



## INTRODUCCIÓN

Desde los inicios de la limnología se utilizaron los términos eutrófico y oligotrófico para designar ambientes con abundancia o escasez de organismos, materia orgánica y nutrientes. Son lagos eutróficos aquellos en que la disponibilidad de nutrientes permite sustentar una abundante biomasa y por el contrario resultan oligotróficos los ambientes prístinos en los cuales la escasa disponibilidad limita el desarrollo de la actividad biológica.

El estudio de la eutrofización de los lagos mereció la atención de los especialistas en las décadas siguientes a la posguerra en la cual se observaron cambios sociales importantes, cambios en la forma de producción agropecuaria, con la incorporación de tecnología basada en la utilización masiva de fertilizantes inorgánicos en reemplazo de los clásicos abonos orgánicos, una importante migración del campo a la ciudad y el consecuente incremento de la urbanización y la natalidad.

Originariamente los términos eutrófico y oligotrófico tenían un significado cualitativo para describir dos tipos de ambientes distintos. No fue sino hasta el trabajo encomendado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD) a Vollenweider (1976) que se desarrolló una escala basada en la concentración de clorofila, que permitiera dar al tema un enfoque cuantitativo.

Existen cuerpos de agua en los cuales la carga de fósforo (P) proviene en una mayor proporción de fuentes no puntuales (Robertson 1997; Juracek 1998) existentes en la cuenca con el consecuente transporte de nutrientes desde las zonas agrícolas, a los ecosistemas acuáticos. En muchas partes de Australia, por ejemplo son los aportes de P provenientes de fuentes no puntuales como el uso de las tierras por la agricultura, los que han determinado la eutrofización de las aguas superficiales (Kirkby *et al.* 1997).

En ocasiones, la producción primaria esta limitada por la disponibilidad de nitrógeno. La producción de N inorgánico en el suelo dependerá de la biomasa microbiana y de su actividad, en la biomasa microbiana activa se realiza la mayor producción de N inorgánico aumentando la importancia de la temperatura y la lluvia como factores de mineralización determinantes (Murphy 1998).

La construcción del Embalse San Roque en una zona semiárida donde el recurso hídrico es limitado resulta de suma importancia para la provisión de agua necesaria para el sustento de la actividad y el desarrollo de la zona. La fuerte presión antrópica sobre el embalse lo han convertido en receptor tanto de descargas contaminantes provenientes de las localidades ubicadas en la cuenca, como de nutrientes provenientes de fuentes naturales.

Existen antecedentes de estudios sobre la calidad física, química del agua y el fitoplancton. El primer estudio consistente sobre el fitoplancton corresponde al de Guarrera (1948), y posteriormente se destacan los trabajos de Bonetto *et al.* (1976), Gavilán (1978), Ormeño y Busso (1986) y Prósperi (2000).

En el período estival 1998-1999 se observó una floración de la especie *Ceratium hirundinella* (Dinoflagelado) no descripta hasta el momento, ocasionando problemas en el proceso de potabilización de las aguas (colmatación de filtros) en la empresa Aguas Cordobesas S.A. (Girbal *et al.* 2000). En el caso particular de *C. hirundinella*, su gran movilidad, su tamaño y su capacidad de producción de polisacáridos afectan el tratamiento, especialmente cuando se opera con la coagulación sobre filtros, afectando además el proceso de decantación.

El presente trabajo tuvo el objetivo de estudiar y caracterizar el régimen trófico de un embalse en un ambiente serrano y semiárido, en particular determinar la influencia de los factores naturales y antrópicos y las características físicas del lago que regulan el desarrollo del fitoplancton.

### AREA DE ESTUDIO

La cuenca del embalse San Roque (31° 22' 56" S, 64° 27' 56" O) integra la cuenca alta del río Suquía o Primero, componente éste del sistema endorreico de la laguna de Mar Chiquita en la provincia de Córdoba. El embalse está ubicado en el Valle de Punilla (600 msnm) a 35 km al Oeste de la ciudad de Córdoba (Fig. 1) y el área de drenaje comprende una superficie de 1.750 km<sup>2</sup> recibiendo el aporte de cuatro tributarios, ríos San Antonio, Cosquín, Los chorrillos y Las Mojarras.

La cuenca del embalse esta bajo el dominio del clima templado serrano, la temperatura media anual es de aproximadamente 14 °C, la máxima media anual fluctúa entre 14 y 22 °C, y la mínima media anual esta en el orden de los 10 °C al nivel del lago (Vázquez *et al.* 1979). Se observa en la cuenca la alternancia de años muy húmedos, 1.000 mm, con otros secos que apenas superan los 400 mm y a su vez el régimen de precipitación en el período anual se presenta con una gran variación espacio temporal, distribuyéndose en dos ciclos bien diferenciados: uno húmedo (octubre - abril) y otro seco (mayo - septiembre).

La diversidad de paisajes de la cuenca se explica por la forma en que están dispuestas las geoformas, por las condiciones climáticas, la respuesta de las cuencas hídricas, la evolución del tapiz vegetal y las diferencias en los distintos tipos de suelos. El ambiente serrano de la cuenca del embalse está caracterizado por sierras, valles y pampas de altura con la vegetación dispuesta en pisos perteneciente a la Gran Región Neotropical, y dentro de esta, al Dominio Chaqueño y Provincia del Monte (Cabrera 1971). A nivel de Distrito corresponde al Bosque Serrano (Vázquez *et al.* 1979).

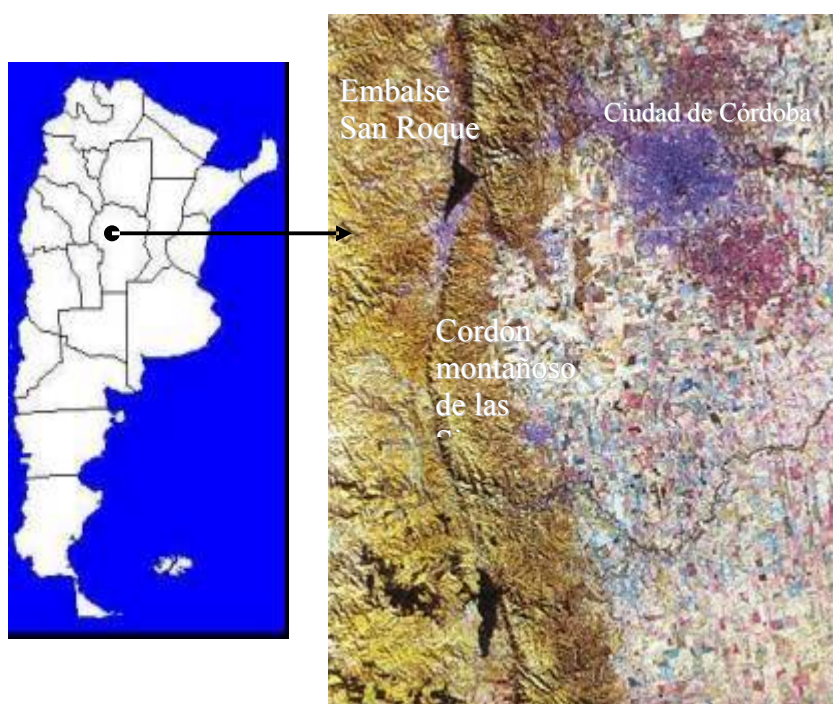


Figura 1. Localización del embalse San Roque, entre el cordón de las Sierras Chicas Chicas y las Sierras Grandes.

Los vientos predominantes son del cuadrante sur y norte, pero están sujetos a las variaciones propias de la morfología del relieve. El trimestre octubre-diciembre se presenta como el más ventoso. La intensidad media de los eventos varía entre 2-24 km/h con rangos que pueden triplicar la intensidad promedio de los eventos ocurrientes en el mes. La velocidad media mensual del viento varía entre 5 y 6 km/h con un promedio anual de 5,7 km/h y los eventos más probables tienen una velocidad media entre 2 y 4 km/h y una duración de 2 a 4 horas (Dasso y López 2000).

El Dique del embalse San Roque fue construido por primera vez en 1888 y reemplazado por la presa actual en 1944. Esta construido de Hormigón, tipo Gravedad, planta curva, presenta un vertedero y válvulas de fondo que comenzaron a funcionar en el año 01-02 (20/02/02) Tabla 1. El embalse se construyó con el objetivo de control de las crecientes del caudal del río Suquía, abastecer de agua a la Ciudad de Córdoba (1.300.000 habitantes, censo 2001), proveer de agua para riego así como la generación de energía hidroeléctrica.

Tabla 1. Principales Características del embalse según la Dirección Provincial de Hidráulica  
\*Ambrosino y Heredia (1987).

Superficie cota labio vertedero	16,39 Km <sup>2</sup> (1.639 Ha)
Volumen máximo	201,1 hm <sup>3</sup> año 1929 (reducido a 189,37 hm <sup>3</sup> año 1987)*
Volumen mínimo	56 hm <sup>3</sup>
Máxima profundidad (cota labio vertedero):	35,3 m (reducido a 27 m)*
Profundidad media	13 m
Profundidad máxima	29,5 m
Nivel del agua	Regulado
Fluctuación anual del nivel	Aproximadamente 6 m
Tiempo de residencia del agua	0,1 – 0,6 año

El antiguo muro de la primera presa permanece cubierto por el agua. Entre ambos cierres y en la zona del vertedero se encuentra la toma de agua la Empresa Provincial de Energía de Córdoba (EPEC) situada a 13,2 m sobre el lecho. El abastecimiento de agua para consumo de la ciudad de Córdoba representa un caudal medio de 4,7 m<sup>3</sup>/s. El agua es conducida desde el embalse hasta la central hidroeléctrica La Calera, la toma de agua para la ciudad de Córdoba se efectúa desde el canal de descarga y es conducida por acueductos hasta la Planta Potabilizadora Suquía. Un caudal mucho menor es tomado del lago para la provisión de las municipales adyacentes al embalse.

El volumen de agua del embalse se redujo en los últimos 60 años por una colmatación de 11,73 hm<sup>3</sup> (volumen de sedimentos) que representa una pérdida de capacidad del embalse del 5,83%, degradación específica de 142 tn/km<sup>2</sup>año y una pérdida media anual de capacidad de 0,106 %/ año. Estas características concuerdan con las características geológicas de la cuenca, basamento cristalino de carácter ígneo y metamórfico con relación a los materiales friables (Ambrosino y Heredia 1987).

## METODOLOGIA

Se seleccionó una estación de muestreo en el centro del embalse y las actividades de monitoreo fueron llevadas a cabo entre 1999 y 2004 (comenzando el ciclo hidrológico en septiembre y finalizando en agosto del año siguiente) en el año 1999-2000 con una frecuencia

semanal en verano y quincenal el resto del año, y luego mensualmente hasta el ciclo hidrológico 2003-2004 inclusive.

En el centro del lago se realizaron mediciones *in situ* con una Sonda Multiparamétrica Horiba U-23 (30 m) para la determinación del oxígeno disuelto (OD), pH, temperatura y conductividad del agua. Los registros de la temperatura del agua y de OD se tomaron cada un metro en la vertical.

Las muestras de agua se tomaron a dos profundidades: a nivel superficial (0,2 m) y a un metro por encima de la interfaz sedimento/agua con la ayuda de una botella de tipo Van Dorn de 2 litros de capacidad. La transparencia del agua se midió como la profundidad de visión del Disco de Secchi (DS). Las muestras de agua fueron colectadas en ambas profundidades para la determinación de fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), y las fracciones de nitrógeno inorgánico disuelto, amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Se determinó además la alcalinidad, la concentración de los iones  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , Fe y Mn total, la concentración de clorofila *a* y la densidad del fitoplancton.

