

## El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra

ALEJANDRO SOSNOVSKY ✉ & ROLANDO QUIRÓS

*Área de Sistemas de Producción Acuática, Fac. de Agronomía, Univ. de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina*

**RESUMEN.** El estado trófico de las lagunas pampeanas es influenciado tanto por la fertilidad de los suelos y las condiciones hidrometeorológicas como por las actividades humanas. El clima de la región pampeana alterna relativamente extensos períodos de sequía y de inundación. El uso de fertilizantes en las áreas con un intensivo uso agrícola puede afectar el estado trófico de los cuerpos de agua a través del aporte de nutrientes. Entre diciembre de 1999 y abril de 2002 se estudiaron siete pequeñas lagunas situadas en el NO de la provincia de Buenos Aires. Se analizaron las variaciones en la profundidad máxima, la conductividad, las concentraciones de nutrientes y la clorofila *a*. Las lluvias fueron intensas durante los años 2000 y 2001. Durante el año 2000, éstas diluyeron las elevadas concentraciones de fósforo de todas las lagunas. Durante el año 2001, las lagunas aumentaron sus concentraciones de fósforo a pesar de las elevadas precipitaciones. Estos resultados contrastantes se explicarían por los diferentes estados tróficos lagunares al inicio de las lluvias otoñales. Durante todo el período de estudio, la biomasa algal se relacionó en mayor medida con la concentración de nitrógeno total más que con la concentración de fósforo total. En general, durante la época estival las lagunas se encontraron sometidas a un balance hídrico negativo y presentaron elevadas concentraciones de nutrientes y de biomasa algal. Sin embargo, la variabilidad hidrológica y el calendario agrícola en la región, alterarían drásticamente la dinámica física, química y biológica de los pequeños cuerpos de agua pampeanos.

[Palabras clave: lagos someros, Pampas, eutrofización]

**ABSTRACT.** **The trophic state of small Pampean lakes, its relationship with hydrology and land use intensity:** The trophic state of the Pampean shallow lakes is influenced by the soil fertility and the hydrometeorological conditions as well as by the human activities. The climate of the Pampean region alternates between relatively large periods of drought and flood. In areas where agriculture is intensive, nutrient from excesses in the use of fertilizers can affect the trophic state of lakes. From December 1999 to April 2002, seven small shallow lakes located in the NW of the Buenos Aires province were studied. Changes in the lake depth, water conductivity, nutrients concentrations and chlorophyll *a* were analyzed. Precipitation was intense during both 2000 and 2001 years. During the first year, the precipitation diluted the high phosphorus concentrations in all the lakes. Despite high precipitation during 2001, the lakes increased their concentrations of phosphorus. These contrasting results could be explained by the different trophic states of the lakes at the beginning of the autumnal precipitation. During the whole study period, algal biomass was more related with nitrogen concentration rather than phosphorus concentration. During the summer season, the lakes generally were under a negative water balance and their nutrients concentrations and algal biomass were high. Nevertheless, the hydrological variability and the agriculture use would alter the physical, chemical and biological parameters of the small Pampean shallow lakes.

[Keywords: shallow lakes, Pampas, eutrophication]

---

✉ Área de Sistemas de Producción Acuática.  
Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, C1417DSQ, Buenos Aires, Argentina.  
alejandro.sosnovsky@gmail.com

*Recibido: 5 de octubre de 2004; Fin de arbitraje: 11 de febrero de 2006; Revisión recibida: 1 de abril de 2006; Segunda revisión recibida: 2 de septiembre de 2006; Aceptado: 17 de octubre de 2006*

## INTRODUCCIÓN

En ecología acuática hace tiempo que se ha dejado de considerar a un lago como una estructura separada de su entorno. El sistema en sí mismo y las comunidades que lo habitan son, en gran parte, consecuencia de las características de la cuenca de drenaje y de las actividades que en ella se desarrollan (Wetzel 2001a). El estado trófico de un lago depende principalmente de la carga de nutrientes, de su morfometría y del tiempo de permanencia del agua en el mismo (Vollenweider 1969; Dillon & Rigler 1975). La contribución a la eutrofización de los cuerpos de agua por parte de las actividades agropecuarias ha sido ampliamente documentada (Downing & McCauley 1992; Howarth et al. 1996).

En las regiones de llanura que no han sido transformadas, generalmente existe una gran cantidad de lagos poco profundos (Wetzel 2001b). Estos lagos poseen una dinámica particular de nutrientes. Por su ubicación en zonas de suaves pendientes y suelos fértiles, la carga de nutrientes es generalmente más elevada que en los lagos profundos. Además, debido a la mayor temperatura que tienen sus sedimentos en verano, la tasa de reciclaje de materia orgánica es comparativamente más elevada (Jeppesen et al. 1997). Sumado a esto, los nutrientes son rápidamente devueltos a la columna de agua a causa de la continua resuspensión del fondo por los vientos (Scheffer 1998).

