

ESTUDIO PRELIMINAR DE LAS RELACIONES TRÓFICAS EN EL PLANCTON DE UNA LAGUNA ARREICA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES: EXPERIMENTACIÓN «*IN SITU*»¹

G. RUIZ²; L. SOLARI³ & N. GABELLONE⁴

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"

Av. Calchaquí Km. 23,5 (1888) Florencio Varela, Buenos Aires. gonzalo@ilpla.edu.ar

ABSTRACT

Shallow lakes can present two alternative stable states with or without submerged macrophytes that produce significant structural changes in plankton and nutrient dynamics. The aim of this study is to analyse the changes in the phytoplankton structure related to different conditions of zooplankton predation in an arreic lake. Four cylindrical pvc enclosures of 700 L of capacity were placed in the lake, two of them in free-vegetation waters and the other two in an area dominated by emerged and submerged macrophytes (*Scirpus californicus* and *Potamogeton striatus* respectively) with and without predation conditions on the grazer zooplankton. Samples were taken every eight hours for three days during the 2003/2004 summer period. Temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, turbidity and transparency were measured *in situ*. Water samples were taken to determine the different phosphorus and nitrogen forms and to analyse the phytoplankton. In all treatments, the conductivity oscillated between 1.520 and 1.550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Turbidity varied from 48 to 54 NTU and the pH was slightly alkaline (8,48-8,81). Chlorophytes and cyanophytes increased in free-vegetation-water enclosures with fish while no changes were found in the vegetated area. Preliminarily, we can say that the predation effect on zooplankton was more important in the enclosure placed in free-vegetation waters with fish. It was there that the biggest densities of eatable chlorophyte algae (*Crucigenia quadrata*, *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minor*, *Chlamydomonas* sp. and *Oocystis parva*) were found towards the end of the experiment.

Key words: phytoplankton, enclosures, trophic relations, arreic lake.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los lagos salinos en la República Argentina es importante ya que cubren un área importante en las regiones pampásica y patagónica (Williams, 1996). Los lagos someros pueden sufrir dos estados alternativos de equilibrio debido a la presencia o ausencia de macrófitas sumergidas que determinan importantes cambios estructurales en el plancton tanto a nivel de productores como de herbívoros y en consecuencia producir una

variación en la dinámica de nutrientes. La presencia de macrófitas disminuye la biomasa fitoplanctónica en lagos de agua dulce (Søndergaard, M. & B. Moss, 1998). En lagunas de la cuenca del río Salado la alternancia entre períodos con macrófitas o sin macrófitas ha sido observado así como también los cambios producidos en el fitoplancton (Mac Donagh *et al.*, 2000; Solari *et al.*, 2002) pero sin comprobar las relaciones tróficas que ocurren en la columna de agua analizando el impacto de los pastoreadores sobre el

¹ Contribución Científica N° 792 del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet"; ² Becario del CONICET;

³ UNLP; ⁴ Investigador del CONICET.

fitoplancton de acuerdo a su eficiencia en dicho pastoreo. Desde un punto de vista funcional se deben tomar en cuenta interacciones de tipo «bottom up» y «top-down» que actúan como agentes estructurantes en la comunidad planctónica y que recientemente han comenzado a ser analizadas en ciertas lagunas de la provincia de Buenos Aires (Boveri & Quirós, 2002; González SAGRARIO & Balseiro, 2002). Se han realizado estudios con experiencias «*in situ*» como una metodología muy adecuada para estudiar las fuerzas que controlan las cadenas tróficas en lagos someros (peces, nutrientes) e incluso están realizándose comparaciones entre varios países de Europa (Moss *et al.*, 2004).

El objetivo de este trabajo es conocer los cambios en la estructura y dinámica del fitoplancton y en los parámetros físico-químicos por efecto de la depredación en una laguna arreica en presencia y ausencia de macrófitas. Por otra parte se intenta demostrar que las unidades de muestreo (clausuras) desarrolladas son adecuadas para la experimentación «*in situ*».