Durante las actividades de muestreo se registró la profundidad total de la estación del centro (z) y los datos de cota diaria del embalse. Los volúmenes, los caudales diarios erogados y el aporte total diario desde la cuenca fueron obtenidos en la Dirección Provincial de Aguas y Saneamiento del Gobierno de Córdoba (DiPAS). El caudal erogado está formado por el caudal de toma permanente que realiza la Empresa Provincial de Energía de Córdoba (EPEC), el caudal de salida por las válvulas de fondo y el vertedero cuando éstos están operando.

En cada uno de los ciclos hidrológicos se calcularon características anuales, de verano y primavera verano: área media ocupada por el espejo de agua (A) en función de la cota del embalse [(68,29x m de cota) – 782,06] (Morillo 2002), volumen medio, profundidad media ( $z = \text{vol}/A$ ). El tiempo de residencia del agua ( $t_w$ ), se lo calculó como el cociente entre volumen y el aporte total anual proveniente de cuenca (E). La carga hidráulica ( $q_s$ ) fue calculada a su vez como el cociente entre la profundidad media y el tiempo de residencia hidráulico (Mills *et al.* 1985) y Chapra (1997).

Las muestras de agua obtenidas en campo, fueron conservadas en frío y luego filtradas con filtros de acetato de celulosa de 0,45 micras de poro (Millipore) en laboratorio, en el intervalo de las seis horas posteriores a su recolección, y procesadas al día siguiente (APHA 1998).

La recolección de agua para análisis de la clorofila *a* se realizó en envases de polietileno previamente lavados (HCl diluido al 30%) y enjuagados con agua destilada. Las concentraciones de los iones se determinaron por cromatografía iónica. La concentración de PT fue determinada en la muestra sin filtrar y en el filtrado se determinó la concentración de PRS, nitrato, nitrito y amonio siguiendo los métodos preconizados por APHA (1998). Se midieron las concentraciones de PT por el método de reducción por digestión con persulfato, de PRS por reducción con ácido ascórbico, amonio por método del azul indofenol modificado de APHA (1998), nitrito por el método de diazotación y nitratos por reducción en columna de cadmio.

La concentración de clorofila *a* se determinó por espectrofotometría (APHA 1998) y la densidad de fitoplancton mediante recuento del número total de organismos después de filtración con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C. Se identificó la composición del fitoplancton hasta la categoría de géneros y de especie, para las algas más frecuentes, con claves de identificación de Lopretto y Tell (1995) y Bourrelly (1972).

## RESULTADOS

El embalse muestra una gran variabilidad en sus aspectos hidrológicos y en sus propiedades morfométricas. Los eventos de lluvias intensas son frecuentes entre octubre y abril (período estival) y a su vez el estiaje queda comprendido entre los meses de mayo y septiembre.

En primavera verano y parte del otoño se realiza la mayor contribución de agua al embalse, entre un 80 y 87 % del aporte anual. En verano del año 1999-2000 el Embalse San Roque alcanzó el mayor volumen medio y en primavera los mayores volúmenes a nivel diario como también el máximo del estudio de 268,6 hm<sup>3</sup> (cota: 39,2 m) (Tabla 2). Este máximo fue debido a un evento de lluvia ocurrido el 1/11/99 el cual produjo una escorrentía hacia el embalse de 103,9 hm<sup>3</sup> (Fig. 2), y la descarga por vertedero durante 13 días consecutivos alcanzando un caudal de hasta 233 m<sup>3</sup>/s. Las profundidades en el sitio del centro del embalse se registraron hasta los 20 m y el tw fue mínimo en términos anuales.

En los años sucesivos los volúmenes de agua se registraron menores, el aumento de nivel de agua se inició lentamente con las precipitaciones en noviembre y diciembre, y con anterioridad en el 2001-2002. Los mayores almacenamientos de agua se realizaron en verano y en otoño (febrero 01-02 y en marzo-abril del 2000-2001, 2002-2003 y 2003-2004). A su vez en el año más seco 2003-2004 se registraron volúmenes de agua menores a 127 hm<sup>3</sup> (período 9/11/03 - 4/12/03) y el mínimo del estudio de 117,1 hm<sup>3</sup> (cota: 32,59 m el 29/11/03) Los datos de DIPAS muestran que el volumen de agua escurrido superficialmente hacia el embalse disminuye progresivamente en los cinco años analizados, el ciclo hidrológico 1999-2000 resultó ser el más húmedo y el 2003-2004 el año más seco, tres veces menor al primero. La mayor diferencia de 200 hm<sup>3</sup> se registró entre el primer año y el siguiente y en los años consecutivos la diferencia fue aproximadamente de 100 hm<sup>3</sup> entre años.

Tabla 2. Características morfométricas anuales y estacionales registradas en 5 años hidrológicos, pv: primavera verano, v: verano, E: escurrimiento superficial, tw: tiempo de residencia, z: profundidad, A: área y qs: carga hidráulica.

		volumen		E total (hm <sup>3</sup> )	Gasto			tw año	z media m	A media ha	qs m/año
		medio (hm <sup>3</sup> )	min-max (hm <sup>3</sup> )		válv fondo (hm <sup>3</sup> )	vertedero (hm <sup>3</sup> )	usina EPEC (hm <sup>3</sup> )				
<b>1999-2000</b>	anual	189	(159 - 269)	844	0	338	487	0.2	12.0	1577	54
	pv	196	(159 - 267)	654	0	320	285	0.3	12.2	1604	41
	v	200	(190 - 212)	219	0	54	167	0.9	12.3	1623	13
<b>2000-2001</b>	anual	182	(146 - 219)	528	0	102	436	0.3	11.8	1547	34
	pv	181	(146 - 219)	304	0	33	230	0.6	11.8	1540	20
	v	193	(190 - 212)	219	0	5	151	0.9	12.3	1592	13
<b>2001-2002</b>	anual	180	(138 - 214)	445	21	13	366	0.4	11.7	1535	29
	pv	183	(138 - 214)	306	21	13	199	0.6	11.8	1550	20
	v	191	(176 - 214)	186	21	13	120	1.0	12.0	1584	12
<b>2002-2003</b>	anual	175	(127 - 216)	366	0	0	348	0.5	11.6	1513	24
	pv	168	(127 - 206)	232	0	0	179	0.7	11.4	1478	16
	v	191	(180 - 206)	135	0	0	120	1.4	12.1	1587	8
<b>2003-2004</b>	anual	167	(117 - 221)	267	0	0	249	0.6	11.3	1474	18
	pv	153	(117 - 192)	159	0	0	116	1.0	10.8	1407	11
	v	170	(148 - 192)	103	0	0	60	1.7	11.4	1490	7

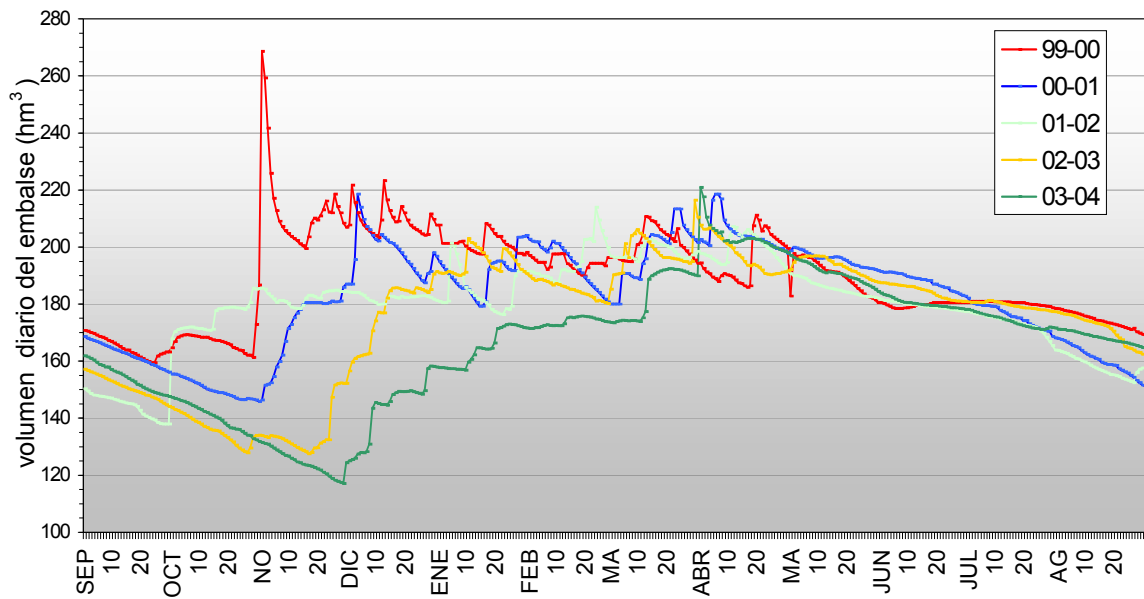


Figura 2. Volúmenes diarios del embalse durante 5 años hidrológicos calculados por DiPAS, Gobierno de la Provincia de Córdoba.

En el año 99-00, el más lluvioso del período de estudio, la temperatura del agua varió entre 8,7 y 24,8 °C en superficie y entre 8,7 y 19,4 °C en el fondo, la mínima se registró en julio y la máxima en enero. A partir de octubre el embalse comenzó a estratificarse térmicamente y se evidenció entre diciembre y febrero un estrato superficial más cálido presente hasta los 6-9 m de profundidad seguido de un gradiente de disminución de la temperatura con la profundidad que generalmente llegó hasta los 8-10 metros (Fig. 3). A fines de abril se mezcló la columna de agua resultando en un perfil de temperatura homogénea hasta la primavera siguiente.

Las concentraciones superficiales de oxígeno disuelto variaron en el rango comprendido entre 6,3-15 mg/l, la menor concentración fue registrada en otoño (28/03/00) y la mayor en verano (11/01/00). Las medias estacionales resultaron 10,6 mg/l en primavera y verano, 7,7 mg/l en otoño y 11,8 mg/l en invierno. Los perfiles verticales de oxígeno disuelto se mostraron asociados a los de temperatura registrando una disminución de la concentración en profundidad a partir de la primavera (octubre, Fig. 4.). El hipolimnion registró condiciones de anoxia a fines de enero, condición que se mantuvo hasta fines de abril. En otoño se restituyeron las concentraciones de oxígeno disuelto en el fondo y se registraron mayores valores en la vertical.

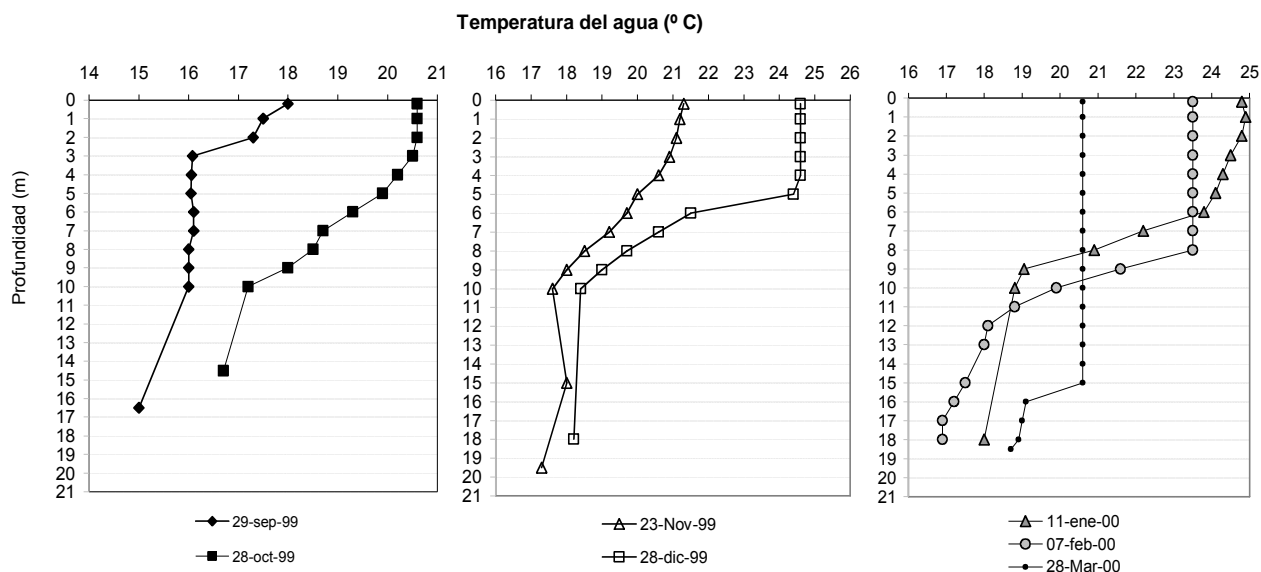


Figura 3. Perfiles verticales de la temperatura del agua registrada en el año húmedo 1999-2000.

