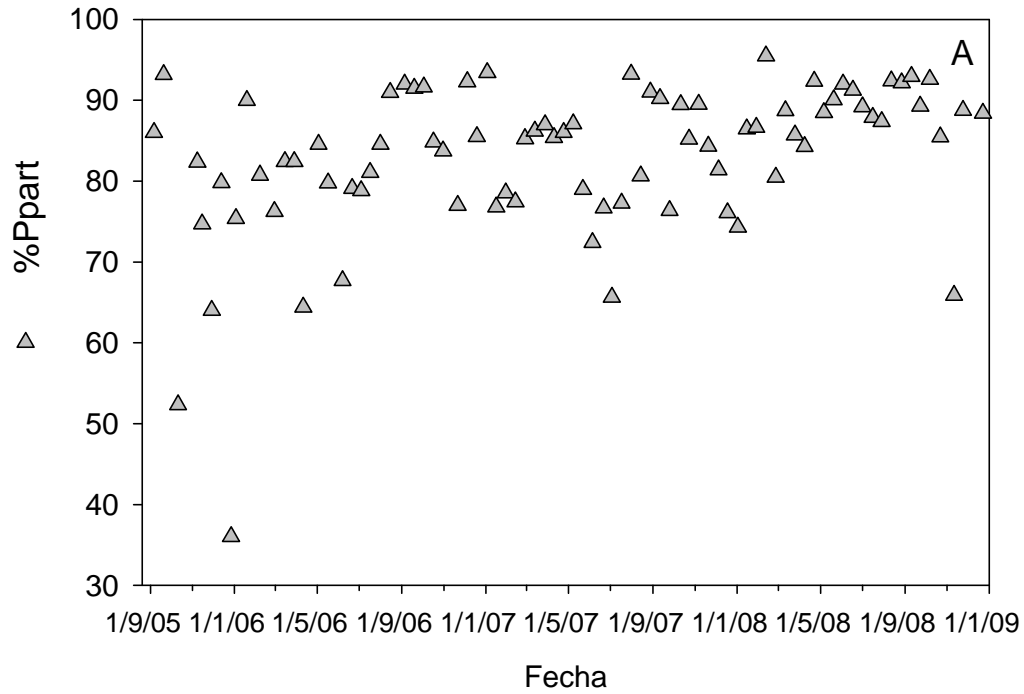


Figura 5.16. Variación temporal del porcentaje de Ppart durante el período 2005-2008 a), y durante el estudio quincenal b).

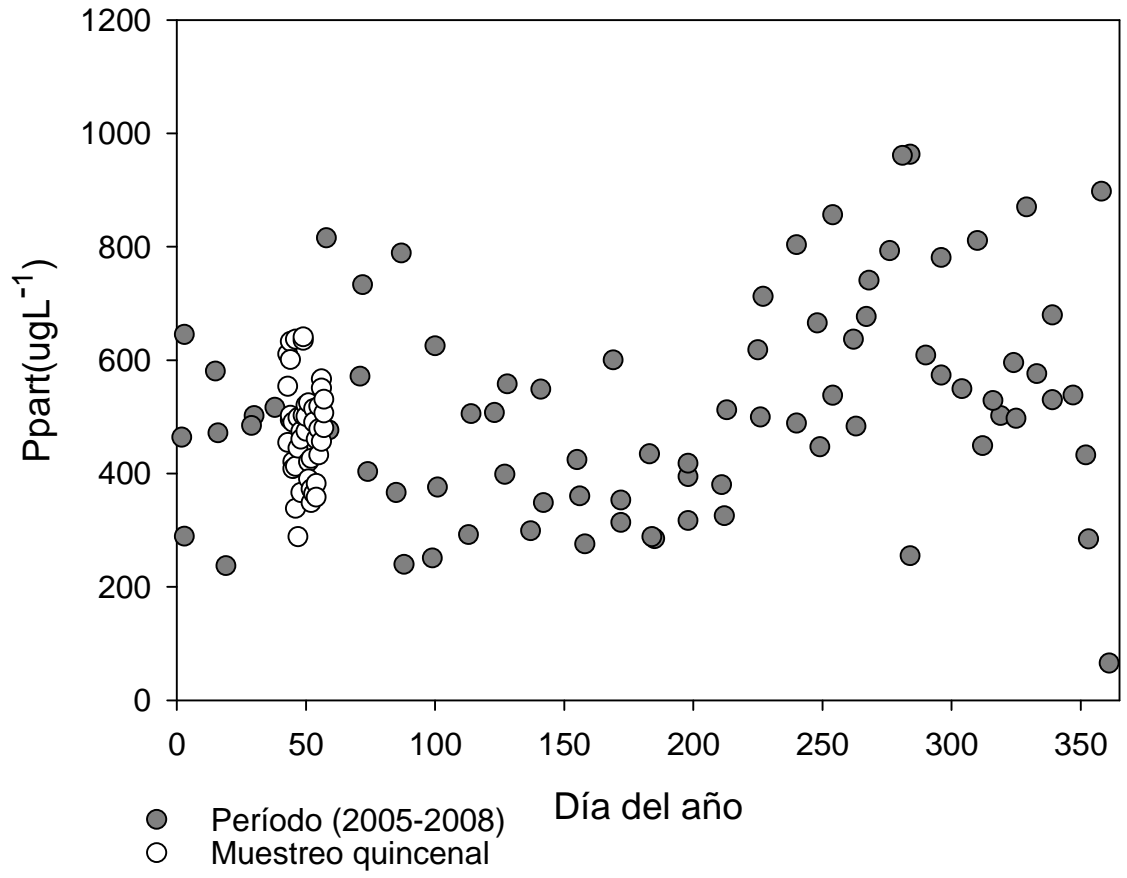


Figura 5.17. Variación estacional del Ppart durante el período de estudio 2005 – 2008 junto con los valores obtenidos durante el estudio quincenal.