La región pampeana tiene suaves pendientes y una actividad neotectónica significativa (Iriando 1984). La sucesión de períodos climáticos secos y húmedos en el marco de su geomorfología lleva a un importante desarrollo de sistemas de humedales y de lagos muy poco profundos (lagunas) (Iriando 1989). En gran parte de la planicie pampeana, el drenaje es endorreico o arreico, lo cual conduce a que, bajo las condiciones sub-húmedas actuales, se produzcan periódicas inundaciones extensas y prolongadas, alternando con períodos de sequía (Soriano 1992). Las áreas más deprimidas de la planicie generalmente albergan lagunas permanentes o temporarias. Muchas de ellas tienen origen en procesos de deflación eólica ocurridos durante el cuaternario (Tricart 1973), pero un número importante ha sido posible-

mente remodelado por la acción fluvial (Vervoort 1967). Algunas veces, las lagunas, especialmente las más pequeñas, se han formado por acción combinada de agentes erosivos y disolución cárstica (Vervoort 1967). Las lagunas pampeanas son muy poco profundas y no estratifican térmicamente excepto por períodos muy cortos de tiempo (Quirós et al. 2002a). Fueron caracterizadas por Quirós & Drago (1999) como lagos eutróficos, con tiempo de permanencia del agua y salinidad altamente variables y actualmente bajo estrés ambiental manifiesto que incrementa aún más sus contenidos de nutrientes (Quirós et al. 2002b). Como lagos de llanura, su hidrología es altamente dependiente de las precipitaciones "in situ" (Fuschini Mejía 1994), principalmente de aquellas que se producen entre los meses de diciembre y marzo. La estepa pampeana ha sufrido el pastoreo del ganado a lo largo de los últimos cuatro siglos, y, especialmente durante el siglo XX, ha sido objeto de la agricultura (Vervoort 1967; Soriano 1992), actividad que ha incrementado su intensidad especialmente durante la última década. Como resultado de ello, los patrones naturales del paisaje pampeano han sido transformados, aislando espacialmente sus componentes y fragmentándolos en parches (Ghersa et al. 2002).

El efecto de la hidrología de la región pampeana en sus lagunas ha sido poco estudiado. Fue asociado a la dinámica de lagunas con distinto grado de conexión al río Salado por Gabellone et al. (2001) y Rennella & Quirós (2006). Incluso Quirós et al. (2002a) enfatizaron la importancia de la hidrología de la región pampeana en el funcionamiento de sus lagunas. Sin embargo, todos estos estudios se han realizado generalmente en extensos cuerpos de agua (1-1984.0 km<sup>2</sup>), relegando a un sin número de lagunas de menor tamaño. En el presente trabajo se investiga la relación entre la hidrología, altamente dependiente de los ciclos de sequía-inundación, y el estado trófico de siete pequeñas lagunas (0.03-0.5 km<sup>2</sup>) situadas en la Pampa Interior (Soriano 1992), en plena zona agropecuaria.

### *Área de estudio*

Las lagunas de estudio se sitúan en los partidos de General Viamonte, Junín, y Leandro N.

Alem de la provincia de Buenos Aires (Figura 1). En sus cuencas de drenaje se desarrolla una actividad predominantemente agrícola. Las tres lagunas ubicadas en Alem están situadas dentro de las 13000 hectáreas del establecimiento "Las Balas". En sus cuencas de drenaje se desarrolla un intenso uso de la tierra, lo cual se ve reflejado en la escasa vegetación natural tanto en áreas alejadas de las lagunas como alrededor de éstas. La tasa de fertilización anual es relativamente elevada (110 kg N/ha y 24 kg P/ha). Las demás lagunas están ubicadas dentro de campos de pequeños productores rurales donde existe una mayor proporción de vegetación natural y la tasa de fertilización en las cuencas de drenaje es relativamente menor (30 kg N/ha y 14 kg P/ha). Las aplicaciones de fertilizantes en ambas zonas generalmente se realizan durante los meses de otoño y primavera. Dada la diferencia en la intensidad de uso de la tierra entre la zona de Alem respecto a la de Junín y Viamonte, (Sosnovsky & Quirós 2005) en este trabajo principalmente se estudiaron los dos grupos de lagunas por separado. A partir de la siguiente sección, nombraremos como lagunas de Junín a las lagunas ubicadas en el partido de Junín y en el partido de Viamonte con el solo propósito de simplificar la lectura del texto.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las lagunas fueron estudiadas entre los meses de abril de 2000 y de abril de 2002. Los muestreos se realizaron en forma quincenal, mensual o bimensual, dependiendo de la época del año. No se realizaron muestreos en los meses de mayo y julio de 2000 y abril y junio de 2001. El muestreo quincenal corresponde a noviembre de 2000. En las lagunas situadas en Junín se realizó un muestreo previo durante el mes de diciembre de 1999.