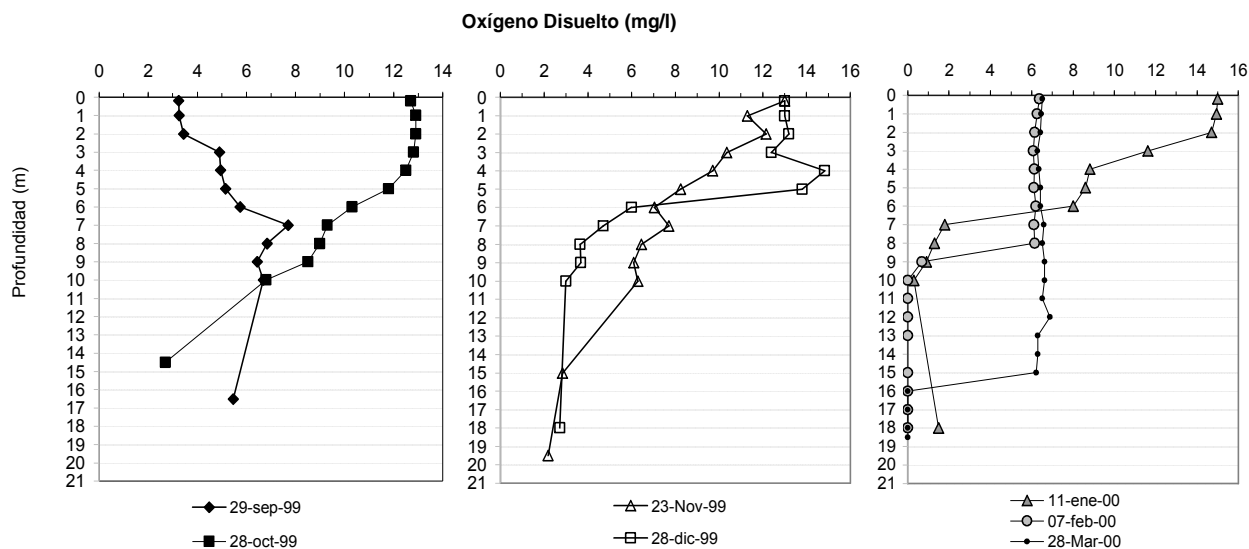


Figura 4. Perfiles verticales de oxígeno disuelto registrados en el año húmedo 99-00.

Las aguas del embalse son alcalinas, el pH registró variaciones en el rango comprendido entre 6,7 y 9,4, con una media de 8,2. Los mayores valores, y en particular valores superiores a 8,3, se registraron en primavera-verano. El pH en superficie registró una disminución importante el 10 de noviembre, después de una intensa lluvia que significó un aporte de agua al embalse de 205 hm<sup>3</sup> (Fig. 2), y registró aumentos sucesivos hasta el máximo registrado a principios de enero acompañando el aumento de la concentración de clorofila producido en el período, que se comenta mas adelante. Durante marzo 2000 se registró una disminución progresiva que culminó en el mínimo registro en coincidencia con la profundización de la termoclina, indicativa del aumento de la profundidad de mezcla de la columna de agua. En el fondo, los valores de pH registraron una variación comprendida en el rango 6,4 - 8,2 y esta variable se correlacionó inversamente con la temperatura ( $r = -0,7$   $p < 0,005$   $N = 28$ ).

La alcalinidad registró el mínimo anual de 59 mg/l con el aumento del volumen de agua producido a principios de noviembre. Las máximas concentraciones superficiales se determinaron



en verano e invierno, 95 mg/l el 17 de enero y 103 mg/l el 29 de agosto registrando correlación inversa con el volumen del embalse ( $r = -0,61$   $p < 0,05$   $N = 26$ ). En el fondo, las concentraciones fueron menores durante el verano y similares en otoño invierno.

La conductividad de las aguas varió en el rango 165-345  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en superficie y entre 103 y 336  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en fondo. La composición iónica media del agua fue del tipo bicarbonatada cálcico sódica (Tabla 3). La conductividad y los iones, especialmente el sodio y el sulfato, registraron una tendencia declinante en primavera, con importantes descensos en coincidencia con dos eventos de lluvia acaecidos el 10 de noviembre y el 13 de diciembre de 1999 que representaron un aporte de la cuenca de 205 y 223  $\text{hm}^3$ , respectivamente (Fig. 5 a).

Tabla 3. Concentraciones medias y rango de variación del pH, alcalinidad, iones y conductividad registrado durante 5 años hidrológicos en superficie y fondo.

	pH	Alcalinidad (mg/l)	Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	$\text{Ca}^{2+}$ (mg/l)	$\text{Na}^+$ (mg/l)	$\text{Mg}^{2+}$ (mg/l)	$\text{K}^+$ (mg/l)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	$\text{Cl}^-$ (mg/l)
<i>superficie</i>									
1999-2000	8,2 (7-9,4)	83 (59-103)	242 (165-345)	20,3 (14,1-24,6)	17 (9-26)	4,2 (2,4-6)	2,1 (1,8-2,7)	15 (8-29)	4,4 (3,1-7,2)
2000-2001	8,1 (7,3-8,7)	91 (65-116)	325 (211-492)	21,1 (12,1-29,5)	24 (13-34)	4,8 (2,8-6,8)	2,2 (1,8-2,7)	26 (11-46)	6,1 (3,2-8,9)
2001-2002	7,3 (6,1-8,6)	74 (58-86)	243 (144-333)	15,8 (11,6-20,6)	20 (14-25)	3,8 (2,7-5,3)	2 (1,6-2,3)	21 (14-28)	4,7 (3,6-5,9)
2002-2003	7,4 (6-9,2)	71 (56-92)	216 (158-314)	19,1 (14,4-24,8)	21 (13-33)	4,2 (3-6,4)	2,2 (1,7-2,8)	24 (14-44)	5,3 (3,6-8,6)
2003-2004	7,3 (6,4-8,6)	80 (58-106)	237 (158-304)	19,4 (15,3-23,3)	23 (16-32)	4 (2,8-5,4)	2,4 (2-3,1)	28 (17-44)	6,2 (5,2-8,2)
<i>fondo</i>									
1999-2000	7,2 (6,5-8,2)	74 (46-104)	201 (103-336)	17,7 (10,6-25,4)	14 (6-26)	3,6 (2,1-5,8)	2 (1,6-2,6)	12 (5-29)	3,8 (2,3-7,2)
2000-2001	7,5 (6,6-8,1)	83 (42-116)	284 (145-494)	18,9 (6,1-29,7)	21 (8-36)	4,3 (1,5-6,9)	2,3 (1,3-5,2)	23 (9-40)	5,4 (2,2-9,3)
2001-2002	7 (6,4-7,7)	74 (46-85)	238 (105-298)	16,8 (9,5-20,8)	20 (10-25)	3,9 (2,2-5,4)	2 (1,4-2,4)	20 (10-27)	4,7 (2,6-5,8)
2002-2003	7,1 (6,1-8,3)	67 (50-90)	197 (133-288)	17,8 (13,9-25,5)	19 (13-30)	3,9 (2,9-5,3)	2 (1,7-2,6)	21 (13-39)	4,8 (3,5-7,7)
2003-2004	7,1 (6,4-8,1)	78 (58-105)	232 (159-298)	19,5 (14,8-25,4)	23 (15-32)	4 (2,7-5,7)	2,3 (2-2,5)	27 (18-42)	6 (5-7,8)

En verano registraron una tendencia creciente que se acentúa en otoño e invierno. Las concentraciones de sulfato alcanzaron 13-14 mg/l en superficie registrando una importante disminución en profundidad, reduciéndose a concentraciones de 5-6 mg/l en el fondo, en coincidencia con el período de disminución del oxígeno disuelto en el hipolimnion (Fig 5 b).

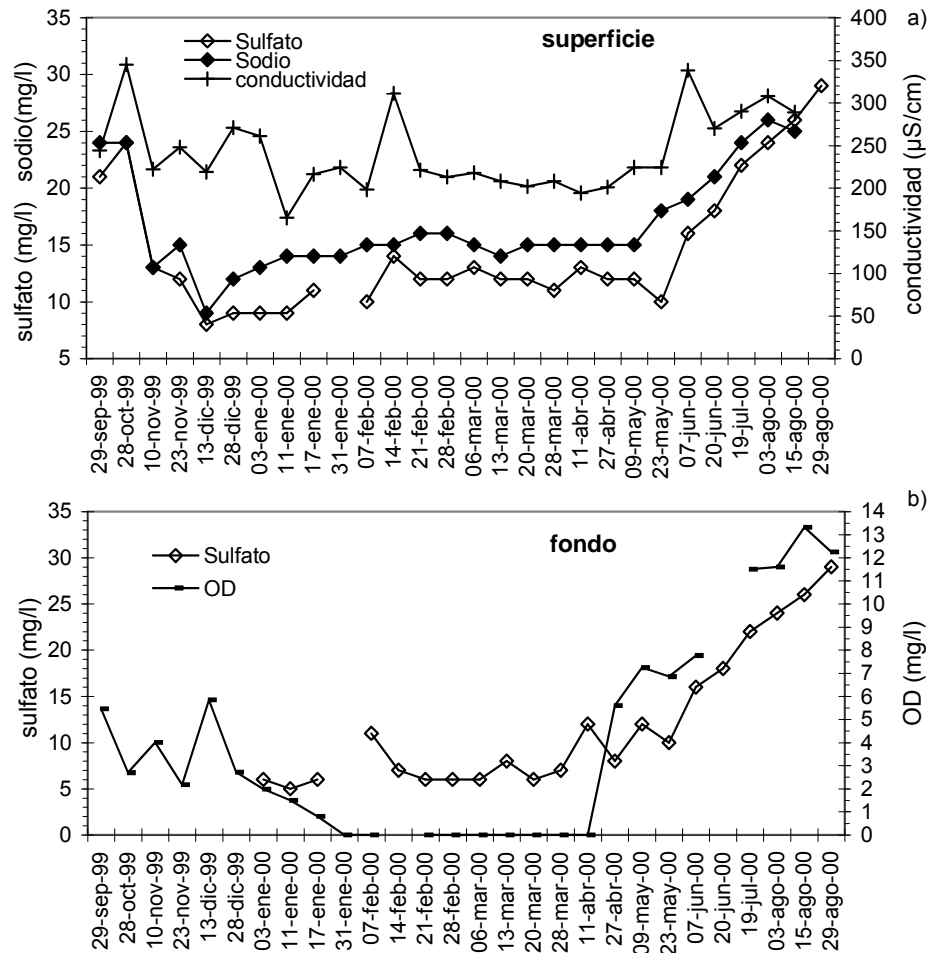


Figura 5. Variación temporal de la conductividad, y de concentraciones de sulfato y sodio en superficie (a); cantidades de sulfato y OD presentes en el fondo (b).