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna Lacombe está ubicada en el sector centro-este de la provincia de Buenos Aires en el Partido de Chascomús (35° 55' S y 58° 65' O) (Figura 1). Presenta una superficie aproximada de 130 ha, una longitud máxima de 1.750 m (sentido N-S) y un ancho máximo de 1.500 m. Su profundidad máxima es de 2 m y su perímetro es de 5,6 km. Se trata de una laguna somera de características arreicas que suele presentar gran desarrollo de macrófitas tanto emergentes como sumergidas. El agua de la laguna se incorpora fundamentalmente por escorrentía superficial o por el aporte de agua subterránea. No presenta condiciones geomorfológicas o hidro-

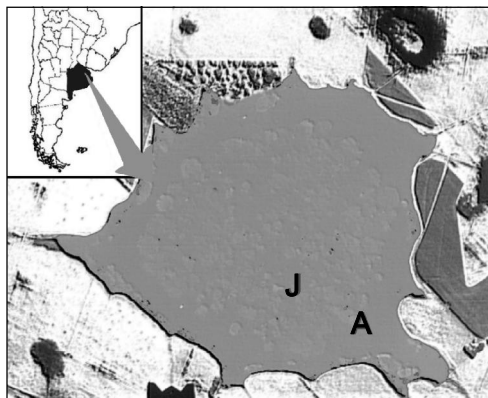


Figura 1. Foto aérea de la laguna Lacombe con la ubicación de los sitios de muestreo: aguas libres (A) y juncal (J).

lógicas similares a otras lagunas relacionadas al cauce principal de río Salado como las situadas sobre la margen izquierda de este río y que suelen representar complejos lagunares denominados lagunas encadenadas, como los sistemas de Monte, Chascomús y Lobos entre otros (Guarrera, 1962; Dangavs, 1973; Dangavs & Merlo, 1980; Boltovskoy *et al.*, 1990; Izaguirre & Vinocur, 1994a; 1994b). Cabe destacar que la pesca es probablemente la mayor atracción y el principal uso de la laguna.

Experimentación «*in situ*»

Se construyeron cuatro clausuras cilíndricas abiertas en la superficie y cerradas en su base, de 700 l de volumen y de 0,70 m de diámetro por 1,80 m de alto. El material utilizado fue pvc «cristal» de un grosor superior a los 500 μm , apto por su transparencia como por su resistencia y durabilidad. Las clausuras fueron sustentadas por boyas para asegurar su estabilidad en la columna de agua y evitar la deriva. Se colocaron dentro de un armazón rectangular de madera flotante de 2 x 1 m anclado al fondo. Las clausuras se ubicaron de a pares en un sector de aguas libres (A) (Figura

1) y en un sector dominado por macrofitas emergentes y sumergidas (J) (*Scirpus californicus* y *Potamogeton pectinatus*, respectivamente) representando la condición sin depredación (A y J) y con depredación por peces (AP y JP) sobre el zooplancton pastoreador. En las clausuras con depredación se colocó una biomasa de 50 mg.l⁻¹ de mojarra (*Cheirodon interruptus interruptus*). Para el análisis del fitoplancton se extrajeron cuatro réplicas de muestras de agua integradas, cada ocho horas durante 3 días (Ti a T5) para cada tratamiento, tanto en las clausuras como en la laguna (e) en el período estival 2003/2004. Se midieron «*in situ*» temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad y turbidez con un multímetro Horiba U-10 y transparencia con disco de Secchi. También se tomaron muestras de agua integradas en cada tratamiento para determinar las distintas fracciones de fósforo y de nitrógeno. Para las formas disueltas las muestras fueron filtradas con filtros Sartorius GF13400/47. Para la determinación de la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) se utilizó el método del molibdato amónico y

para la del fósforo total (PT) una digestión previa con persulfato de potasio y ácido sulfúrico (APHA, 1995). Nitratos más nitritos (N+N) fueron determinados por reducción con sulfato de hidrazina y el nitrógeno total (NT) con digestión con persulfato de potasio y ácido sulfúrico (APHA, 1995). El análisis cuali-cuantitativo del fitoplancton se realizó utilizando la técnica de Utermöhl (1958) y la bibliografía específica para cada uno de los grupos taxonómicos presentes.