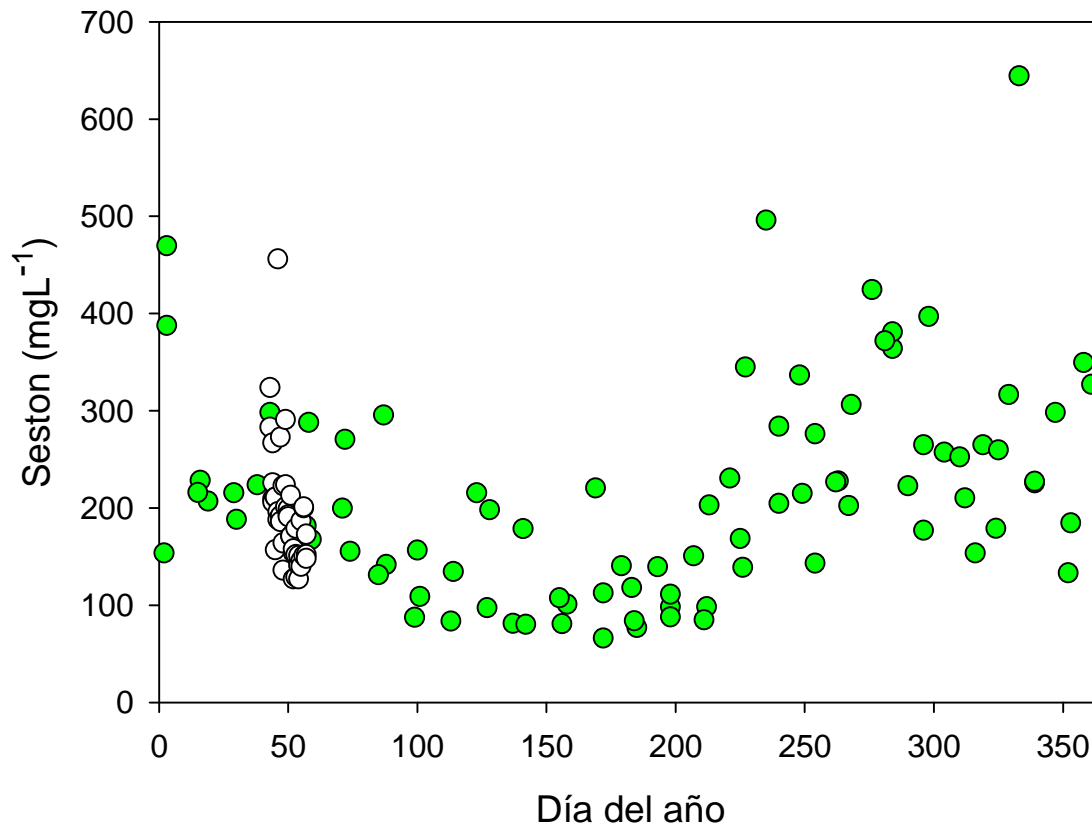


Figura 5.18. Variación estacional de las concentraciones de seston durante el periodo 2006 - 2008 (círculos verdes), junto con los valores obtenidos en el muestro quincenal (círculos blancos).

Conclusiones generales

Los lagos someros han sido ampliamente estudiados en los últimos años, desarrollándose distintos modelos que explican el funcionamiento de estos ecosistemas altamente fluctuantes. Uno de los más destacados es el modelo de estados de equilibrios alternativos desarrollado por Scheffer (1993). El mismo contempla la ocurrencia de estados antagónicos como resultado de una interacción entre los niveles de nutrientes y el grado de turbidez en los cuerpos de agua.

Durante el desarrollo de la presente tesis se realizó, en primer lugar, un estudio de la dinámica de nutrientes en seis lagos someros pampeanos en diferentes estados estacionarios. En segundo término, se investigó qué factores gobiernan la dinámica estacional de las concentraciones de fósforo total en un lago somero turbio, la laguna Chascomús. Finalmente, en el mismo ecosistema, se realizó un estudio intensivo con el fin de obtener conocimiento sobre la dinámica diaria y los efectos a corto término de diversos factores físicos forzantes externos. En base a los resultados obtenidos, a continuación se presentan las conclusiones más significativas de la presente tesis.

Dinámica de nutrientes en seis lagunas pampeanas con características limnológicas contrastantes. Similitudes y diferencias.

El fundamento teórico de los estados estacionarios alternativos para los lagos someros asume la existencia de dos estados extremos, con mecanismos estabilizadores propios. Según este fundamento, el cambio entre estados a lo largo de un gradiente de nutrientes no es de forma gradual sino abrupta.

Los lagos someros pampeanos son ambientes que, por situarse en tierras fértiles, poseen naturalmente elevadas concentraciones de nutrientes (Quirós, 2005). En la presente tesis, se estudiaron un grupo de lagos someros claros y turbios que exhibieron concentraciones de nutrientes dentro del rango eutrófico-hipertrófico. Ambos tipos de lagunas presentaron altas concentraciones de nitrógeno total, sin diferencias entre sistemas claros y turbios. Las diferencias se presentaron principalmente en las concentraciones de las formas nitrogenadas disueltas, con menores concentraciones en los sistemas claros, lo que sugiere, una posible limitación por nitrógeno para el desarrollo del fitoplancton.

Las concentraciones de fósforo total exhibieron un amplio rango de valores, comparables a los hallados en lagos someros del norte de Europa (Meijer et al., 1999; Sondergaard, 2007). No obstante, en esos estudios no se detallan qué fracciones son las prevaletentes del total del fósforo en los distintos estados de lagunas. En nuestro estudio, los lagos someros claros y turbios presentaron

grandes diferencias en las concentraciones de fósforo total. Entre las fracciones constituyentes, hemos observado que en las lagunas claras el fósforo se presentó mayoritariamente en forma disuelta (PDT), mientras que en los sistemas turbios, lo hizo principalmente en forma particulada (Ppart).