La concentración de calcio en superficie, que también registró una disminución importante con las lluvias de primavera, alcanzó una elevada concentración de 24 mg/l a principios de enero para registrar una disminución progresiva inmediatamente después hasta febrero marzo, y un incremento de su concentración en otoño invierno. La concentración de este ión se correlacionó con la alcalinidad del agua ( $r= 0,8$   $p<0,001$   $N=26$ ).

Las concentraciones de Fe variaron en superficie entre 0,05–0,95 mg/l y en fondo entre 0,14–2,6 mg/l. Las concentraciones de Mn se registraron menores a las de Fe, en superficie variaron entre 0,03-0,07 mg/l y en fondo entre 0,03-1 mg/l. Tanto el Mn como el Fe en el fondo registran una variación estacional con incrementos importantes en coincidencia con la disminución del oxígeno disuelto para alcanzar las mayores concentraciones durante la anoxia y disminuir cuando se restablece el oxígeno en el fondo en otoño.

Las concentraciones superficiales de PT registradas en el embalse variaron en el rango 10-320 µg P/l (Fig. 6). En verano se observó el rango completo de variación, en primavera la

concentración de PT varió entre 80 y 120  $\mu\text{g P/l}$ , siendo menores en otoño (51-100  $\mu\text{g P/l}$ ) e invierno (40-55  $\mu\text{g P/l}$ ). A diferencia de la conductividad e iones principales, se observaron elevadas concentraciones de PT con posterioridad a los eventos de lluvia: los muestreos del 10 de noviembre, 11 y 17 de enero mostraron comparativamente elevadas concentraciones y ocurrieron con posterioridad a precipitaciones y la entrada al lago de 117; 1,3 y 15,5  $\text{hm}^3$  de agua respectivamente. La concentración máxima de 320  $\mu\text{g P/l}$  se produjo con posterioridad a un evento de viento que alcanzó los 30  $\text{km/h}$  el día 4 marzo. Por el contrario, la baja concentración del 3 de enero coincidió con una importante disminución del volumen del embalse de 6,5  $\text{hm}^3$ . Asimismo, las mayores concentraciones de PT determinadas el 11 y 17 de enero y el máximo del 6 de marzo coincidieron también con las mayores concentraciones de clorofila determinadas durante el año. La relación entre la concentración de PT y la de clorofila se discutirá con mayor detalle mas adelante. En el fondo las concentraciones de PT fueron mayores, comprendidas en el rango 30-420  $\mu\text{g P/l}$  y se mostraron mayores a las superficiales en el período primavera-otoño en coincidencia con las menores concentraciones de oxígeno disuelto y en particular durante el periodo de anoxia, cuando las concentraciones de PT resultaron máximas, variando entre 90-420  $\mu\text{g P/l}$  (Fig 6). El PT en el fondo se correlacionó inversamente con el oxígeno disuelto:  $\text{PT} = -20 \text{ OD} + 263$  ( $r = -0,72$   $p < 0,05$   $N = 26$ ). A fines de otoño y durante el invierno el PT se distribuyó uniformemente en el gradiente vertical.

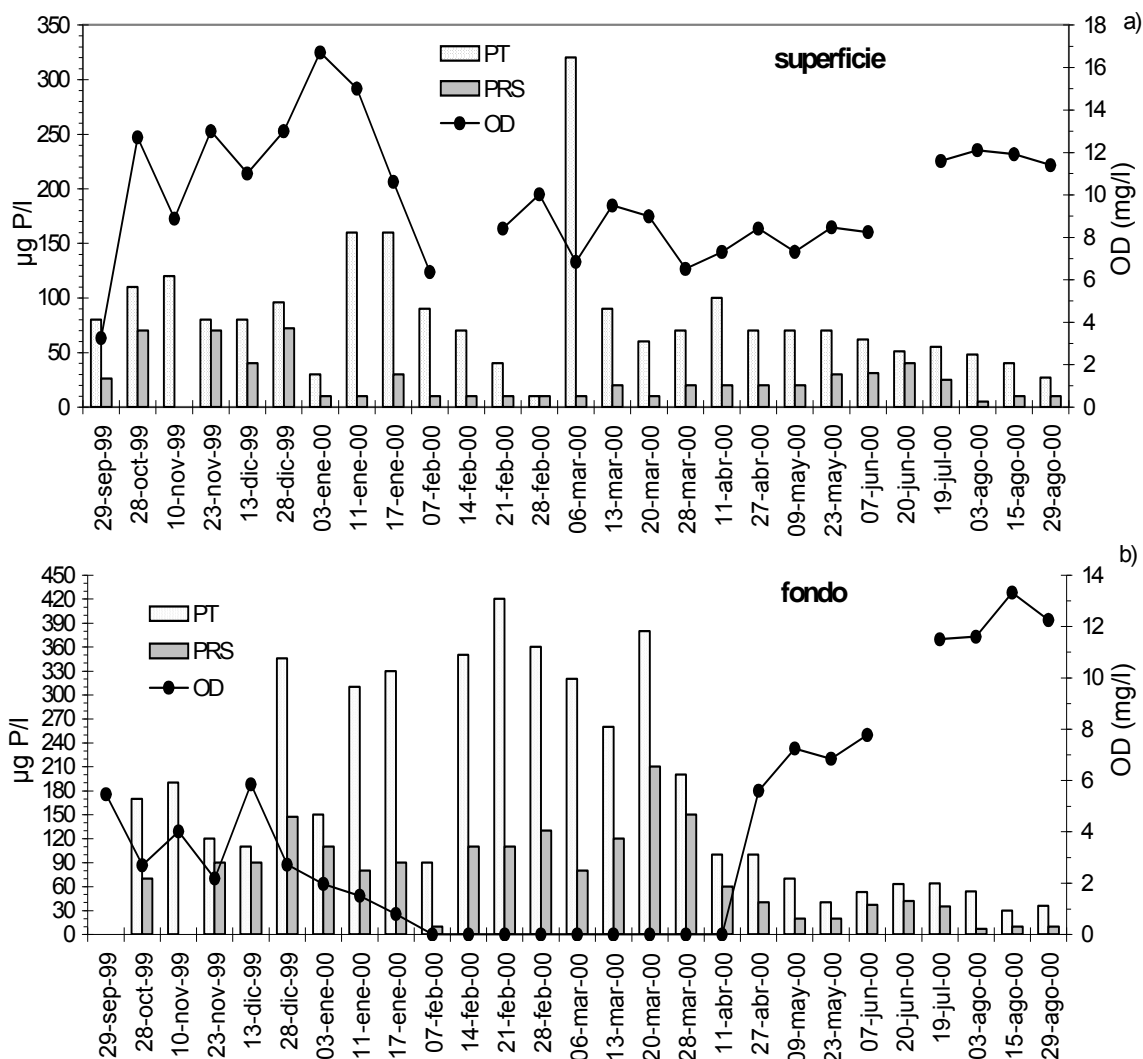


Figura 6. Variaciones estacionales de las concentraciones de PT, PRS y OD registradas en superficie y en fondo.

La transparencia del agua, expresada como la profundidad de desaparición del disco de Secchi varió entre 0,7 m (10/11/99) y 1,4 m (21/02/00), con una media anual de 1,05 m. Su variabilidad resultó mayor en primavera verano. La transparencia del agua se correlacionó inversamente con la concentración de PT,  $PT = -159 DS + 250$  ( $r = 0,5$   $p < 0,05$   $N = 26$ ), la menor concentración superficial de PT ( $10 \mu\text{g P/l}$  el 28/2/00) se registró con una transparencia elevada de 1,2 m y la mayor ( $320 \mu\text{g P/l}$ , 6/3/00) con una transparencia muy baja de 0,8 m.

El PRS superficial resultó variable, las mayores concentraciones ( $38\text{--}72 \mu\text{g P/l}$ , Fig 6) se registraron en primavera, durante el período octubre-diciembre. Con posterioridad en coincidencia con las mayores concentraciones de clorofila registradas en verano, disminuyó a concentraciones por debajo del límite de detección. En invierno, en el período junio-julio las concentraciones fueron mayores en coincidencia con bajas concentraciones de clorofila, que aumentaron en agosto con disminución de la concentración de PRS. Las concentraciones de PRS en profundidad variaron en un rango mayor, aumentando progresivamente a partir del inicio de la estratificación térmica hasta alcanzar su máximo de  $210 \mu\text{g/l}$  el 21 de marzo durante el período de anoxia (Fig 6). El PRS se distribuyó uniformemente en el gradiente vertical a finales de otoño y durante el invierno.

La concentración de amonio varió en superficie entre  $10\text{--}110 \mu\text{g N/l}$ , observándose la menor concentración en primavera, y mayores en otoño-invierno con un valor de  $110 \mu\text{g N/l}$  (Fig. 7). En fondo las concentraciones se elevaron durante el período de estratificación térmica, registrando una variación entre  $40\text{--}910 \mu\text{g N/l}$  entre diciembre y abril, en coincidencia con el aumento del PRS, PT, Fe y Mn y la disminución de las concentraciones de nitrato y sulfato. Las concentraciones de amonio se observaron homogéneas en la vertical en otoño e invierno de igual forma que la mayoría de las variables estudiadas.

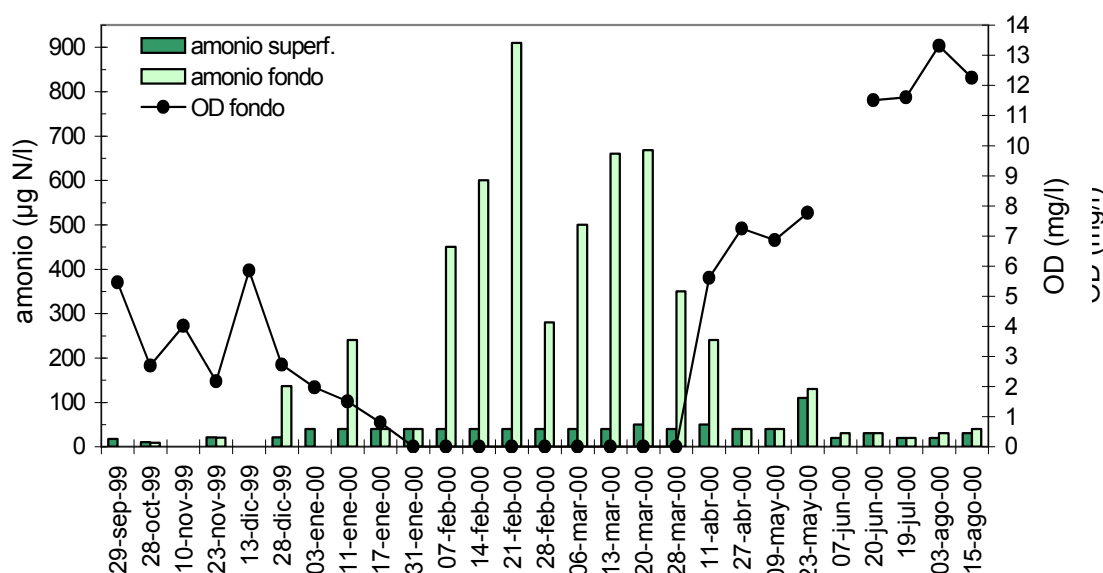


Figura 7. Registros estacionales de las concentraciones de amonio en el embalse en dos profundidades durante el año lluvioso 1999-2000.

Las concentraciones superficiales de nitrato variaron entre 20 y 750  $\mu\text{g N/l}$ , siendo mayores en primavera (septiembre y octubre), para registrar posteriormente una tendencia declinante con menores registros en coincidencia con las mayores densidades celulares del plancton y las mayores concentraciones estivales de clorofila, para elevarse nuevamente en otoño y alcanzar las concentraciones máximas en invierno (Fig. 8). En el fondo la tendencia estacional es similar, con la diferencia que la concentración permaneció por debajo del límite de detección durante todo el período en que el hipolimnion registró condiciones de anoxia. Las mayores concentraciones superficiales se determinaron en primavera y durante los períodos de mezcla uniforme en ambas profundidades ( $>180 \mu\text{g N/l}$  a partir del 27/04/00). Las cantidades de nitrato se distribuyeron uniformemente en la columna de agua en otoño e invierno, con algunos registros de fondo ligeramente superiores a los superficiales.