Las lagunas fueron muestreadas en lo que respecta a sus características físico-químicas, concentraciones de nutrientes y clorofila *a*. Las muestras fueron obtenidas a 0.5 m de profundidad en la zona de mayor profundidad de cada laguna. La transparencia del agua fue estimada con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro. La salinidad, estimada como conductividad eléctrica a 25 °C ( $K_{25}$ ) fue medida "in situ" con una sonda limnológica ISY 85.

En las muestras de agua se analizó el fósforo total (PT) por el método del ácido ascórbico luego de una digestión con persulfato de potasio (APHA 1995). El nitrógeno total (NT) fue estimado como la suma del nitrógeno total de Kjeldahl (NTK) y el de los nitratos ( $N-NO_3^-$ ). Para la determinación del NTK, las muestras fueron digeridas con  $H_2SO_4$  10M y una solución al 10% de  $CuSO_4$ ; la concentración de amonio resultante se determinó por medio de lectura con electrodo de amonio (APHA 1995). Para la determinación del PT y NTK, la muestra de agua fue extraída con una botella plástica de 1 L. La concentración de nitratos desde noviembre de 2001 hasta abril de 2002 se realizó por el método electrodo ion selectivo de nitratos (APHA 1995). Los restantes valores de nitratos fueron estimados a partir de la recta de



**Figura 1.** Partidos de la provincia de Buenos Aires donde se encuentran las pequeñas lagunas estudiadas.

**Figure 1.** Districts of Buenos Aires Province where the study lakes are located.

regresión  $N-NO_3^- = 0.0594 K_{25} + 103.7$  ( $R^2 = 0.27$ ,  $P < 0.0002$ ). Para la determinación de los nitratos, la muestra de agua fue extraída con una botella plástica de 0.5 L. La biomasa algal se estimó a partir de la concentración de clorofila *a*. La misma se determinó filtrando el agua a través de un filtro Whatman GF/F con posterior extracción con una solución de cloroformo: metanol (dos:uno) a 5 C° durante 48 horas, y lectura espectrofotométrica a 664 (APHA 1995). El volumen de agua filtrado varió entre 8.5 mL y 1000 mL dependiendo de la turbidez de cada laguna y de cada muestreo. La concentración de la clorofila *a* no fue corregida por feopigmentos. La sensibilidad de las técnicas analíticas para la determinación de los parámetros químicos (PT, NTK, N-NO<sub>3</sub>) y de la Chl *a* fue de 0.01 mg/m<sup>3</sup> y 0.1 mg/m<sup>3</sup>, respectivamente. La información meteorológica fue suministrada por el Servicio Meteorológico Nacional, estación Junín.

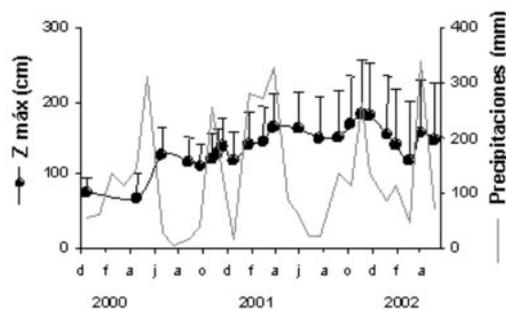
## RESULTADOS

Todas las lagunas estudiadas, en lo que a sus concentraciones de nutrientes se refiere, pueden considerarse como hipertróficas (Tabla 1). Sin embargo, tales niveles de nutrientes no siempre se vieron reflejados en una alta concentración de clorofila *a*; las lagunas con mayor transparencia (LDS > 60 cm) estuvieron, en general, dominadas por las macrófitas. Aquellas ubicadas en Alem se diferenciaron claramente del resto, presentando mayores niveles de conductividad, NT y clorofila *a*. A su vez, las lagunas de Junín presentaron macrófitas flotantes o sumergidas durante una parte del período estudiado y una mayor transparencia del agua (Tabla 1). Un resultado a resaltar, es que, todas las lagunas estudiadas, a pesar de las diferencias arriba mencionadas, presentaron similares concentraciones medias de PT.

Las precipitaciones variaron estacionalmente e interanualmente durante el período de estudio. Las lluvias fueron generalmente abundantes entre fines de primavera y comienzos del otoño (Figura 2). Considerando los datos de precipitaciones desde el año 1953 hasta el año 2002, durante el verano 2001 las precipitaciones fueron muy abundantes (valor de precipitaciones superior al 90<sup>avo</sup> percentil,

mediana = 320 mm). En cambio las precipitaciones durante los veranos de 2000 y de 2002 fueron escasas (valor de precipitaciones inferiores al 35<sup>avo</sup> percentil) (tabla 2). Las intensas precipitaciones registradas hacia fines del invierno y durante la primavera de 2001 fueron causantes de extensas inundaciones, y la profundidad de las lagunas se incrementó aún más durante este período de lluvias. Los mínimos de profundidad y de superficie de las lagunas se registraron previos a las lluvias de otoño de 2000. Como patrón general se observó que la profundidad de las lagunas, así como su superficie, se relacionó directamente con las lluvias caídas en sus relativamente pequeñas cuencas de drenaje (Figura 2). Durante las épocas de lluvias intensas las lagunas aumentaron su volumen, disminuyendo su conductividad (Figura 3).