Otra característica distintiva entre ambos tipos de sistemas fueron las concentraciones de sólidos totales suspendidos y su porcentaje de peso seco libre de cenizas. Los lagos someros turbios presentaron mayores concentraciones de seston, y en general, con una menor proporción de peso seco libre de cenizas. Por el contrario, los sistemas claros exhibieron bajas concentraciones de seston pero con una altísima proporción de peso seco libre de cenizas. Estas diferencias estarían indicando una atenuación de la acción del viento por parte de las macrófitas, minimizando los eventos de resuspensión.

Es importante destacar que el modelo de estados alternativos ha generado un aporte significativo al conocimiento sobre el funcionamiento de estos sistemas, y ha resultado convincente en numerosos estudios. Algunos de ellos, desarrollados en lagos someros del hemisferio norte, han establecido niveles umbrales de fósforo cercanos a $300 \mu\text{gL}^{-1}$ para ocasionar la desaparición de las macrófitas de los cuerpos de agua (Jeppesen et al. 1990; Van den Berg et al. 1999). En nuestro estudio, si bien los sistemas presentaron características claramente distintivas, no nos fue posible establecer niveles umbrales de nutrientes que discriminen ambos tipos de sistemas. Además, se presentó un ambiente (La Limpia) con características limnológicas no contempladas en el

modelo vigente. Creemos que la validez de este modelo necesita ser contrastado, siendo necesario desarrollar investigaciones futuras ampliando el número de ambientes, para poder generalizar y determinar, por ejemplo, cuáles son las concentraciones de nutrientes que producen cambios de estados en los lagos someros pampeanos, y, si efectivamente ampliando el número de ecosistemas a estudiar, los lagos someros pampeanos presentan un comportamiento bimodal (claros-turbios).

Las variables meteorológicas como moduladoras de la dinámica del fósforo en la laguna Chascomús.

Numerosos programas de restauración y de evaluación ecológica de lagos se han focalizado fundamentalmente en el control de las cargas de fósforo (Schindler, 2006). De este modo, un entendimiento sobre la dinámica del fósforo en los lagos no sólo es interesante desde un punto de vista científico, sino que además tiene importantes implicancias económicas y sociales (Søndergaard, 2007).

Durante el estudio de largo término de la laguna Chascomús (2005 – 2008), se presentaron elevadas concentraciones de fósforo total, siempre dentro del rango hipertrófico, y con predominancia de la fracción particulada (~80%). Estas concentraciones exhibieron un marcado patrón estacional, con máximos coincidentes con los equinoccios de primavera y otoño, y mínimos durante los

solsticios de invierno y verano. Las variaciones estuvieron estrictamente vinculadas a la fracción particulada. Conjuntamente, las concentraciones de seston también presentaron un comportamiento estacional, con máximos en verano y mínimos en invierno.

Algunos autores plantean que en los lagos someros hipertróficos, las variaciones estacionales en las concentraciones de fósforo total están principalmente vinculadas a incrementos en las temperaturas (Jeppesen et al., 2007; Mc Kee et al., 2003). Los procesos detrás de estos patrones no se conocen completamente, pero existen evidencias de que están relacionados con la actividad biológica. En relación a ello, en la laguna Chascomús la producción primaria fitoplanctónica presenta variaciones estacionales relacionadas con la cantidad de radiación solar incidente, y directamente vinculada con la cantidad de sólidos totales suspendidos (Torremorell et al., 2009). En nuestro estudio, las variaciones en las concentraciones de seston y del contenido de fósforo del seston ($P_{part}/seston$), estuvieron vinculadas a variables como la radiación solar, la velocidad del viento, las temperaturas y la profundidad de mezcla de la columna de agua. Ambos parámetros, el seston y el $P_{part}/seston$, se presentaron negativamente relacionados y exhibieron patrones opuestos en respuesta a las variables meteorológicas. Mientras que las concentraciones de seston aumentaron en relación a incrementos en la radiación solar incidente, el contenido de fósforo del mismo ($P_{part}/seston$) disminuyó.

El experimento realizado a escala de mesocosmos, en el cual se manipuló la cantidad de radiación incidente, y se minimizaron las diferencias entre mesocosmos en las temperaturas, los niveles de mezcla y las concentraciones de nutrientes, nos permitió confirmar los resultados obtenidos en la laguna Chascomús, y al mismo tiempo, comprobar que la radiación solar incidente por sí sola resultó ser un factor modulador clave en la dinámica del fósforo en este cuerpo de agua. En concordancia con los patrones observados en los estudios a campo, las concentraciones de fósforo total, y específicamente las concentraciones de fósforo particulado, fueron superiores en los tratamientos con mayor intensidad lumínica. Por su parte, las concentraciones de seston presentaron un patrón similar, con valores máximos en los tratamientos más expuestos a la radiación solar y, al mismo tiempo, con menores contenidos de fósforo por unidad de seston ($P_{part}/seston$). Como se mencionó anteriormente, la evolución temporal del seston y el contenido de fósforo del seston son las principales variables afectadas por las variables meteorológicas, y de forma interesante, ambas variables exhiben patrones opuestos; es decir que la cantidad de fósforo particulado no solo depende de la masa total del seston, sino también del contenido de fósforo del seston.

Estos resultados sugieren que en la laguna Chascomús la radiación solar proporciona la energía necesaria para la producción de material particulado, resultando en un promotor importante en la estacionalidad observada en el seston y en su contenido de fósforo, mientras que factores como el viento y la intensidad de mezcla ayudan a mantener a las partículas en forma suspendida. No obstante,

dentro de la estacionalidad recientemente mencionada, ciertos eventos pueden ocasionar un claro impacto en las concentraciones de sólidos totales suspendidos y en las concentraciones de fósforo total. De hecho, se pudieron observar incrementos en los sólidos totales suspendidos y en las concentraciones de fósforo particulado bajo eventos de fuertes vientos. También se observó un incremento en las concentraciones de fósforo total disuelto producto del ingreso de nutrientes por escorrentía superficial. Ambos eventos resultaron ser de corta duración, y en el caso de los eventos de resuspensión, de baja frecuencia.