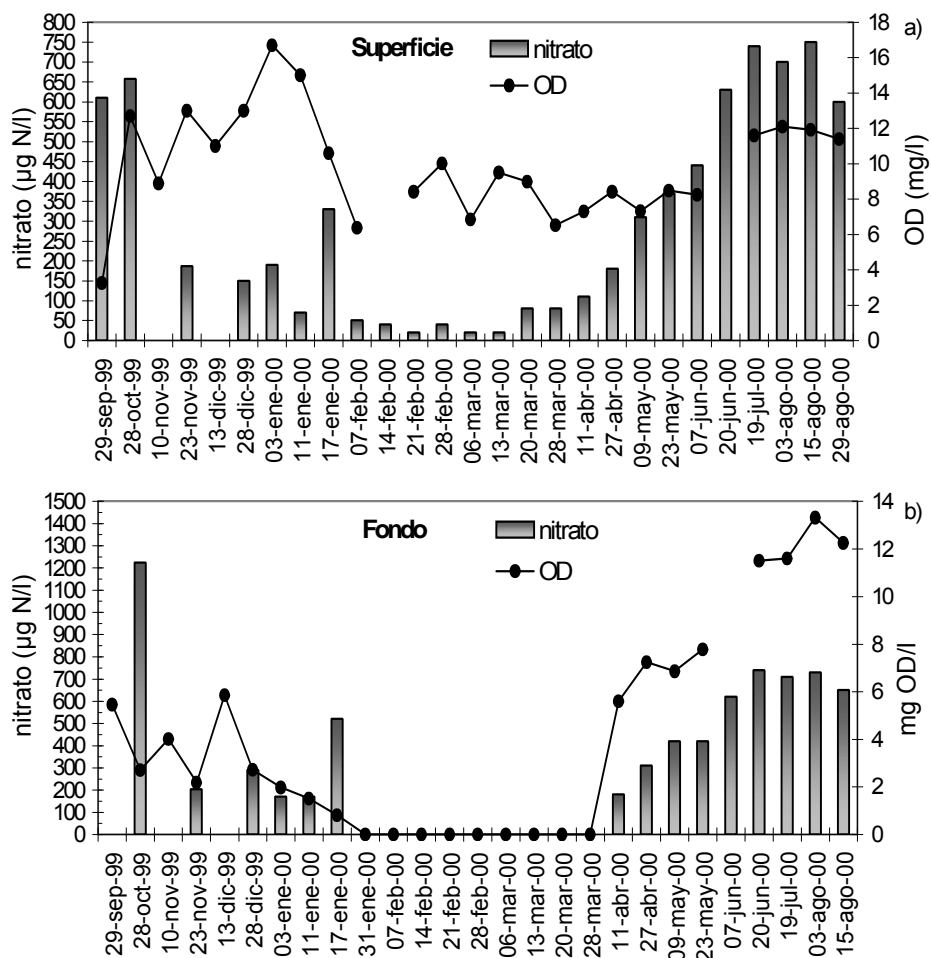


Figura 8. Variación estacional de las concentraciones de nitrato en superficie (a) y fondo (b) durante el año húmedo 99-00.

En los años sucesivos (2000-2004), las precipitaciones medias anuales en la cuenca, los volúmenes del embalse y las profundidades máximas fueron inferiores a los registros del 1999-2000, siendo frecuentes las profundidades menores a 17 metros. En general se observó en el gradiente vertical un descenso de la temperatura menos pronunciado que en el año lluvioso, dado por las mayores temperaturas que en general se registraron en el hipolimnion ( $>20 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Los registros superficiales fueron mayores que en el año de mayor precipitación, registrando una máxima de  $26,7 \text{ }^\circ\text{C}$  en el año más seco (27/01/04), y una mínima de  $11,2 \text{ }^\circ\text{C}$  (29/07/03). Las

diferencias entre superficie y fondo se detectaron desde octubre y las características homotérmicas se establecieron en abril en el período 00-02 y con anterioridad, en febrero en los años más secos 02-04. Las concentraciones superficiales de oxígeno disuelto variaron entre los 5-15 mg/l y los perfiles verticales se mostraron asociados a los de temperatura registrando diferencias entre la superficie y el fondo a partir de primavera. En verano el agotamiento del oxígeno en el hipolimnion se produjo durante un período más corto que en el año lluvioso, que se redujo aún más en los años más secos (enero 03 y 04) y a una mayor profundidad cuando las diferencias de temperatura entre superficie y fondo superaron los 4 °C. La reposición del contenido de oxígeno se produjo mas tempranamente (febrero) en los años más secos. En el año 03-04, el más seco de la serie, solo se determinó condiciones de anoxia en el hipolimnion a fines de enero.

La conductividad de las aguas superficiales varió en el rango comprendido entre 144-492  $\mu\text{S}/\text{cm}$  el primero determinado en el año 2001-2002 y el segundo en los años 1999-2000 y 2000-2001 (Tabla 3). La concentración de bicarbonatos disminuyó y la de sodio y sulfato aumentó en los años más secos, resultando en una composición media de tipo bicarbonatada sódico cálcico. La variación estacional mostró mayores concentraciones en primavera, inmediatamente antes del inicio de las lluvias y mínimas en otoño, ascendiendo paulatinamente durante el invierno hasta la primavera siguiente en todos los años de estudio.

En profundidad se registró en todos los años una disminución de la concentración de sulfatos en coincidencia con el período de estratificación térmica y desoxigenación del hipolimnion. Asimismo, como la estratificación fue más estable y prolongada en los años mas lluviosos 1999-2000 y 2000-2001, también resultó mas pronunciada y persistente la disminución del sulfato en profundidad (Tabla 3). Las concentraciones superficiales de Fe y Mn fueron menores en los años posteriores al 1999-2000. A su vez las cantidades determinadas en fondo superaron las de superficie durante los periodos de estratificación. Cuanto más estable y prolongada fue la estratificación, mayores resultaron las concentraciones de Fe y manganeso en el fondo, con una disminución pronunciada en los años secos. Si bien las aguas fueron alcalinas en todo el período de estudio, los años secos mostraron rangos de variación menores. Las variaciones estacionales son coincidentes en todos los años observándose los máximos estivales, durante el período de mayor densidad del fitoplancton y concentración de clorofila y mínimos en otoño e invierno.

La concentración superficial de PT varió en el rango 15-522  $\mu\text{g P/l}$  siendo los valores extremos mayores a los registrados en el año húmedo (Fig. 9). Se observaron diferencias interanuales importantes, en el período 2000-2004 se registraron concentraciones máximas crecientes. En los años 2001-2002 y 2002-2003 las concentraciones máximas coincidieron con posterioridad a eventos de lluvias torrenciales, el máximo del 19/03/02, de 75  $\mu\text{g P/l}$  se produjo después de una lluvia que representó una escorrentía de 8  $\text{hm}^3$  producida 6 días antes del muestreo y el del 19/11/02, de 151  $\mu\text{g/l}$  se produjo en forma simultanea a una lluvia de 1,6  $\text{hm}^3$ . Los máximos de los años 00-01 y 03-03 se produjeron en invierno en condiciones de mezcla de la columna de agua. Las mayores concentraciones medias y máximas de PT se produjeron en el año mas seco de la serie: el año hidrológico 03-04, el de menor profundidad y mayor tiempo de residencia hidráulico, le sigue el hidrológico más húmedo: el 1999-2000, el de mayor profundidad y menor tiempo de residencia, de modo que las concentraciones mayores coincidieron con los años hidrológicamente extremos. Como se discutirá mas adelante, las cargas de PT al embalse fueron asimismo distintas, las mayores coincidieron con el año mas húmedo pero los mayores aportes antrópicos coincidieron con el año mas seco. En el período intermedio 2000-2003, las concentraciones medias anuales y las medias del período primavera-verano son similares. En profundidad se observó una tendencia al aumento del PT durante los períodos de estratificación térmica y disminución del oxígeno disuelto en el hipolimnion; tendencia que fue mas evidente en los años 2000-2001 y 2001-2002 en los cuales la termoclina fue mas persistente y el período de anoxia mas evidente, registrándose concentraciones crecientes durante el período (Fig. 10). En los años 2002-2003 y 2003-2004 solo se

registró un único muestreo con el fondo anóxico en cada uno y en ambos casos coincidió con una concentración de PT un orden de magnitud por encima de las anteriores.

La transparencia del agua varió entre 0,5 m (1/02/02) y 1,9 m (19/12/00) mostrando mayor variabilidad estival y resultando las medias anuales mayores a las del año húmedo. De modo similar que en el período lluvioso 1999-2000, en el año 00-01 la concentración de PT del lago se correlacionó inversamente con la transparencia del agua, y  $PT = -15 DS + 60$  ( $r = 0,48$   $p < 0,06$   $N = 13$ ).

Las concentraciones de PRS fueron mayores en los años hidrológicos extremos, tanto el año de mayor precipitación (1999-2000) como el de menor (2003-2004) registraron medias de 25 y 26  $\mu\text{g P/l}$ , respectivamente, mientras que los años 00-01 y 01-02 registraron concentraciones menores (14 y 10  $\mu\text{g P/l}$ , respectivamente). Tal como se discutirá mas adelante se observó una disminución progresiva de la concentración en los períodos de mayor desarrollo del fitoplancton y en general los máximos de clorofila y densidad celular coincidieron con la mínima concentración de PRS, que en los años 1999-2003 ocurrieron en verano y en el 2003-2004 en invierno. En el período 1999-2003 las mayores concentraciones de PRS ocurrieron durante el invierno o en coincidencia con la desestratificación térmica y consecuente mezcla de la columna de agua. Las concentraciones de PRS en el fondo registraron un aumento durante los períodos de estratificación térmica (Fig. 10), en los años 2000-2001 y 2001-2002 tiende a aumentar progresivamente la concentración durante el período anóxico, en los años 2002-2003 y 2003-2004 se observó un único muestreo donde es elevada la concentración en coincidencia con la única fecha en que se determinó anoxia en el fondo. En todos los casos los máximos (70-143  $\mu\text{g P/l}$ ) fueron menores a los determinados en el año de mayor precipitación en el cual la estratificación fue más persistente.