RESULTADOS

En las clausuras en aguas libres y en el juncal el pH fue levemente alcalino y osciló dentro de un rango estrecho (8,48 - 8,81). Se observó que fue levemente mayor en las clausuras sin peces y menor en el exterior. La temperatura osciló entre 22 y 25 °C excepto en el tratamiento inicial (Ti) cuando la temperatura ambiente fue de 34 °C. La conductividad varió en un rango estrecho entre 1.520 y 1.550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. El nivel de saturación de oxígeno fue siempre elevado tanto en las clausuras como en la laguna. Se

Tabla 1. Parámetros físico-químicos medidos en las clausuras en aguas libres y en la laguna durante el período de muestreo.

	Ti	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5
<i>Clausura con peces (AP)</i>						
Temperatura (° C)	27,90	24	24,2	24,3	22,5	23,6
pH	8,65	8,75	8,72	8,68	8,55	8,53
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1530	1550	1520	1520	1540	1540
Turbidez (NTU)	62	50	57	64	50	61
OD (mg.l ⁻¹)	9,4	7,3	8,16	8,76	7,09	8,12
Transparencia (m)	55	40	45	40	38	40
<i>Clausura sin peces (A)</i>						
Temperatura (° C)	28,1	24,1	24,2	24,2	22,7	23,3
pH	8,68	8,81	8,71	8,78	8,74	8,62
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1540	1540	1540	1540	1550	1550
Turbidez (NTU)	58	49	58	60	52	58
OD (mg.l ⁻¹)	8,9	7,21	8,45	9,02	7,62	7,6
Transparencia (m)	55	40	40	40	40	40
<i>Aguas libres (Ae)</i>						
Temperatura (° C)	28	24,1	24,6	24,8	21,9	23
pH	8,81	8,59	8,64	8,68	8,48	8,53
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1480	1540	1540	1530	1545	1540
Turbidez (NTU)	58	46	56	58	49	55
OD (mg.l ⁻¹)	8,55	5,04	8,23	9,58	6,97	8,2
Transparencia (m)	55	45	40	45	38	45

Tabla 2. Parámetros físico-químicos medidos en las clausuras en juncal y en la laguna durante el período de muestreo.

	Ti	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5
<i>Clausura con peces (JP)</i>						
Temperatura (° C)	25,9	23,7	24,1	24,3	22,8	23
pH	8,71	8,71	8,77	8,76	8,71	8,72
Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1530	1540	1540	1520	1550	1540
Turbidez (NTU)	58	49	62	60	55	64
OD (mg.l^{-1})	9,69	7,56	9,04	9,18	8,1	7,35
Transparencia (m)	50	40	45	40	40	45
<i>Clausura sin peces (J)</i>						
Temperatura (° C)	27,1	23,5	24,3	24,4	22,8	23,2
pH	8,75	8,77	8,79	8,76	8,74	8,69
Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1530	1550	1540	1540	1540	1555
Turbidez (NTU)	58	48	57	57	53	60
OD (mg.l^{-1})	9,21	7,98	8,85	8,7	7,7	7
Transparencia (m)	50	40	40	40	40	40
<i>Juncal (Je)</i>						
Temperatura (°C)	27,1	23,4	24,7	24	22,5	23,4
pH	8,65	8,65	8,72	8,64	8,56	8,63
Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1530	1550	1540	1540	1540	1540
Turbidez (NTU)	57	49	57	60	47	57
OD (mg.l^{-1})	8,69	5,17	8,26	9,53	6,84	7,07
Transparencia (m)	50	40	40	40	40	40

observó anoxia en los sedimentos de la laguna (Ae y Je) pero no en el fondo de las clausuras. La turbidez no mostró diferencias entre los tratamientos. Los valores más bajos correspondieron a mediciones realizadas al amanecer y aumentaron hacia el mediodía y el atardecer. La transparencia no presentó variaciones marcadas durante el período de muestreo y no hubo diferencias en las mediciones obtenidas dentro y fuera de las clausuras (Tablas 1 y 2).