Los resultados presentados en esta tesis sugieren que, en aquellos lagos someros estabilizados en un estado de aguas turbias, con altas concentraciones de sólidos totales suspendidos (fitoplancton, organismos heterotróficos y detritos), los niveles de nutrientes totales presentes en la columna de agua son la consecuencia y no la causa de la actividad biológica, la cual está probablemente determinada por factores físicos, tales como la temperatura, la radiación solar incidente y la mezcla turbulenta capaz de mantener a las partículas en forma suspendida.

Bibliografía

- Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustingorry, R. Escaray & I. Izaguirre (2009). Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*. 624: 45–60.
- APHA (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18 ed. American Public Health Association
- Bengtsson, L. & T. Hellström, (1992). Wind-induced resuspension in a shallow lake. *Hydrobiologia*. 241: 163–172.
- Bostrom, B., M. Jansson, & C. Forsberg, (1982). Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18:5–59.
- Boyd, C. E., (1971). The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. *Res. Fish Limnol.* 8: 153-166.
- Bustingorry, J. F., R. U. Escaray y V. H. Conzonno, (2008). Nutrientes y clorofila-a durante el período de inundación 2001-2002 en la Laguna Chascomús (Argentina). *Biología Acuática*, 24:59-62.
- Canfield, D.E., Jr, (1983). Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Res. Bull.* 19: 255-262.
- Cano, M. G., M. A. Casco, L. C. Solari, M. E. Mac Donagh, N. A. Gabellone & M. C. Claps, (2008). Implications of rapid changes in chlorophyll-a of plankton, epipelon, and epiphyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*. 614: 33 – 45.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22: 361 – 369.

- Carpenter S.R., N.F. Caraco, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, & V.H. Smith, (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8:559–68
- Carper, G. L. & R. W. Bachmann (1984). Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 41: 1763–1767.
- Claps M.C., N. A. Gabellone. & H.Benitez, (2002). Vertical distribution of zooplankton in a pampasic shallow lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28 (2): 1032-1035.
- Claps M.C., N. A. Gabellone. & H.Benitez, (2011). Seasonal Changes in the Vertical Distribution of Rotifers in a Eutrophic Shallow Lake with Contrasting States of Clear and Turbid Water. *Zoological Studies* 50(4): 454-465.
- Chornomaz, E.M., ME Etchepare , R.U. Escaray , J.F. Bustingorry, & VH Conzonno, (2002). Efectos de la inundación ocurrida durante el año 2001 sobre la laguna de Chascomús (Pcia. de Buenos Aires) Pp. 53-59 en: Fernández Cirelli, A & G Chalar Marquisá (eds.). *El agua en Iberoamérica. De la limnología a la gestión en Sudamérica.*
- Claps M.C., Gabellone N.A. & H.H. Benítez, (2004). Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. *Ann.Limnol Int.J.Lim* 40 (3): 201 – 210.
- Conzonno, V.H. & E.F. Claverie, (1987/8). Phytoplankton primary production in Chascomús Pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Ecosur*, 14/15(25/26):7-16.
- Conzonno, V. & A. Fernández Cirelli, (1988). Soluble humic substances from Lake Chascomús (Argentina). Factors influencing distribution and dynamics. *Arch. Hydrobiol.* 111: 467–473.

- Conzonno, V.H. & E. F. Claverie, (1990). Chemical characteristics of the water of Chascomús pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Limnological implications. *Revista Brasileira de Biologia*. 50: 15 – 21.
- Conzonno, V.H., (1991). Determination of seston alkalinity in natural waters. *Hydrobiologia* 222 : 85 –87.
- Conzonno, V. & A. Fernández Cirelli, (1995). Dissolved organic matter in Chascomús pond (Argentina). Influence of calcium carbonate on humic acid concentration. *Hydrobiologia* 297: 55–59.
- Cózar, A., Gálvez, J. A., Hull, V., García, C. M. & S. A. Loiselle. (2005). Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): A model based on turbidimetry– *Ecol. Model.* 186: 63 – 76.
- Dangavs N. V., Blasi A. M. & D. O. Merlo. (1996). Descripción sistemática de los parámetros morfométricos considerados en las lagunas pampásicas. *Limnobiós* 1:35-39.
- De Pauw, N., De Leenheer Jr., L., Laureys, P., Morales, J. & Reartes, J.(1980). Culture d'algues et d'invertébrés sur déchets agricoles. In *La pisciculture en etang.*, edited by R. Billard. Paris: I.N.R.A.
- Dillon, P. J., & F. H. Rigler. (1974). The phosphorus- chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*. 20: 767 – 773.
- Diovisalvi, N., Berasain, G., Unrein, F., Colautti, D.C., Fermani, P., Llamas M. E., Torremorell, A., Lagomarsino, L., Pérez, G., Escaray, R., Bustigorry, J., Ferraro, M. & H. Zagarese. (2010). Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. – *Ecol. Austral* 20:115-127.

- Driscoll, C. T., Effler, S. W., Auer, M. T., Doerr, S. M. & M. R. Penn. (1993) Supply of phosphorus to the water column of a productive hardwater lake: controlling mechanisms and management considerations. *Hydrobiologia* 253: 61 – 72.
- Falkowski P. G. & J. A. Raven. (1997). *Aquatic Photosynthesis*. Blackwell Science, MA. 375 pp.
- Fan, C., Zhang, L., Qin, B, Wang,S.,Hu,W.& C. Zhang.(2004). Estimation on dynamic release of phosphorus from wind-driven suspended particulate matter in Lake Taihu, *Science in China, Ser. D Earth Science*. 47(8): 710–719.
- Froelich, P. N. (1988). Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*. 33: 649-668.
- Gabellone, N. A., L. C. Solari & M. C. Claps, (2001). Planktonic and physico-chemical dynamics of a markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 6: 133-142.
- Gabellone N. A., Solari L. C. & M. Ardohain, (2002). Change of the trophic status of a pampean shallow lake: causes and consequences. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1626-1629.
- Gabellone N. A., Claps M. C., Solari L. C. & N. Neschuk,(2005).Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a pampean lowland river (Salado River, Argentina).*Biogeochemistry* 75: 455-477.
- Gabellone N. A., Claps M. C., Solari L.C. & N. Neschuk,(2010). Dinámica espacial y temporal de fracciones de fósforo en la cuenca del río Salado (Buenos Aires, Argentina). *Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras Azul*, Buenos Aires, Argentina – 21 al 24/09/2010.