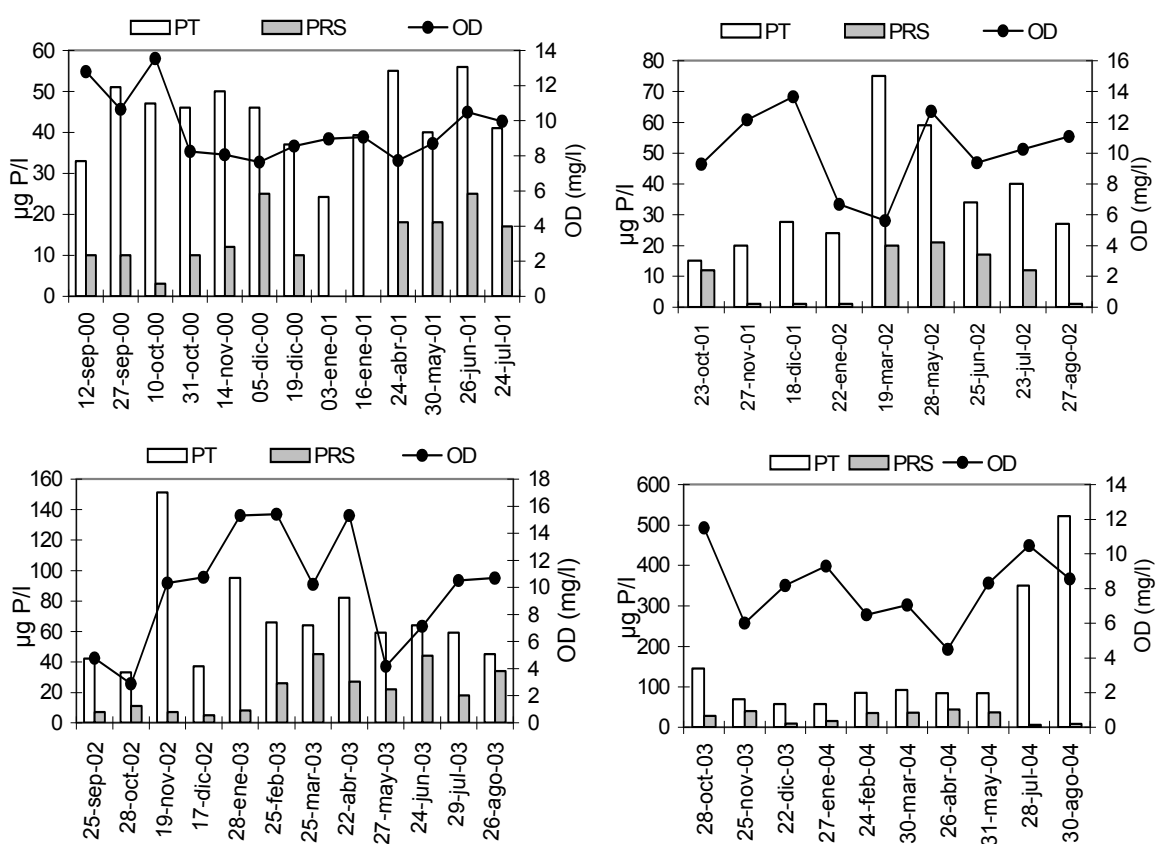


Figura 9. Concentraciones de PT y PRS registradas en superficie en el período 2000-2004 .

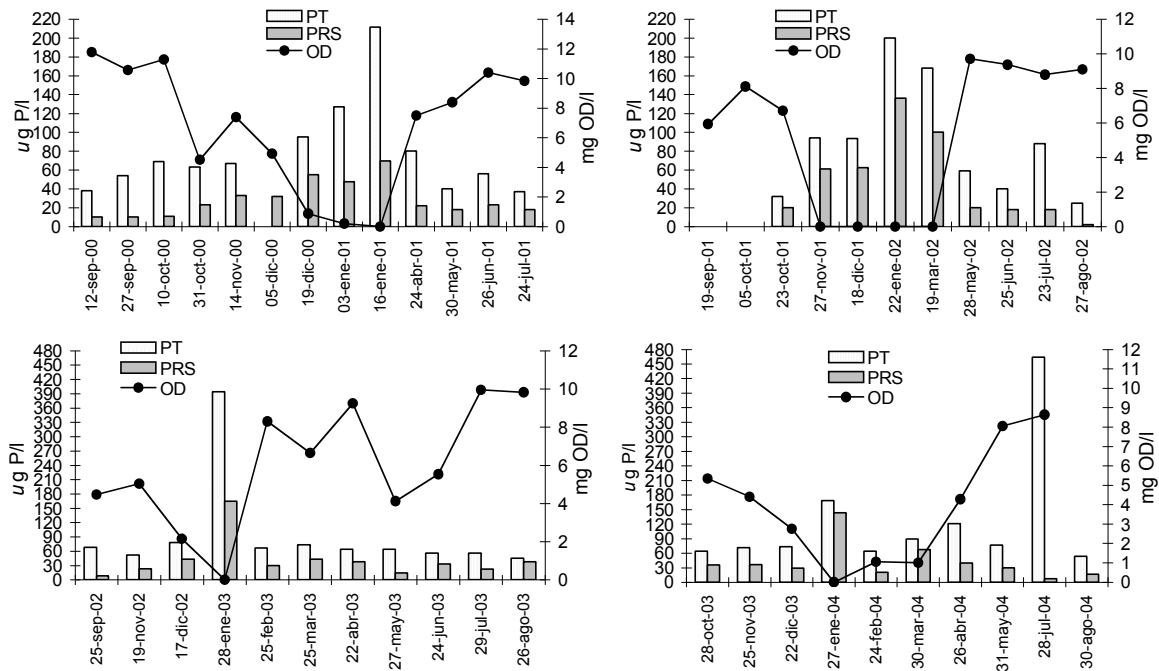


Figura 10. Concentraciones de PT, PRS y OD determinadas en fondo en el período 2000-2004.

Las concentraciones de nitratos en superficie fueron mayores en coincidencia con las lluvias de primavera alcanzando las máximas concentraciones de 570-720  $\mu\text{g N/l}$  en octubre-diciembre (años 2000-2001, 2001-2002 y 2003-2004), o en invierno (años 2001-2002 y 2002-2003) con una tendencia a disminuir en el período estival, en coincidencia con el mayor desarrollo del fitoplancton, alcanzando mínimos en torno a los 100  $\mu\text{g N/l}$  en enero- marzo de cada año. En el fondo se observó la depleción en coincidencia con el desarrollo de condiciones de anoxia y la disminución de las concentraciones de sulfato en el período estival.

Las concentraciones de amonio en superficie fueron menores a las de nitrato y no superaron los 93  $\mu\text{g N/l}$  (27/05/03) concentración que resultó a su vez menor a la máxima registrada en el año de mayor precipitación (110  $\mu\text{g N/l}$  el 7/06/00). Las concentraciones disminuyeron durante el período estival hasta valores menores a los 40  $\mu\text{g N/l}$ , en coincidencia con el aumento del fitoplancton y fueron mayores en primavera e invierno, en ocasiones se determinó un máximo con posterioridad a la mezcla de la columna de agua en otoño. En el fondo se observó el aumento de concentración de amonio en coincidencia con los períodos de desoxigenación del hipolimnion.

El fitoplancton del embalse estuvo compuesto por un total de 43 géneros distribuidos de la siguiente forma: Bacillariophyceae (18), Euchlorophyceae (12), Cyanophyceae (4), Zygothryx (3), Euglenophyceae (2), Chrysophyceae (1), Chloroficeae (1) y Dinophyceae (2).

En el año 1999-2000 las Cyanophyceae estuvieron caracterizadas por la dominancia de las especies *Microcystis aeruginosa*, y *Anabaena spiroides*, entre las Bacillariophyceae predominaron *Cyclotella* sp., *Aulacoseira granulata*, *Melosira* sp. y *Navicula* sp., entre las Euchlorophyceae *Chlorella* sp., entre las Zygothryx *Closterium* sp., las Euglenoficeas estuvieron representadas por *Euglena* sp. y el dinoflagelado *Ceratium hirundinella* mostró la mayor persistencia y densidad dentro de la comunidad. El fitoplancton registró densidades elevadas todo el año. Las menores



densidades se observaron al inicio de la primavera, siendo las Clorofíceas las dominantes (Fig. 11 b).

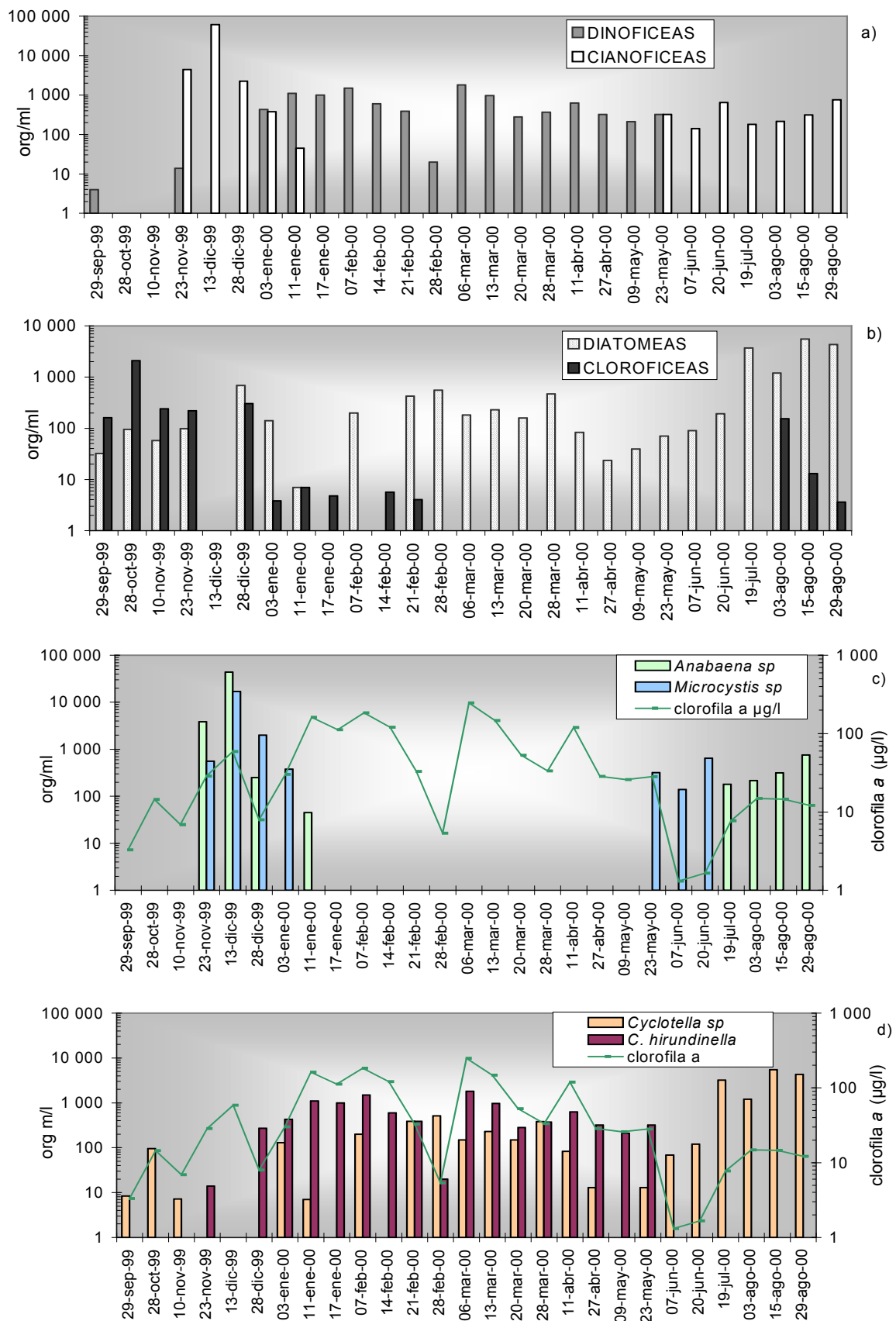


Figura 11. Variación estacional de los principales grupos de algas, y concentraciones de clorofila *a* registradas durante el año.

A fines de octubre comenzó la estratificación térmica y en noviembre las diatomeas fueron reemplazadas por las cianofitas *Microcystis aeruginosa*, y *Anabaena spiroides*, (Fig. 11 a y c) que alcanzaron altas densidades a comienzos de diciembre. A principio del verano *C. hirundinella* se transformó en la especie dominante y, con cierta variabilidad, continuó siendo la dominante hasta el inicio del período de mezcla, en mayo. Durante el verano, *Cyclotella* sp., también registró elevadas densidades con variaciones importantes entre muestreos sucesivos. Durante los meses de mezcla, en otoño e invierno, *Cyclotella* sp. registró densidades crecientes resultando la más abundante a partir de julio, simultáneamente con una elevada densidad de cianófitas, primero *Microcystis* sp. (mayo-junio) y posteriormente *Anabaena* sp. (julio-agosto).