Tanto los valores como la variabilidad de la concentración de fósforo total, fueron prácticamente similares en todas las lagunas estudiadas. Los máximos de PT en las lagunas se registraron en el otoño de 2000, disminuyendo paulatinamente con el aumento de las lluvias y alcanzando los mínimos valores durante el otoño de 2001. Sin embargo, el PT volvió a aumentar desde mediados del 2001, a pesar del incremento en las precipitaciones, pero sin alcanzar los elevados valores del otoño de



**Figura 2.** Variación de la profundidad máxima (Z máx) de las lagunas estudiadas y las precipitaciones mensuales en el noroeste de la provincia de Buenos Aires (Sosnovsky & Quirós 2005).

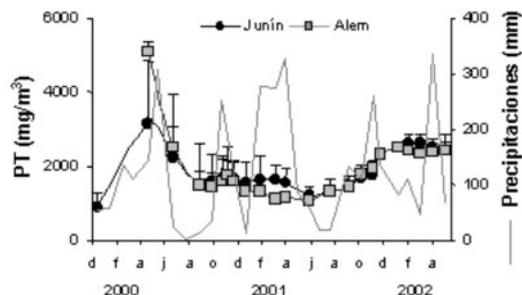
**Figure 2.** Variations of both the maximum depth (Z máx) of the ponds and the monthly precipitation in the NW of the Buenos Aires province (Sosnovsky & Quirós 2005).

**Tabla 1.** Características morfológicas y limnológicas de las lagunas estudiadas para el período abril de 2000 - abril de 2002. Se presentan los valores medios y el rango de variación (n = 21). Área (ha); Z máx, profundidad máxima (cm); K<sub>ps</sub>, conductividad eléctrica a 25°C (mS/cm); LDS, lectura disco de Secchi (cm); NT, nitrógeno total (mg/m<sup>3</sup>); PT, fósforo total (mg/m<sup>3</sup>); Chl a, clorofila a (mg/m<sup>3</sup>); LDS, Secchi disc lenght (cm); NT, total nitrogen (mg/m<sup>3</sup>); PT, total phosphorus (mg/m<sup>3</sup>); Chl a, chlorophyll a (mg/m<sup>3</sup>). Modified from Sosnovsky & Quiros (2005).

Laguna	Ubicación		Área	Z máx	K <sub>ps</sub>	LDS	NT	PT	NT:PT		Chl a	Macrófita
	Partido	Coordenadas							(en peso)	(en peso)		
Maggi	34°40'8.4"S 60°55'12.1"O	Junín	3	180 (260-49)	482 (555-359)	> 128 (>227-49)	1944 (8238-391)	2267 (3208-1604)	0.8 (3.1-0.2)	10.9 (43.1-0.3)	Sumergida y flotante	
Longinotti	34°40'20.7"S 60°56'37.6"O	Junín	13	121 (179-37)	751 (1146-515)	46 (>124-4)	2637 (14187-743)	1947 (4528-951)	1.3 (3.1-0.4)	15.1 (89.0-0.2)	Sumergida	
Higuera	34°46'6.6"S 60°46'41.9"O	Junín	21	163 (207-94)	578 (713-453)	> 94 (>180->25)	1536 (3738-200)	1462 (2386-637)	1.2 (2.8-0.1)	8.4 (53.4-1.2)	Sumergida	
Capurro	34°54'52.8"S 60°51'15.8"O	Junín	8	87 (107-26)	765 (1531-366)	51 (97-10)	3541 (21026-910)	2048 (4910-1226)	1.6 (4.3-0.4)	61.2 (258.0-1.6)	Flotante	
Vedia 1	34°23'12.1"S 61°33'18.7"O	Viamonte	24	104 (149-32)	1176 (2301-780)	40 (>98-10)	3662 (18719-1490)	1678 (4755-688)	2.4 (4.0-0.6)	85.4 (341.3-3.7)	No	
Vedia 2	34°24'40.9"S 61°33'50.7"O	Alem	21	101 (189-54)	1164 (2640-599)	28 (70-4)	7631 (53176-2264)	2076 (5322-968)	3.2 (10.0-1.1)	162.0 (1814-10.0)	No	
Vedia 3	34°20'38"S 61°37'56.7"O	Alem	47	224 (280-129)	2105 (3221-1506)	18 (26-10)	9703 (32543-3587)	2033 (5169-1072)	5.4 (11.5-1.6)	240.0 (452.9-119.2)	No	

2000 (Figura 4). Durante el verano de 2002, las lagunas presentaron mayores concentraciones de PT que durante el verano húmedo de 2001 (Test de "t",  $P < 0.0001$ ).