- García-Ruiz, R., Parra, G., Guerrero, F. & J. Lucena. (2001) Sedimentation of phosphorus fractions and temporal variation in the C:P ratio in La Concepcion reservoir, southern Spain. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35, 711-723.
- Goldman, CR. (1988) Primary productivity, nutrients, and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe. California - Nevada. *Limnology and Oceanography*. 33: 1321-1333.
- Golterman, H. L. (1995). The role of the ironhydroxide-phosphate-sulphide system in the phosphate exchange between sediments and overlying water. – *Hydrobiologia* 297: 43– 54.
- Gons, H. J., Veeningen, R. & Van Keulen,R. (1986). Effects of wind on a shallow lake ecosystem: Resuspension of particles in the Loosdrecht Lakes. – *Hydrobiological Bulletin* 20: 109 – 120.
- Graneli, W.(1999). Internal phosphorus loading in Lake Ringsjon, *Hydrobiologia* 404: 19 – 26.
- Gross, E.M., Erhard, D., & E. Iványi,(2003). Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L., and *Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfgang) Casper. *Hydrobiologia*, 506: 583–589.
- Håkanson, L. (1977). The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.* 14: 397–412.
- Havens K.E., Fukushima T., Xie P., Iwakuma T., James R.T., Takamura N., Hanazato T. & T. Yamamoto, (2001) Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*, 111, 263–272.

- Havens, K. E., Jin, K. R., Iricanin, N. & R. T. James (2007). Phosphorus dynamics at multiple time scales in the pelagic zone of a large shallow lake in Florida, USA – *Hydrobiologia* 581: 25 – 42.
- Hessen, D. O., Van Donk, E. & Gulati, R. (2005) Seasonal seston stoichiometry: Effects on zooplankton in cyanobacteria-dominated lakes. – *J. of Plankton Res.* 27: 449 – 460.
- Hessen, D. O. (2006) Determinants of seston C:P-ratio in lakes.– *Freshwater . Biology.* 51: 1560 – 1569.
- Horppila J & L. Nurminen (2003). Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). – *Water Res;* 37:4468 – 74.
- Hosper, H. & M.-L. Meijer. (1986). Control of phosphorus loading and flushing as restoration methods for Lake Veluwe, The Netherlands. *Hydrobiol. Bull.*, 20: 183 - 194.
- Huisman, J., Matthijs, H. C. P., Visser, P. M., Balke, H., Sigon ,C.A.M, Passarge, J., Weissing, F. J. & L. R. Mur. (2002) Principles of the light-limited chemostat: Theory and ecological applications. – *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology* 81: 117 – 133.
- Ibelings BW, Portielje R, Lammens E.R.R, Noordhuis R, van den Berg MS, Joesse W & ML Meijer. (2007). Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems* 10:4–16.
- Iriondo, M. (1989). Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography Paleoclimatology Paleoeology* 70:81.88.
- Iriondo, M. H. & E. C .Drago. (2004) The headwater hydrographic characteristics of large plains: The Pampa case. – *Ecohydrology and Hydrobiology* 4: 7 – 16.

- Izaguirre I, & A. Vinocur (1994) Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia* 277: 49-62.
- James, W.F., Best, E.P. & J.W. Barko. (2004). Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia* 515: 193-201.
- Jeppesen, E, J. P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær & K. Orlík, (1990). Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200-201: 219-227.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Mortensen, E., Kristensen, P., Riemann, B., Jensen, H.J., Müller, J.P., Sortkjær, O., Jensen, J.P., Christoffersen, K., Bosselmann, S. & Dall, E. (1990) Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 1: cross-analysis of three Danish case-studies. *Hydrobiologia*, 200-201, 205-218.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L. J. & L. Jensen. (1997) Top-down control in freshwater lakes: The role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. – *Hydrobiologia* 342-343: 151 – 164.
- Jeppesen E. (1998) The ecology of shallow lakes – Trophic Interactions in the Pelagial. University of Copenhagen, Silkeborg, 358 pp.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen. (1998a). The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer-Verlag, New York, 423 pp.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen & F. Landkildehus, (2000a). Trophic structures, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*. 45: 201 – 213.

- Jones, J.R. & R.W Bachmann. (1976). Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 48, 2176±2182.
- Jones, J. I. & C. Sayer, (2003). Does the fish- invertebrate- periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology* 84: 2155-/2167.
- Kauppi, L., O. Pietiläinen, & S. Knuuttila, (1993). Impacts of agricultural nutrient loading in Finnish watercourses. *Water Sci. & Technol.* 28(3): 461–471.
- Kirk, J. T. O. (1983) *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge, Cambridge.
- Knuuttila, S., Pietiläinen, O. P. & L. Kauppi, (1994) Nutrient balances and phytoplankton dynamics in two agriculturally loaded shallow lakes. – *Hydrobiologia* 275-276: 359 – 369.
- Kristensen, P., Søndergaard, M. & E. Jeppesen, (1992): Resuspension in a shallow hypertrophic lake. *Hydrobiologia* 228: 101 - 109.
- Lauridsen T., Pedersen L.J., Jeppesen E. & M. Søndergaard (1996) The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. *Journal of Plankton Research*, 18, 2283–2294.
- Lijklema, L.(1994) Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. – *Hydrobiologia* 275-276: 335-348.
- Llames, M. E., Lagomarsino, L., Diovisalvi, N., Fermani ,P., Torremorell, A. M., Pérez, G., Unrein, F., Bustingorry, J., Escaray, R., Ferraro, M.& H. E Zagarese. (2009). The effects of light availability in shallow, turbid waters: A mesocosm study– *Journal of Plankton Research*. 31: 1517 – 1529.
- Lopretto, E. & Tell, G. (1995) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su uso*. Ediciones Sur