La concentración de clorofila mostró relación con la densidad de los grupos sucesivamente dominantes, registrando una tendencia al incremento progresivo a partir de un mínimo al inicio de la primavera (3 µg/l en septiembre), registrando valores progresivamente crecientes durante la primavera y mayores aún durante el verano y principios del otoño (Fig. 11). En este período las mayores concentraciones de clorofila *a* (µg/l) se relacionan con la dominancia de *C. hirundinella* clorofila  $a=0,0001$  (dens. Ceratium) + 0,5 ( $r=0,8$   $p<0,0001$   $N=18$ ) alcanzando valores extremos el 7 de febrero y 6 de marzo, en coincidencia con las máximas densidades del dinoflagelado. Por el contrario, en primavera y otoño, se registraron bajas concentraciones de clorofila simultáneamente con elevadas densidades de *Microcystis* sp. o *Cyclotella* sp., indicativas del menor tamaño celular y menor contenido de clorofila por individuo de estas últimas.

Durante el verano, la profundidad del disco de Secchi se correlacionó inversamente con la concentración de clorofila  $DS=-0,002$  clo  $a + 1,2$  ( $r=-0,76$   $p<0,005$   $N=10$ ). No obstante, si se consideran todos los registros del año, la correlación no resultó estadísticamente significativa, debido fundamentalmente a la gran dispersión en los registros de disco de Secchi en coincidencia con bajas concentraciones de clorofila. La transparencia del agua, regulada por la densidad del fitoplancton en verano, determina que la profundidad de la zona fótica variara entre 1,8 m (10/11/00) y 3.5 m (21/02/00) de profundidad, muy por encima de la estratificación térmica que limita el hipolimnion, la que se sitúa típicamente en los 6-8 m de profundidad.

Durante el verano, la concentración de clorofila mostró relación con la concentración de PT clo  $a = 0,7$  PT ( $r=0,75$ ,  $p<0,005$   $N=11$ ). Si en cambio se considera el conjunto de registros de todo el año no se observa relación estadísticamente significativa. No se registró correlación entre la concentración de clorofila y la profundidad pero se observó que por lo general hasta una profundidad de 17 m las concentraciones se mantienen por debajo de los 28 µg/l. Asimismo, elevadas concentraciones de clorofila en superficie coinciden con las menores concentraciones de PRS y de nitrógeno inorgánico (Fig. 12). Tal como se expresó anteriormente, las concentraciones de PRS y nitratos resultaron mayores en primavera, coincidentemente con las menores concentraciones de clorofila y densidad algal. Las concentraciones de nitratos registraron una paulatina disminución desde el inicio de la estratificación térmica hasta alcanzar los valores mínimos a fines de febrero y principios de marzo, coincidentes con las máximas concentraciones de clorofila y la máxima abundancia de *C. hirundinella*. Las concentraciones de PRS registraron una importante disminución, por debajo del límite de detección, a principios de enero, permaneciendo por debajo de él hasta principios de marzo.

En marzo se observó una disminución de la temperatura superficial y un aumento de la profundidad de la estratificación térmica que pasó de 8 m en febrero a 15 m en marzo. Este aumento en la profundidad de la zona de mezcla coincidió con aumentos en las concentraciones de PRS y nitratos en el epilimnion. Los máximos de clorofila (7-02-00 y 6-03-00) se determinaron después de un período sin precipitaciones de 8 días y de episodios de vientos provenientes del S y SE con una velocidad máxima de 20 km/h medidos en la estación de CIRSA. Simultáneamente, en febrero

se observó la ocurrencia de *Cyclotella* sp, alcanzando elevadas densidades por única vez durante la estratificación térmica.

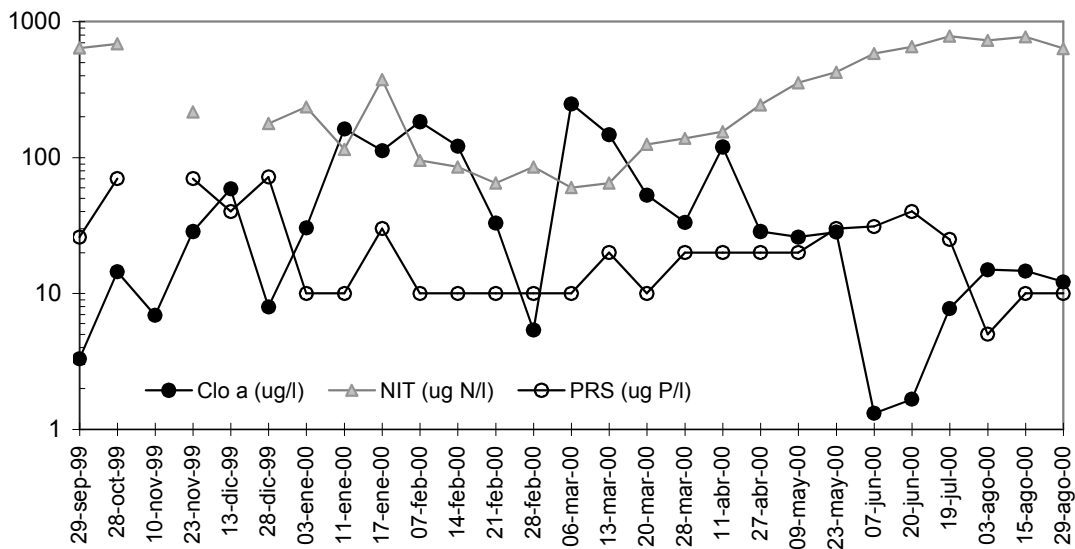


Figura 12. Variación temporal de la concentración de clorofila, PRS y NIT, las mayores concentraciones de biomasa en verano coincidieron con una disminución importante de las cantidades de los nutrientes.

Las variaciones estacionales en la composición y densidad del fitoplancton, como así también la concentración de nutrientes y clorofila registraron una importante variabilidad entre años sucesivos. En los años 00-01 y 01-02 las concentraciones medias de nutrientes y clorofila en superficie fueron menores que en el año 99-00 (Fig. 13).

En el ciclo 00-01 las asociaciones de cianófitas: *Anabaena* sp y *Microcystis* sp resultaron dominantes en la mayor parte de los muestreos, acompañadas en primavera y otoño por *C. hirundinella* que registró este año densidades menores a las de las cianófitas y menores a las del año anterior. Durante el período primavera verano, las cantidades de clorofila se correlacionaron con el pH del agua ( $r=0,64$ ) y durante el período de estratificación térmica, se registraron concentraciones crecientes de clorofila hasta alcanzar un máximo de 40 µg/l en enero. Las concentraciones de PRS registraron concentraciones decrecientes hasta alcanzar un mínimo de 2 µg P/l en coincidencia con el máximo de clorofila (Fig. 13).

En el año 01-02 las cianófitas *Anabaena* sp y *Microcystis* sp. fueron dominantes en primavera y otoño mientras que *C. hirundinella* resultó dominante en verano. Las variaciones de clorofila fueron paralelas a las densidades de *C. hirundinella* en primavera y verano. La densidad de *C. hirundinella* y la concentración de clorofila registraron una tendencia creciente en primavera hasta alcanzar la concentración máxima de 57 µg/l en diciembre. Simultáneamente la concentración de nutrientes disminuyó progresivamente hasta alcanzar el mínimo en coincidencia con el máximo de clorofila y densidad celular, la concentración de PRS en superficie disminuyó por debajo del límite de detección desde noviembre hasta enero y la concentración de NIT registro valores en torno a 140 µg N/l entre diciembre y marzo.

Los años 02-03 y 03-04 fueron años secos y registraron mayores concentraciones de PRS y clorofila. En el año 02-03 la dominancia correspondió a las cianofitas *Anabaena* sp y *Microcystis* sp todo el año, acompañadas a partir de febrero por *C. hirundinella*. La profundidad del embalse en noviembre fue comparativamente baja y la estratificación térmica tuvo una menor persistencia,

alcanzándose la mezcla de la columna de agua en febrero. La densidad celular registró una tendencia a aumentar durante la primavera y hasta principios del verano alcanzando la densidad máxima en enero con 149  $\mu\text{g/l}$ . Las concentraciones de clorofila medidas en primavera verano mostraron correlación con el pH ( $r=0,57$ ). Si bien las concentraciones de nutrientes registran en ese período una tendencia declinante, la concentración mínima de 6  $\mu\text{g/l}$  de PRS resultó mayor que en años anteriores y la de NIT fue igual a la del año anterior, 140  $\mu\text{g N/l}$  (Fig. 13).

El año 03-04 fue distinto a todos los demás. La profundidad del embalse resultó excepcionalmente baja registrando solo 8 m de profundidad en noviembre y un máximo de 15 m en enero. No se alcanzó a formar una estratificación térmica estable, solo en enero se registró una diferencia térmica de aproximadamente 3 grados entre superficie y fondo produciéndose depleción del oxígeno disuelto en el fondo. La composición del fitoplancton registró la presencia del dinoflagelado y la dominancia de las cianófitas todo el año registrando las mayores densidades del período 2000-2004.

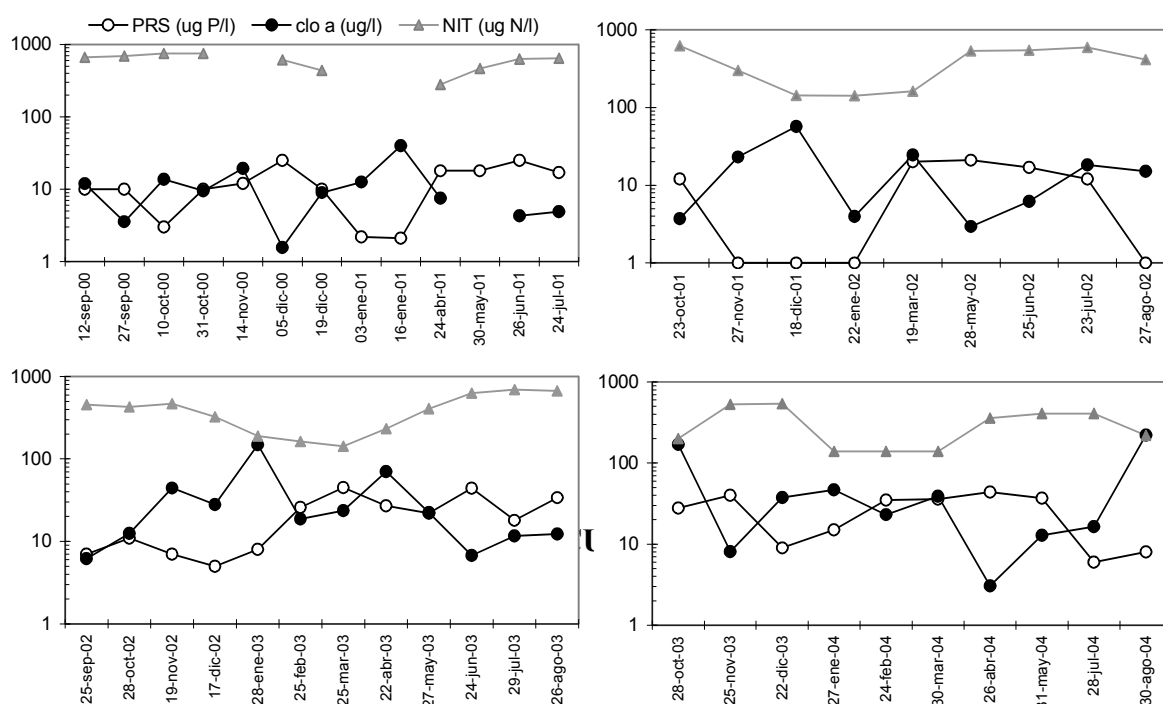


Figura 13. Variaciones estacionales de los nutrientes y clorofila *a* en los distintos años del período 2000-2004.