La dinámica del nitrógeno (Figura 5) fue diferente y más compleja que la del fósforo (Figura 4). Todas las lagunas presentaron los mayores



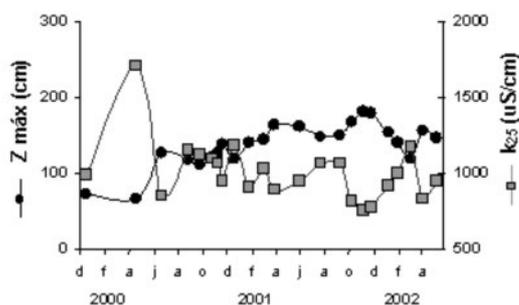
**Figura 4.** Variación de las precipitaciones en el noroeste de la provincia de Buenos Aires y del fósforo total (PT) de las lagunas ubicadas en Alem y en Junín. No existen diferencias en la concentración de PT entre ambos grupos de lagunas (Test de "t" para muestras pareadas,  $P = 0.8$ ).

**Figure 4.** Variations of both the monthly precipitations in the NW of the Buenos Aires province and the total phosphorus (PT) from ponds located in Alem and in Junín. PT concentrations between Alem and Junín ponds are not significantly different (Paired T-Test,  $P = 0.8$ ).

**Tabla 2.** Precipitaciones medias estacionales y anuales (mm) en el NO de la provincia de Buenos Aires correspondientes a los años 1999-2002. V = Verano, O = Otoño, I = Invierno, P = Primavera.

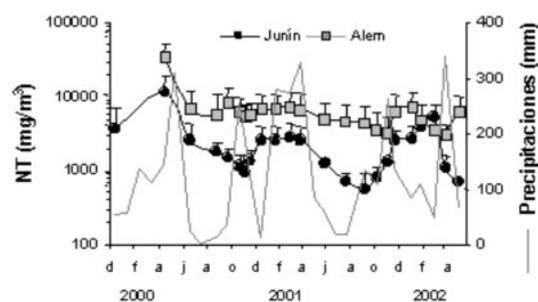
**Table 2.** Annual and seasonal average precipitation (mm) in NW Buenos Aires province, from 1999 to 2002. V = Summer, O = Autumn, I = Winter and P = Spring.

Año	V	O	I	P	Anual
1999	397	217	65	179	858
2000	244	561	39	408	1252
2001	564	468	169	503	1694
2002	239	522	60	329	1150



**Figura 3.** Variación de la profundidad máxima ( $Z$  máx) y la conductividad ( $K_{25}$ ). Se presentan los valores medios para el total de lagunas estudiadas (Correlación de Pearson,  $r = -0.89$ ,  $P < 0.0001$ ).

**Figure 3.** Maximum depth ( $Z$  máx) and conductivity ( $K_{25}$ ) variations. Mean values are showed for the whole of the studied ponds (Pearson correlation =  $-0.89$ ,  $P < 0.0001$ ).



**Figura 5.** Variación de las precipitaciones en el noroeste de la provincia de Buenos Aires y del nitrógeno total (NT) de las lagunas ubicadas en Alem y en Junín (eje Y en escala logarítmica). Existen diferencias en la concentración de NT entre ambos grupos de lagunas (Test de "t" para muestras pareadas,  $P < 0.0001$ ).

**Figure 5.** Variations of both the monthly precipitations in the NW of the Buenos Aires province and the total nitrogen (NT) from ponds located in Alem and in Junín (Y axis in log scale). NT concentrations are significantly different between Alem and Junín ponds (Paired T-Test,  $P < 0.0001$ ).

niveles de NT en el otoño de 2000 (Figura 5). Sin embargo, las lagunas altamente hipertróficas de Alem generalmente presentaron concentraciones de nitrógeno muy superiores a aquellas situadas en Junín (Tabla 1, Figura 5). Por otra parte, las lagunas de Junín presentaron máximos estivales, siendo mayores durante el verano de 2002 que durante el verano húmedo de 2001 (Test de "t",  $P = 0.036$ ). Durante el período que abarca desde el otoño de 2001 hasta el otoño de 2002, el NT de las lagunas hipertróficas de Junín fluctuó de forma similar al PT.

Todas las lagunas estudiadas presentaron sus mayores valores de clorofila *a* previo a las lluvias otoñales de 2000 (Figura 6). De manera similar a lo ocurrido con el nitrógeno, la dinámica de clorofila *a* fue bastante diferente cuando se comparan los dos grupos de lagunas (Alem versus Junín). Las lagunas de Alem se caracterizaron por su elevada concentración de clorofila *a* a lo largo de los dos años de estudio (Tabla 1, Figura 6). A su vez, las lagunas situadas en Junín presentaron una amplia

variación estacional, observándose máximos en la temporada estival y mínimos durante el otoño e invierno.