- Luettich Jr, R. A., Harleman, D. R. F. & Somlyódy, L.(1990). Dynamic behavior of suspended sediment concentrations in a shallow lake perturbed by episodic wind events. – *Limnology and Oceanography*. 35: 1050 – 1067.
- Maizels, P., Etchepare, E., Chornomaz, E., Bustingorry, J., Escaray, R., & V. Conzonno, (2003). Parámetros abióticos y biomasa plantónica en la Laguna Chascomús (Pcia de Buenos Aires). Período de inundación 2002. *Biología Acuática*, 20, 6–11.
- Mariñelarena, A.J. & V.H. Conzonno, (1997). Chemical characteristics and trophic status of Lobos Pond (Bs. As., Argentina). *Natura Neotropicalis*, 28(1): 7-13.
- Meijer, M.-L., A. J. P. Raat & R. W. Doef, (1989). Restoration by biomanipulation of the Dutch shallow, eutrophic lake Bleiswijkse Zoom. First results. *Hidrobiol. Bull.*, 23: 49 - 59.
- Meijer, M.-L., I de Boois, M. Scheffer, R. Portielje & H. Hoser.(1999). Biomanipulation in shallow lakes in the Netherlands: an evaluation of 18 case-studies. *Hydrobiologia* 409:13-30.
- Miretzky P., Conzonno V. & A. Fernandez Cirelli (2000) Hydrochemistry of pampasic ponds in the lower stream bed of Salado River drainage basin, Argentina. *Environmental Geology* 39(8): 951-956.
- Mjelde, M. & B. A. Faafeng,(1997). *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude,*Freshwater Biol.* 37: 355-365.
- Morales-Baquero, R., Carrillo, P., Reche, I. & Sánchez-Castillo, P. (1999) Nitrogenphosphorus relationship in high mountain lakes: Effects of the size of catchment basins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, 1809 - 1817.

- Moss, B., K. Irvine & J. Stansfield,(1988). Approaches to the restoration of shallow eutrophicated lakes in England. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 23: 414-418.
- Moss, B.(1990). Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 200-201: 367–377.
- Moss B., McGowan S. & L. Carvalho, (1994) Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom- up mechanisms in a group of English lakes, the West Midland meres. *Limnology and Oceanography*, 39, 1020–1029.
- Moss, B. (1998). *Ecology of Fresh Waters: Man & Medium, Past to Future*. 3rd edn. Blackwell Science, Oxford, 557 pp.
- Müller B, Stierli R,& A. Wüest. (2006). Phosphate adsorption by mineral weathering particles in oligotrophic waters of high particle content. *Water Resour Res* 42:W10414. doi:
- Murphy, T. P., Hall K. J. & I. Yesaki, (1983) Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake. – *Limnology and Oceanography*.28: 58–69.
- Neale, P. J., Helbling, E. W., & H. E. Zagarese.(2003).Modulation of UV exposure and effects by vertical mixing and advection. In: Helbling, W. E & H. E. Zagarese (eds.): *UV effects in aquatic organisms and ecosystems*. –The Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 107-134.
- Nixdorf, B. & R. Deneke. (1995).Why ‘very shallow’ lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- Ozimek T., Gulati R.D., & van E. Donk, (1990). Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example. *Hydrobiologia* 200/201:399-407.

- Pérez, G. L., Torremorell, A., Bustingorry, J., Escaray, R., Pérez, P., Diéguez, M. & Zagarese, H.(2010). Optical characteristics of shallow lakes from the Pampa and Patagonia regions of Argentina. – *Limnologica* 40: 30–39.
- Peters, R.H. (1977) The unpredictable problems of tropho-dynamics. *Environmental Biology of Fishes*, 2, 97-101
- Pettersson, K.(1998) Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia* 373-374: 21– 25.
- Phillips, G. L., D. Eminson & B. Moss, (1978). A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.* 4: 103-126.
- Phillips, G., Jackson, R., Bennett, C. & Chilvers, A. (1994) The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation *Hydrobiologia*, 275-276, 445-456.
- Qin, B. Q., Hu, W. P., Gao, G., Luo,L.& J. Zhang.(2004) Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China, *Chinese Science Bulletin*, , 49(1): 54-64.
- Quirós R.(1995). The effects of fish assemblage composition on lake water quality. *Lake and Reservoir Management*, 11, 291–298
- Quirós R. & E. Drago. (1999). The environmental state of Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4, 55–64.
- Quirós, R. (2000). La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. Primera Reunión de la Red Temática sobre Eutrofización de Lagos y Embalses. Cooperación Iberoamericana CYTED. Mar del Plata, Argentina.

- Quirós R., Rennella A. M., Boveri M. B., Rosso J. J. & A. Sosnovsky (2002a). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12, 175–185.
- Quirós R. ,2005. La ecología de las lagunas de las pampas. *Investigación y ciencia*, 1-12.
- Quirós R., Boveri M. B., Petrachi C. A., Renella A. M., Rosso J. J., Sosnovsky A. & H. T. von Bernard (2006) Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. In Tundizi, J. G., T. Matsumura-Tundisi & C. Sidagis Galli (eds), *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*: 1–16.
- Renella A. M. & R. Quirós ,2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia* 556: 181–191.
- Reynolds, C. (1998) .What factors influences the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status. *Hydrobiologia* 369/370, 11–26.
- Rigler, F.H. & R.H. Peters, (1995) *Science and Limnology. Excellence in Ecology*, Book 6.
- Ringuelet, R.A.(1962).*Ecología Acuática Continental*. EUDEBA, Buenos Aires, Argentina.138p.
- Romero, M.C. & V.H. Conzonno, (1997). Light attenuation in the water column in Chascomús Pond (Argentina). *Gayana Botánica*, 54(1):53-59.
- Sas, H. (1989). *Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations*. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin, 497 pp.
- Scheffer, M., S. H. Hopper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 275-279.

- Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London. 357 pp.
- Scheffer, M. & S. R. Carpenter (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 648–656.
- Scheffer, M. & van Nes, E.H. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584, 455–466.
- Scheffer & Jeppesen (2007). Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*.10:1-3.
- Schindler, D. W. (1978). Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's lakes. *Limnology and Oceanography*. 23:478-486.
- Schindler, D. W.(2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. – *Limnol. Oceanogr.* 51: 356–363.
- Selig, U., Hübener, T., & Michalik, M. (2002). Dissolved and particulate phosphorus forms in a eutrophic shallow lake. – *Aquat. Sci.* 64: 97–105.
- Shapiro, J.,& D. I. Wright.(1984). Lake restoration by biomanipulation. *Freshwater Biol.*14: 371-383.
- Sharpley, A.N., T. Daniel, T. Sims, J. Lemunyon, R. Stevens, &R. Parry.(2003). *Agricultural Phosphorus and Eutrophication - Second Edition*, U.S. Department of Agriculture Agricultural Research Service ARS-129, September 2003.
- Sokal, R. R, & F. J. Rohlf. (1981). *Biometry*, 2nd ed. W.H. Freeman. New York.
- Solari, L. C., Claps, M. C., & N. A. Gabellone, (2002). River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*, 141(Suppl.), 99–119.

- Søndergaard, M., Kristensen, P., Jeppesen, E., (1992). Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and windexposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia* 228, 91– 99.
- Søndergaard, M., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1993). Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia*, 253, 345-356.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1999). Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 408-409, 145-152
- Søndergaard M., Jensen P. J. & E. Jeppesen (2001). Retention and internal loading of phosphorus in shallow eutrophic lake. *The Scientific World Journal* 1: 427 – 442.
- Søndergaard M., Jensen P. J. & E. Jeppesen (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 1: 506–509.
- Søndergaard, M. (2007). Nutrient dynamics in lakes – with emphasis on phosphorus, sediment and lake restorations. . Doctor's dissertation (DSc). National Environmental Research Institute, University of Aarhus, Denmark.
- Steeman-Nielsen E. (1952). The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil*, 18, 117–140.
- Sterner, R. W. & K. L. Schulz. (1998). Zooplankton nutrition: recent progress and reality check. *Aquatic Ecology* 32:1–19.
- Stomp, M., Huisman, J., De Jongh, F. et al. (2004). Adaptive divergence in pigment composition promotes phytoplankton biodiversity. *Nature*, 432, 104–107.
- Stumm, W. & J.J. Morgan, (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. Wiley-Interscience, New York.

- Timms, R. M. & B. Moss, (1984). Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 29: 472–486.
- Torremorell, A., Bustigorry, J., Escaray, R. & H.E. Zagarese. (2007) Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37, 100-108.
- Torremorell, A., Llames, M.E., Pérez, G. L., Escaray, R., Bustigorry, J. & H. E. Zagarese.(2009). Annual patterns of phytoplankton density and primary production in a large, shallow lake: the central role of light. *Freshwater Biology*.54:437-449.
- Tricart J. L. (1973) Geomorfología de la Pampa Deprimida. Base para los estudios edafológicos y agronómicos. INTA, Buenos Aires. Colección Científica N°12, 202pp.
- Urabe, J. & R. W. Sterner, (1996). Regulation of herbivore growth by the balance of light and nutrients. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, 93, 8465–8469.
- Van den Berg, M., M. Scheffer, E. Van Nes & H. Coops, (1999). Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia*, 408-409: 335-342.
- Van Donk, E, R. D. Gulati & M. P. Grimm, (1989). Food-web manipulation in Lake Zwemlust: positive and negative effects during the first two years. *Hydrobiol. Bull.* 23: 19-34.
- Van Donk, E., R. D. Gulati, A. Iedema & J. T. Meulemans, (1993). Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* 251: 19-26.
- Van Donk, E. & R. D. Gulati, (1995). Transition of a lake to turbid state six years after biomanipulation: mechanisms and pathways. *Water Science and Technology* 32: 197–206.

- Van Geest GJ, Coops H, Scheffer M & EH. Van Nes. (2007) Long transients near the ghost of a stable state in eutrophic shallow lakes with fluctuating water levels. *Ecosystems* 10:37–47.
- Van Nes, E.H. et al. (2002) Dominance of charophytes in eutrophic shallow lakes – when should we expect it to be an alternative stable state? *Aquat. Bot.* 72, 275–296.
- Vervoorst F. (1967) Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). INTA, Buenos Aires.
- Villar CA, de Cabo L & CA Bonetto, (1996). Macrophytic primary production and nutrient concentrations In: A Deltaic Floodplain Marsh Of The Lower Paraná River. *Hydrobiologia* 330: 59–66.
- Vollenweider, R. A., (1975). Input-Output Models With Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. *Schweiz. Z. Hydro1* 3753-84.
- Vollenweider R. A. (1976) Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist, Ital Idrobiol.* 33, 53-83.
- Wetzel R. G. (2001) *Limnology Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego, CA; Comprehensive Series in Photosciences. US European Society For Photobiology, The Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Wium-Andersen S, Anthoni U, Christophersen C & G. Houen (1982). Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). *Oikos* 39:187–190.
- Zhu, G. W., Qin, B. Q. & G. Gao, (2005), Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance, *Chinese Science Bulletin*, , 50(6): 577–582.

Apéndice 1.