En el fitoplancton se registraron 74 especies pertenecientes a los siguientes grupos algales: 19 cianofitas, 43 clorofitas, 7 diatomeas, 3 pirrofitas y 2 euglenofitas. La cianofita dominante fue *Gloeocapsa dermochroa*. Las clorofitas estuvieron mejor representadas por *Tetraedron minimum*, *Oocystis parva*, *Monoraphidium braunii* y *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minor*. La diatomea mejor representada fue *Cyclotella meneghiniana*, y entre las criptofitas *Cryptomonas erosa* var. *reflexa*.

En el sector de aguas libres la clausura con peces (AP) fue la que presentó la mayor densidad de fitoplancton (Figura 2a). *Gloeocapsa dermochroa* fue

la especie más abundante en AP y en A. En Ti se registraron densidades similares y a partir de T1 aumentó en la clausura con peces disminuyendo hacia T5 (Figura 3). Las especies de clorofitas mejor representadas, pero con densidades muy inferiores a *Gloeocapsa dermochroa*, fueron *Oocystis parva* y *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minor*.

En A se manifestaron dos picos de fósforo total (TP) con valores de 500 y 653 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Los mismos ocurrieron al amanecer durante el período de menor actividad algal (T1 y T4 respectivamente) (Figura 2b).

En el sector Juncal la clausura con peces (JP) es la que registró la menor densidad de fitoplancton (Figura 2c). *Gloeocapsa dermochroa* fue la dominante, pero a diferencia de las clausuras en aguas abiertas, mostró la misma tendencia en los tratamientos con y sin peces (Figura 3). Se observó un pico de nitritos y nitratos en T1 y el fósforo total varió entre 194 y 347 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Figuras 2c y d). En la clausura sin peces (J) los valores de fósforo reactivo soluble (SRP) variaron entre 89 y 137 $\mu\text{g.l}^{-1}$ mientras que el PT entre 194 y 423 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Los valores máximos se