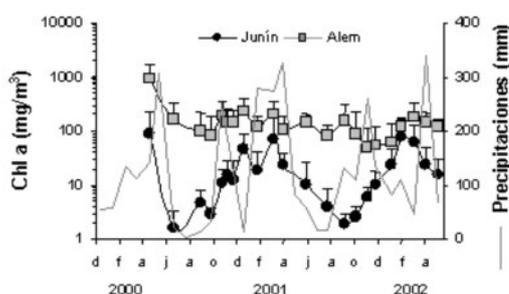
Las lagunas presentaron bajas relaciones NT:PT durante el período estudiado. Este cociente fue significativamente mayor (Test de "t" pareado,  $P < 0.0001$ ) para el grupo de lagunas ubicadas en Alem, donde la fertilización de los campos con nitrógeno también fue más elevada (Tabla 1).

## DISCUSIÓN

Los niveles de nutrientes detectados en el presente estudio se encuentran entre los mayores reportados mundialmente para lagos naturales (Kalff 2002a), aunque suelen hallarse en lagos someros situados en drenajes dominados por la agricultura (Jeppesen et al. 1999).

En época de sequía, las lagunas de la región pampeana suelen concentrarse tanto en nutrientes (Quirós et al. 2002a) como en biomasa algal (Izaguirre & Vinocur 1994). Durante la sequía de 2000 se hallaron valores extremos de conductividad, nutrientes y clorofila *a* rara vez hallados en lagunas pampeanas de mayor superficie debido a que las lagunas de estudio se encontraban próximas a secarse. Con el comienzo de las lluvias intensas, las lagunas aumentaron su profundidad y se diluyeron tanto en sales como en nutrientes y en biomasa algal; comportamiento similar al ya descrito para las lagunas pampeanas (Quirós et al. 2002a).

Las concentraciones de fósforo total y de nitrógeno total se comportaron de manera diferente durante el primer año de estudio. El fósforo total se diluyó en todas las lagunas y las diferencias iniciales entre ellas se vieron minimizadas hacia el otoño de 2001. Las lluvias y el consiguiente aumento de la tasa de lavado de las lagunas habrían causado un efecto de dilución en el fósforo total. Por el contrario, las concentraciones de nitrógeno total fueron mayores en las lagunas altamente hipertróficas de Alem. La práctica de la agricultura en sus cuencas de drenaje generalmente utiliza tasas relativamente más elevadas de fertilización con N (aproximadamente  $110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ).



**Figura 6.** Variación de las precipitaciones en el noroeste provincia de Buenos Aires y de la concentración de Clorofila *a* (Chl *a*) de las lagunas ubicadas en Alem y en Junín (eje Y en escala logarítmica). Existen diferencias en la concentración de Chl *a* entre ambos grupos de lagunas (Test de "t" para muestras pareadas,  $P < 0.0001$ ).

**Figure 6.** Variations of both the monthly precipitations in the NW of the Buenos Aires province and the chlorophyll *a* concentration (Chl *a*) from ponds located in Alem and in Junín (Y axis in log scale). Chl *a* concentrations are significantly different between Alem and Junín ponds (Paired T-Test,  $P < 0.0001$ ).

El exceso de N llegaría, en última instancia, a los cuerpos de agua explicando así, los elevados valores observados (Sosnovsky & Quirós 2005). En las lagunas de Junín, donde el impacto de la fertilización con N es relativamente menor (tasa de fertilización con N de aproximadamente  $30 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), se observó una dilución del NT hasta la primavera y un posterior aumento durante el verano.

La relación NT:PT de los lagos se ve modificada por las actividades humanas en sus cuencas de drenaje. En un estudio de 113 lagos ubicados en zonas agropecuarias, Arbuckle & Dowing (2001) mostraron que a una misma concentración de PT, la relación NT:PT era mayor en los lagos ubicados en cuencas de drenaje con elevado uso de la tierra, atribuyendo la causa a la elevada tasa de fertilización con nitrógeno ( $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). En nuestras lagunas de estudio, a pesar de que los cocientes NT:PT estuvieron por debajo de los niveles Redfield (NT:PT < 7), las lagunas de Alem ubicadas en cuencas de drenaje con mayor uso de la tierra y mayores tasas de fertilización con nitrógeno, presentaron mayores cocientes NT:PT que las lagunas de Junín.

Prairie et al. (1989) demostraron la importancia del NT en predecir la biomasa algal en lagos altamente eutróficos. La concentración de clorofila *a* fue diferente entre las lagunas de Alem y las de Junín. Las primeras generalmente presentaron altísimos valores de clorofila *a*. La elevada concentración de nitrógeno presente en estas lagunas durante todo el año, sustentaría esta elevada biomasa algal. Por su parte, la clorofila *a* varió de manera estacional en las lagunas hipertróficas de Junín, variación característica de lagos ubicados en climas templados.