Determinación de los compuestos de fósforo

Para efectuar las determinaciones del fósforo reactivo soluble (PRS), se utilizaron 25 mililitros de agua filtrada (G/FF, Whatman[®]), aplicando el método del molibdato-ácido ascórbico de acuerdo con los procedimientos analíticos (APHA, 1992). Para las determinaciones del fósforo total (TP, a partir de agua sin filtrar), y del fósforo disuelto total (PDT, agua filtrada por G/FF), se utilizaron 50 mililitros de agua, y se aplicó una digestión ácida (ácido sulfúrico junto con persulfato de potasio), en autoclave durante 30 minutos (a 1 atmósfera de presión y 120 °C de temperatura). Luego de la digestión, se procedió a las determinaciones empleando el protocolo del PRS. Las lecturas de estas reacciones colorimétricas, se efectuaron a 885 nm de longitud de onda utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer Lambda 35. Las concentraciones de fósforo particulado (Ppart) se calcularon a partir de la diferencia entre el PT y el PDT.

Determinación de los compuestos de nitrógeno

Las determinaciones de las concentraciones de amonio (N-NH_4^+) se realizaron aplicando el método de azul de indofenol (APHA, 1992). Para evitar la

contaminación de las muestras se utilizaron frascos con tapa a rosca. Las lecturas de las reacciones se efectuaron a 635 nm de longitud de onda.

Las concentraciones de nitritos (N-NO_2^-) se determinaron por diazotización con sulfanilamida, acoplada con N-1-naftiletilendiamina (APHA, 1992). Los iones nitratos (N-NO_3^-) presentes en el agua fueron reducidos a nitritos mediante la utilización de una columna de cadmio, y posteriormente determinados con la misma técnica. Para todas las determinaciones recientemente mencionadas se utilizaron 25 mililitros de agua filtrada por G/FF, a excepción de las mediciones de nitratos que requirieron un volumen mayor (50 ml).

Las determinaciones del nitrógeno orgánico se realizaron mediante el método semi-micro-Kjeldahl (APHA, 1992). El mismo consiste básicamente en una digestión ácida en un aparato digestor, seguido de una destilación alcalina y posterior titulación. Las concentraciones de nitrógeno total (NT) se obtuvieron de la suma de nitritos, nitratos y nitrógeno orgánico.

Determinación de los sólidos totales suspendidos, clorofila a y de la alcalinidad del agua

Las concentraciones de sólidos totales suspendidos (seston) se obtuvieron de la filtración de un volumen conocido de agua (entre 50 y 2000 ml dependiendo de las lagunas) por filtros G/FF previamente calcinados (530°C , 3 hs) y pesados, y la posterior determinación del peso seco luego de permanecer en estufa durante

24 hs a 50 °C. Además, se estimó el contenido de cenizas mediante la calcinación del filtro a 530°C por tres horas. El contenido de materia orgánica se obtuvo de la diferencia entre el peso seco y las cenizas.

Las concentraciones de clorofila a fitoplanctónica se determinaron mediante la filtración de un volumen conocido de agua (entre 50 y 1000 ml) por filtros G/FF y extracción con metanol como solvente (24 horas en heladera) (Lopretto y Tell, 1995). Posteriormente, se realizaron lecturas espectrofotométricas a 665 y 750 nm.

La alcalinidad del agua se determinó mediante una titulación ácida (H_2SO_4 0,1N) siguiendo los protocolos APHA (1992).

Apéndice 2.

Parte de los resultados de la presente tesis se encuentran publicados en el siguiente trabajo:

Lagomarsino, L., Pérez, G.L., Escaray, R., Bustingorry, J., & H.E. Zagarese (2011).
Weather variables as drivers of seasonal phosphorus dynamics in a shallow hypertrophic lake (Laguna Chascomús, Argentina). *Fundam. Appl. Limnol.* 178/3:191-201.

Agradecimientos

Deseo expresar mi más profundo agradecimiento a todas aquellas personas que formaron parte de esta tesis doctoral. En primer lugar a mi director, Dr. Horacio Zagarese, por aceptarme para realizar la tesis bajo su dirección. Deseo destacar, además de su enseñanza en el plano académico, su constante apoyo y confianza, y fundamentalmente su disponibilidad y paciencia durante todo el desarrollo de la tesis.

A mi co-director Dr. Carlos Bonetto, por su colaboración durante mis estancias en su laboratorio, y por sus rápidas respuestas a mis pedidos.

Deseo agradecer al Dr. Hernán Mugni por su amabilidad y disponibilidad al enseñarme las técnicas de laboratorio al inicio de mi tesis doctoral.

Quiero agradecer a la Dra. Marcela Ferraro por acompañarme durante el aprendizaje de las técnicas, y por sus rápidas respuestas a mis inquietudes durante las determinaciones químicas.

Quiero extender mi agradecimiento a Roberto Escaray y José Bustingorry por su colaboración durante los muestreos y en las determinaciones químicas. Además deseo agradecer su apoyo y ayuda durante todo el desarrollo de la tesis, y por los hermosos momentos que me regalaron en los muestreos y en el laboratorio.

Quiero agradecer al Dr. Gonzalo Luis Pérez y al Dr. Alejo Scarano por su valiosa colaboración en el análisis estadístico de los datos y por su buena predisposición a todas mis consultas.

A la Dra. Ana Torremorell por su compañerismo desde el primer día de trabajo.

Agradezco a Nadia Diovisalvi, Paulina Fermani, María Llames, Fernando Unrein, Ana Torremorell y Gonzalo Pérez por toda su colaboración y por hacer placentera cada jornada de trabajo. Este agradecimiento quiero extenderlo a todos los integrantes del laboratorio.

Quiero expresar un profundo agradecimiento a todos aquellos que me brindaron su apoyo y me acompañaron en la última etapa de la tesis: Anita, Paulina, Nadia, Gonza, Roberto, Pepe, Vero, Leo, y a todos aquellos que me brindaron su cariño por los pasillos del INTECH.

A mis amigos de La Plata y de Azul: Feno, Sole, Leo, Alejo, Pablo, Pedro, Chicho, Diego, Miguel, Pablo Andrés, Juan Manuel y Martín, por estar siempre. A mis padres, hermanos y sobrinos por su estímulo y apoyo diario. A Paola por su compañía, por su paciencia y por entenderme.

Esta tesis fue financiada por CONICET (Beca tipo I y II) y por los proyectos: PICT 013550 y PICT 025325.