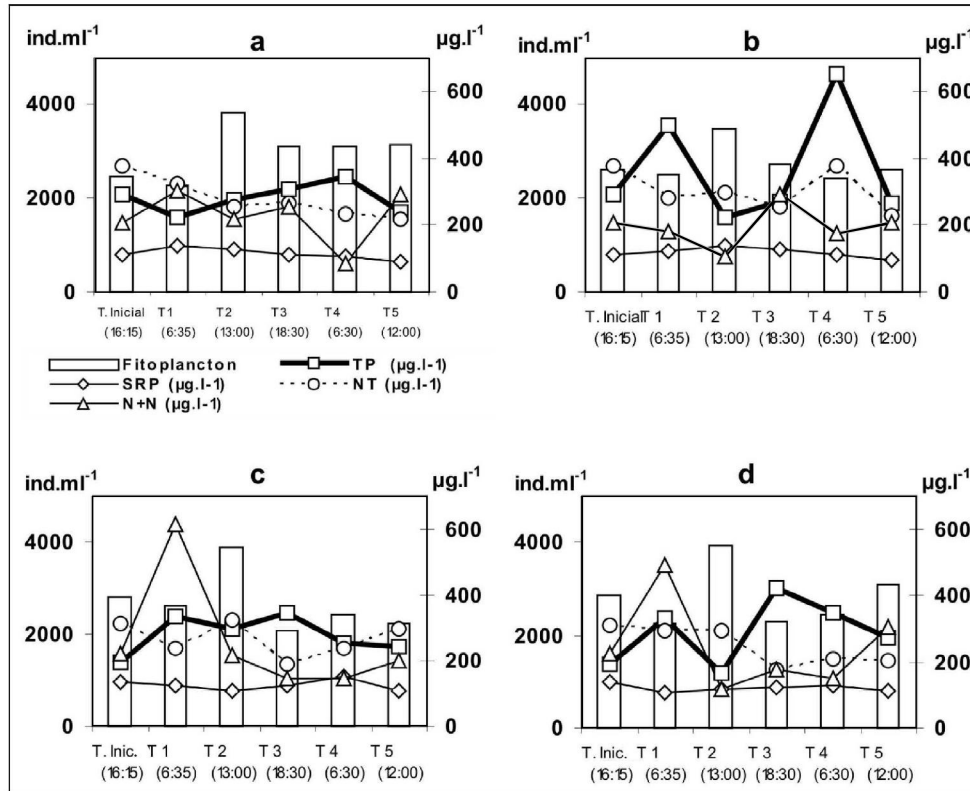


Figura 2. Variación de la densidad fitoplanctónica, del fósforo reactivo soluble (PRS), del fósforo total (PT), de nitratos y nitritos (N+N) y de nitrógeno total (NT) en a: clausura en aguas libres con peces; b: clausura en aguas libres sin peces; c: clausura en juncal con peces; d: clausura en juncal sin peces.

observaron al amanecer y al atardecer coincidiendo con una menor actividad fotosintética. Hubo un incremento en la densidad algal hacia el final del muestreo (Figura 2d).

En las experiencias «in situ» el diseño de las clausuras resultó adecuado tanto con respecto a la resisten-

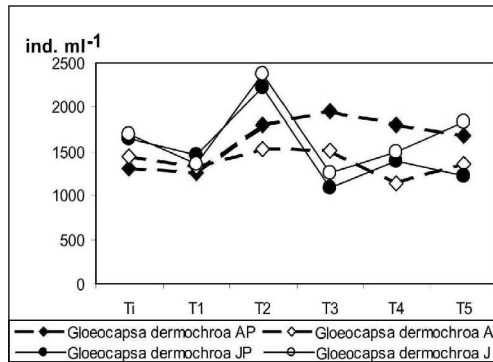


Figura 3. Densidad de *Gloeocapsa dermochroa* durante el experimento «in situ».

cia al oleaje y al viento como al mantenimiento de las condiciones de temperatura y conductividad que fueron similares en las clausuras y en la laguna (Figura 4).

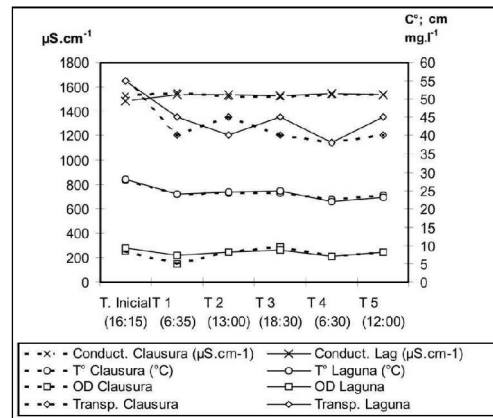


Figura 4. Variación de la conductividad, la transparencia, el pH y del oxígeno disuelto en la laguna y en las clausuras.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La menor biomasa fitoplanctónica en presencia de macrófitas sumergidas puede deberse a mecanismos como la presión de pastoreo por parte de peces sobre el zooplancton y a cambios en el ciclo de nutrientes. Las macrófitas al disminuir la disponibilidad del fósforo y del nitrógeno afectan potencialmente a la biomasa de fitoplancton y al crecimiento y la competencia dentro del mismo (Søndergaard & Moss, 1998). En las clausuras en aguas libres con peces el efecto de la depredación sobre el zooplancton fue más marcado que en el juncal. Esto coincide con que el zooplancton de mayor tamaño es abundante en las zonas con macrófitas sumergidas donde encuentra su refugio diurno contra la depredación por peces (Søndergaard & Moss, 1998). En estas clausuras se hallaron las mayores densidades de algas clorofitas palatables hacia el final del experimento.

En el juncal no se observaron diferencias en la densidad fitoplanctónica entre las clausuras con y sin peces. Esto puede deberse a que la densidad de macrófitas debe alcanzar cierto umbral antes de tener un efecto significativo sobre el fitoplancton (Søndergaard & Moss, 1998).