Las elevadas precipitaciones de 2001 causaron un aumento en la profundidad máxima y una disminución de la conductividad de todas las lagunas estudiadas. Sin embargo, el fenómeno de dilución no se observó en las concentraciones de nutrientes. El enriquecimiento en nutrientes de lagos poco profundos durante los períodos de inundación ha sido documentado para cuerpos de agua con distinto grado de conexión al río Salado en la región pampeana (Chornomaz et al. 2002; Solari et al. 2002; Rennella & Quirós 2006) además de

cuerpos de agua de otras partes del mundo (Heiler et al. 1995; Quintana et al. 1998). El lavado de los suelos (Kalff 2002b) en los meses posteriores a la fertilización de los campos, sumado a las intensas lluvias durante la primavera, habría contribuido a incrementar las concentraciones de nutrientes en las lagunas de Junín. El mismo patrón se registró en las concentraciones de PT de las lagunas altamente hipertróficas de Alem. Sin embargo, al igual que durante el año 2000, las lagunas de Alem presentaron elevados valores de nitrógeno total durante todo el período estudiado.

La alternación de períodos multianuales, secos y húmedos, se ve generalmente reflejada en el comportamiento del ecosistema lagunar (Quirós et al. 2002a). Durante la estación estival, la carga interna de fósforo (Sas 1989; Jeppesen et al. 1991), el aumento de la tasa de mineralización en los sedimentos y el balance hídrico negativo característico de estos meses, incrementan las concentraciones de nutrientes. Este incremento sería aún más notorio durante los veranos secos que durante los veranos húmedos. Por otra parte, en otoño de 2000, las lagunas presentaron en promedio las mínimas profundidades y los máximos valores en cuanto a salinidad, concentraciones de nutrientes y biomasa algal. Durante la misma estación, en el año 2001, la mayor profundidad promedio de las lagunas se vio reflejada en una menor salinidad, menores concentraciones de nutrientes y de biomasa algal. El efecto de las lluvias en la dinámica de los nutrientes lagunares habría sido diferente entre el otoño de 2000 y el otoño de 2001. Habrían diluido los mismos durante el 2000, cuando sus concentraciones eran extremas, y por el contrario habrían incrementado sus niveles en 2001 cuando éstos se encontraban diluidos.

Las lagunas pampeanas se sitúan en fértiles drenajes que naturalmente les aportan grandes cargas de nutrientes. La acción humana ha incrementado sustancialmente esas cargas. Las lagunas ubicadas en zonas con menor uso de la tierra presentarían variaciones estacionales en sus parámetros físicos, químicos y biológicos. Estas variaciones serían menos notorias a medida que el uso de la tierra es incrementado. Esto explicaría gran parte de la diferencia hallada en la concentración de nitrógeno total y de clorofila *a* entre las lagu-

nas altamente hipertróficas de Alem y las lagunas de Junín. La mayor transparencia del agua de las lagunas ubicadas en Junín debido a su menor biomasa algal, permitiría el observado desarrollo de las macrófitas tal lo propuesto por Scheffer et al. (1993).

La variabilidad hidrológica y el calendario del intensivo uso de la tierra en la región pampeana, habrían causado fluctuaciones en la dinámica física, química y biológica de las lagunas de estudio. Debido a su pequeña superficie, estas fluctuaciones serían más intensas e imprevisibles que en cuerpos de agua de mayor tamaño. Por lo tanto, para lograr un eficaz aprovechamiento ya sea productivo o recreativo del gran número de pequeñas lagunas pampeanas, el uso de la tierra en sus cuencas de drenaje y la hidrología de la región deben ser tenidas en cuenta.

## AGRADECIMIENTOS

A. Sosnovsky agradece la beca doctoral otorgada por el subsidio PICT 4698. R. Quirós reconoce el apoyo del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET). Agradecemos a H. T. Von Bernard, D. Blanco Bello, C. Petracchi y J. J. Rosso por su asistencia en las tareas de campo y de laboratorio; al Servicio Meteorológico Nacional por el suministro de las precipitaciones de la región; a los Sres. Longinotti, Maggi, Capurro e Higuera, y al establecimiento "Las Balas" quienes nos facilitaron el trabajo a campo y a dos anónimos revisores cuyos comentarios y sugerencias mejoraron la versión final del manuscrito. Este trabajo fue subsidiado por la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica (Proyectos PICT 4698 y PID 535).

## BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 1995. *Standard Methods for examination of Water and Wastewater*. 19va edn. American Public Health Association. Washington, USA.
- ARBUCKLE, KE & JA DOWING. 2001. The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural landscape. *Limnol. Oceanogr.*, **46**(4):970-975.
- CHORNOMAZ, EM; ME ETCHEPARE; RU ESCARAY; JF BUSTINGORRY & VH CONZONNO. 2002. Efectos de la inundación ocurrida durante el año 2001 sobre la laguna chascomús (Pcia. de Buenos Aires). Pp. 53-59 en: A Fernandez Cirelli & G Chalar Marquisá (eds). *El agua en Iberoamérica De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. CYTED Red XVII. Buenos Aires, Argentina.
- DILLON, PJ & FH RIGLER. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, **32**:1519-1531.
- DOWNING, JA & E MCCAULEY. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **37**:936-945.
- FUSCHINI MEJÍA, MC. 1994. *El agua en las llanuras*. Unesco/Orcyt. Montevideo, Uruguay.
- GABELLONE, NA; LC SOLARI & MC CLAPS. 2001. Planktonic and physico-chemical dynamics of a markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lakes Reserv.: Res. Manage.*, **6**:133-142.
- GHERSA, CM; DO FERRARO; M OMACINI; MA MARTÍNEZ-GHERSA; S PERELMAN; EH SATORRE ET AL. 2002. Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **93**:279-293.
- HEILER, G; T HEIN; F SCHIEMER & G BORNETTE. 1995. Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regul. Rivers: Res. Manage.*, **11**(3-4):351-361.
- HOWARTH, RW; G BILLEN; D SWANEY; A TOWNSEND; A JAWORSKI ET AL. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, **35**:75-139.
- IRIONDO, M. 1984. The quaternary of northeastern Argentina. Pp.51-78 in: J Rabassa (ed.). *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula 2*. A.A. Balkema. Rotterdam.
- IRIONDO, M. 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography Paleoclimatology Paleoecology*, **70**:81-88.
- IZAGUIRRE, I & A VINOCUR. 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia*, **277**:49-62.
- JEPPENSEN, E; JP JENSEN; M SONDERGAARD; TL LAURIDSEN; LJ PEDERSEN & L JENSEN. 1997. Top-down control in freshwater lakes: The role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, **342/343**:151-164.
- JEPPENSEN, E; P KRISTENSEN; JP JENSEN; M SONDERGAARD; E MORTENSEN & TL LAURIDSEN. 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic Danish lakes: Duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto*

- Italiano di Idrobiologia*, **48**:127-148.
- JEPPESEN E., SØNDERGAARD M., KRONVANG B., JENSEN J.P., SVENDSEN L.M. & LAURIDSEN T. 1999. Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* **395/396**:419-432.
- KALFF, J. 2002a. The Phytoplankton. Capítulo 21. Pp.309-348 in: *Limnology*. Prentice Hall. Upper Saddle River, EEUU.
- KALFF, J. 2002b. Hydrology and Climate. Capítulo 5. Pp.53-71 in: *Limnology*. Prentice Hall. Upper Saddle River, EEUU.
- PRAIRIE, YT; CM DUARTE & J KALFF. 1989. Unifying nutrient-chlorophyll relationships in lakes. *Can. F. Fish. Aquat. Sci.*, **46**:1176-1182.
- QUINTANA, XD; R MORENO-AMICH & FA COMIN. 1998. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *J. Plankton Res.*, **20**:2089-2107.
- QUIRÓS, R & E DRAGO. 1999. The environmental state of Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, **4**:55-64.
- QUIRÓS, R; AM RENNELLA; MB BOVERI; JJ ROSSO & A SOSNOVSKY. 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecol. Aust.*, **12**:175-185.
- QUIRÓS, R; JJ ROSSO; AM RENNELLA; A SOSNOVSKY & MB BOVERI. 2002b. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, **27**(11):584-591.
- RENNELLA, AM & R QUIRÓS. 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, **556**:181-191.
- SAS, H. 1989. *Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations*. Academia Verlag Richarz. St. Augustin, Alemania.
- SCHEFFER, M. 1998. The abiotic environment. Capítulo 2. Pp.20-75 in: *Ecology of shallow lakes*. 1ra edn. Chapman & Hall. London, UK.
- SCHEFFER, M; SH HOSPER; ML MEIJER; B MOSS & E JEPPESEN. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, **8**:275-279.
- SOLARI, LC; MC CLAPS & NA GABELLONE. 2002. River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **141**(13):99-119.
- SORIANO, A. 1992. Río de la Plata grasslands. Pp. 367-407 en: RT Coupland (ed.). *Ecosystems of the world. 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere*. Elsevier. New York, USA.
- SOSNOVSKY, A & R QUIRÓS. 2005. Efectos de la intensidad de uso de la tierra en pequeñas lagunas (Argentina). Pp. 199-215 en: I Vila & J Pizarro (eds). *Tercer Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses*. CYTED Red XVIIIB. Santiago de Chile, Chile.
- TRICART, JFL. 1973. *Geomorfología de la Pampa Deprimida*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- VERVOORST, FB. 1967. *Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires)*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- VOLLENWEIDER, RA. 1969. Möglichkeiten und grenzen elementarer modelle der stoffbilanz von seen. *Archiv für Hydrobiologie*, **66**:1-36.
- WETZEL, RG. 2001a. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3ra edn. Academic Press. New York.
- WETZEL, RG. 2001b. Shallow lakes and ponds. Capítulo 20. Pp.625-630 in: *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3ra edn. Academic Press. New York.