Los valores de temperatura, transparencia y conductividad fueron semejantes dentro y fuera de las clausuras demostrando que el diseño de las mismas resultó ser el adecuado para esta experimentación. El fósforo total presentó los valores máximos en las clausuras sin depredación en aguas libres al amanecer y en juncal al amanecer y al atardecer. Esto coincidió con una disminución en la densidad algal, una menor actividad fotosintética y a un bajo consumo por parte del fitoplancton. Este aumento en la concentración de fósforo total puede atribuirse al efecto del pastoreo sobre el fitoplancton pero el hecho que coincida

con los períodos de baja actividad fotosintética podría indicar que esas variaciones se deben más al metabolismo de las algas que a una disminución en su densidad.

Los resultados obtenidos en este estudio preliminar evidencian la importancia de los ciclos diarios en la actividad metabólica de las algas como factor de control en la disponibilidad de nutrientes. La realización de nuevos experimentos durante períodos más prolongados, para poder evaluar mejor los factores que regulan las relaciones tróficas en la laguna, deberán considerar este factor como relevante para los diseños de muestreo y en el análisis de los resultados.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Marcelo Martínez Leanes por permitirnos el acceso a la laguna y a Roberto Aranda por su apoyo para la realización de los muestreos. Este trabajo fue subvencionado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (PIP N° 2216).

BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. APHA, Washington, D.C. 1550p.
- Boltovskoy, A.; A. Dipolitto; M. Foggetta; N. Gomez & G. Alvarez.** 1990. La laguna Lobos y su afluente: limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* 14: 1-38.
- Boveri, M. & R. Quirós.** 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1274-1278.
- Dangavs, N.** 1973. Estudios geológicos en la laguna de San Miguel del Monte, prov. Bs. As., Rep. Argentina. *Rev. Museo La Plata* 8: 281-313.
- Dangavs, N & D. Merlo.** 1980. Recursos acuáticos superficiales del partido de General Paz, prov. de Bs. As. Ministerio de Economía de la Prov. Bs. As. 90p.
- González Sagrario, M. A. & E. Balseiro.** 2002. Phytoplankton biomass control by

- zooplankton in a shallow lake of Argentine Pampa. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1588-1592.
- Guarrera, S.** 1962. Estudios limnológicos en la laguna San Miguel del Monte, con especial referencia al fitoplancton. *Rev. Museo La Plata* 9 (Bot.): 125-164.
- Izaguirre, I. & A. Vinocur.** 1994a. Algal assemblages from shallow lakes of the Salado River Basin. *Hydrobiologia* 289: 57-64.
- Izaguirre, I. & A. Vinocur.** 1994b. Typology of shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia* 277: 49-62.
- Mac Donagh, M. E.; G. Ruiz; L. Solari & N. A. Gabellone.** 2000 Fitoplancton de una laguna de moderada eutrofia en la provincia de Buenos Aires. *Diversidad y Ambiente* 1: 37-43.
- Moss, B.; D. Stephen; D. Balayla; E. Becarés; S. Collings; C. Fernandez-Alaez; M. Fernandez-Alaez; C. Ferriol; P. García; J. Gomá; M. Gyllstrom; L. Hansson; J. Hietala; T. Kairesalo; M. Miracle; S. Romo; J. Rueda; V. Russell; A. Stahl-Delbanco; M. Svensson; K. Vakkilainen; M. Valentin; W. Van-De Bund; E. Van Donk; E. Vicente & M. Villena.** 2004 Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Fresh. Biol.* 49: 1633-1649.
- Solari, L.; M. E. Mac Donagh & G. Ruiz.** 2002. Vertical distribution of phytoplankton in a pampean shallow lake. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 28: 1362-1365.
- Søndergaard, M. & B. Moss.** 1998. Impact of submerged macrophytes of phytoplankton in shallow freshwater lakes. En: E. Jeppesen; M. Søndergaard; M. Søndergaard & K. Christoffersen (eds.). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer-Verlag, New York, USA. 115-132p.
- Utermöhl, H.** 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitt. Internat. Ver. Limnol.* 9: 1-38.
- Williams, W. D.** 1996. The largest, highest and lowest lakes of the world: saline lakes. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 26: 61-81.