## DISCUSION

La composición química del agua del Embalse San Roque aparece como moderadamente mineralizada si se la compara con el extenso rango de concentraciones que caracterizan la diversidad de cuerpos de agua Argentinos (Quirós 1988). Las variaciones estacionales de la conductividad y de algunos iones resultan del ciclo climático semiárido con fuerte estacionalidad que predomina en la cuenca. Así, conductividad, sodio, cloro y sulfato, registraron un progresivo incremento en coincidencia con los meses secos de elevada irradiación donde el proceso dominante sería la concentración paulatina por causa de la evaporación, alcanzando un máximo en octubre para disminuir rápidamente por dilución con las lluvias de primavera y verano. Numerosos ambientes con alternancia de períodos húmedos y secos registran este patrón de variación, en nuestro medio Sosnovsky y Quiros (2006) lo observaron en numerosas lagunas pampeanas. El aumento del pH en primavera en coincidencia con el aumento de la densidad del fitoplancton y su disminución posterior en otoño sugieren que siendo su nivel basal determinado por la composición

iónica, su incremento estacional se relaciona con la actividad fotosintética, hecho bien conocido, y reiteradamente señalado en muchos lagos dimícticos (Wetzel 1975). La progresiva disminución de calcio en el período enero-febrero a diferencia de la conductividad y otros iones como el sodio que aumentaron, igualmente sugieren precipitación de carbonato de calcio. Los años siguientes, más secos, tanto el pH como las concentraciones de calcio y bicarbonatos fueron menores.

El embalse desarrolla estratificación térmica estival. La persistencia y estabilidad de la misma se relaciona con la profundidad media y por consiguiente se observó una gran variabilidad interanual en correspondencia con la precipitación. En el año 99-00, el de mayor precipitación, con una profundidad media en verano de 18 m, la estratificación térmica perduró 6 meses, desde fines de octubre hasta abril y alcanza una amplitud de 7° C, mientras que en el año 03-04 con una profundidad media de 14 m en verano solo se observaron 2 a 4°C de diferencia entre superficie y fondo durante el mes de enero. La profundidad del embalse estaría en torno al límite inferior que permite una estratificación térmica estable (Hutchinson 1957) y en los años de menor precipitación esta no se produce. Una vez establecida la estratificación térmica produce una progresiva desoxigenación del hipolimnion. La desoxigenación produce el aumento de las concentraciones de Fe, Mn, PRS, PT y amonio, la desaparición del nitrato y la disminución de la concentración de sulfato. Las variaciones observadas son consistentes con registros bien documentados y reiteradamente señalados en la bibliografía (Wetzel 1975).

El aumento de PRS y PT en el hipolimnion anóxico fue interpretado por Mortimer (1949) y aceptado por la comunidad científica (Wetzel 1975) como resultado de la adsorción del PRS a coloides de Fe(III) insolubles en la superficie de los sedimentos en presencia de oxígeno disuelto y su posterior liberación desde los sedimentos en respuesta a la anoxia, por reducción del hierro a Fe(II), extremadamente soluble en agua, determinando una elevada concentración en el hipolimnion, normalmente conocida como “carga interna”. Si bien el paralelismo entre las concentraciones de Fe y PRS en el hipolimnion son consistentes con este punto de vista, ocurren simultáneamente otros procesos como el cambio de metabolismo bacteriano y el incremento de la consecuente liberación de PRS por mineralización de materia orgánica en los sedimento (Golterman 2001).

Inmediatamente con posterioridad a la desoxigenación del hipolimnion se observó la rápida desaparición del nitrato. Este proceso se debe a la abundante proliferación de bacterias denitrificantes, heterotróficas, anaeróbicas facultativas (Minzoni *et al.* 1988). La denitrificación se produce en la columna de agua, pero es mucho más intensa en la interfase agua-sedimento (Jorgensen 1980). Las bacterias denitrificantes oxidan materia orgánica utilizando, en ausencia de oxígeno disuelto, el oxígeno del nitrato. Una vez consumido el nitrato y en la medida que el potencial redox disminuya lo suficiente, existen bacterias que pueden mineralizar materia orgánica utilizando el oxígeno del sulfato, que reducen a S<sup>-2</sup>. En los años 99-00 y 00-01 en los cuales se observó una mayor persistencia de la condición anóxica del hipolimnion se observó asimismo una importante diferencia entre las concentraciones de sulfato en superficie y fondo.

El importante y repentino aumento de la concentración de amonio en el fondo en coincidencia con la desoxigenación del hipolimnion se relaciona también con la mineralización de materia orgánica en los sedimentos y la resultante liberación de amonio. Con la información disponible no es posible determinar si el flujo de amonio aumenta sensiblemente con el cambio de metabolismo de la comunidad bacteriana en condiciones de anoxia o si se mantiene aproximadamente constante pero no se observa cuando la columna de agua contiene oxígeno disuelto porque es nitrificado por las bacterias nitrificantes. En cualquiera de ambas circunstancias la información disponible permite resaltar la magnitud e importancia del flujo de nitrógeno inorgánico desde los sedimentos en un ambiente somero muy productivo.

Las variaciones estacionales de la densidad del fitoplancton en el año 99-00 semejan en muchos aspectos las características de lagos de zonas templadas con estratificación térmica: durante el invierno las menores temperaturas e irradiación (días más cortos, disminución de la altura del sol sobre el horizonte) condicionan una escasa actividad biológica. En primavera, el aumento de la irradiación y de la temperatura favorece la producción primaria, aumentando la biomasa celular (Golterman 1975). Normalmente, en los ambientes de zonas templadas, en primavera se produce un primer pulso en la densidad del fitoplancton dominado por diatomeas, las que tienen mayor eficiencia fotosintética. Las diatomeas cuentan con un frustulo de sílice, son pesadas y requieren una cierta turbulencia para mantenerse en la zona fótica. El primer pulso de diatomeas aumenta la densidad hasta lograr un máximo, que usualmente está limitado por la concentración de Si en el agua, en algunos ambientes, o por la formación de la estratificación térmica en otros (Reynolds 1984). El primer pulso de diatomeas es sucedido por otros cuya densidad máxima está determinada normalmente por la disponibilidad de fósforo, nitrógeno o por la predación por parte del zooplancton. Este proceso que se repite anualmente se conoce con el nombre de “sucesión estacional” (Hutchinson 1967). En forma semejante a la sucesión estacional de lagos templados, la densidad del fitoplancton registró en el 99-00 una tendencia creciente en primavera, compuesto inicialmente por diatomeas que fueron reemplazadas por cianofitas a principios de la estratificación térmica, y con posterioridad por *C. hirundinella*. Durante este período el aumento paulatino de la biomasa celular produjo una disminución simultánea de la concentración de nutrientes. La concentración de PRS disminuye por debajo del límite de detección a partir de enero y permaneció por debajo en casi todos los muestreos con alguna excepción, hasta marzo. Cabe acotar al respecto que durante el período 99-00 el límite de detección se situó en torno a los 10 µg/l. En los años siguientes mejoras analíticas permitieron determinaciones más precisas, en torno al µg/l.

Las concentraciones de NI alcanzaron valores extremadamente bajos en febrero-marzo durante el período de mayor concentración de clorofila. Dado que las concentraciones de PRS en el período tuvieron un límite de detección grueso es difícil decidir que nutriente en particular limitó el máximo desarrollo celular, pero los valores de nitratos resultaron extremadamente bajos. Los dos grupos dominantes que se suceden durante la estratificación térmica: las cianofitas y *C. hirundinella* poseen mecanismos que le permiten compensar parcialmente la escasez de nutrientes en superficie. En las condiciones de un epilimnion donde el aumento de densidad del fitoplancton consumió los nutrientes y un hipolimnion de elevadas concentraciones, tienen ventaja competitiva los organismos capaces de regular la profundidad. *C. hirundinella* es una especie de gran porte, dotada de flagelos que lleva a cabo migraciones diarias de profundidad (Heaney 1976; Heaney y Furnass 1980). La movilidad posibilita aprovechar la profundidad de iluminación óptima y la migración a estratos ricos en nutrientes en distintos momentos del día. Las cianofitas también cuentan con mecanismos para modificar la profundidad de flotación a través de la formación de vacuolas que regulan su densidad (Chorus y Bartram, 1999). Ambas cianofitas y *C. hirundinella*, son escasamente predadas por el zooplancton, las primeras por su hábito filamentosos (*Anabaena* sp) o colonial cubierto de mucilago (*Microcystis* sp), la última por su gran tamaño (Reynolds 1984).

En las condiciones que predominaron en el año 99-00 *C. hirundinella* excluyó competitivamente a las cianofitas durante el verano, tal vez por su mejor habilidad para regular la profundidad de flotación en un ambiente donde los recursos lumínicos y tróficos estuvieron fuertemente segregados verticalmente. No obstante lo antedicho, las mayores densidades de *C. hirundinella* y las mayores concentraciones de clorofila se determinaron después de un período sin precipitaciones y con posterioridad a episodios de vientos. En el primer caso, a principios de febrero, la depleción simultánea del Fe, Mn y PRS en el hipolimnion y el aumento, en esa sola fecha, de la concentración de *Cyclotella* sp sugieren que el episodio de viento producido en los días previos produjo la mezcla de la columna de agua con oxigenación y resuspensión de diatomeas depositadas en el fondo del embalse. A principios de marzo se repite una situación similar: la máxima densidad celular y concentración de clorofila se produce en un período sin precipitaciones

y después de eventos de viento que produce el hundimiento de la termoclina que a su vez genera la mezcla del agua del epilimnion con la de estratos mas profundos donde había mayor concentración de nutrientes, que posibilitaron los pulsos de mayor abundancia celular.

La correlación entre la concentración de clorofila y las lecturas del disco de Secchi sugieren que la transparencia del agua en verano esta regulada por la abundancia del fitoplancton. La correlación entre la concentración de clorofila y la de PT indica que el principal pool de P en el epilimnion esta determinado por el P presente en la biomasa celular. La tendencia declinante entre las concentraciones de PRS y nitratos conforme aumenta la concentración de clorofila y la densidad celular indica el control de los nutrientes sobre la densidad del fitoplancton.

Los años 00-01 y 01-02 resultaron parecidos entre si registrando las menores concentraciones medias de PRS, PT y clorofila y menor concentración máxima de clorofila. La estratificación térmica y la desoxigenación del hipolimnion fue mas persistente que en los años siguientes. La concentración de nutrientes disminuyó hasta el mínimo durante los pulsos de mayor clorofila. En el 00-01 el pulso de mayor densidad de fitoplancton correspondió a una cianofita fijadora de nitrógeno, la menor concentración de nitratos no sería por consiguiente limitante de la biomasa celular, al año siguiente la el pulso de máxima concentración de clorofila correspondió a *C. hirundinella* y la concentración de PRS cayó por debajo del limite de detección. Estos resultados sugieren que la disponibilidad de PRS determinó la máxima concentración de clorofila que puede sustentar la columna de agua del embalse.

Los dos años siguientes, 02-03 y 03-04 registraron mayores concentraciones medias de PRS densidades celulares y concentración de clorofila. En el 02-03 todavía se observa una disminución de la concentración de nutrientes en coincidencia con un el pulso de mayor densidad celular y de clorofila en enero, pero los registros de PRS son mucho mas elevados que en años anteriores y siendo la dominante *Anabaena* sp, fijadora de N, la concentración de nitratos no resulto limitante de la producción primaria.

El año 03-04 representó, desde el punto de vista de la calidad del agua, el pero de todos. El nivel de aguas en primavera fue el menor de toda la serie, alcanzando solo 8 m en noviembre. La menor profundidad determinó que no se alcance a formar estratificación térmica persistente durante el verano. Las concentraciones medias de PRS, PT y clorofila resultaron las mayores del período y la concentración de clorofila registró dos máximos que, curiosamente, no fueron estivales sino que se determinaron a principios de primavera y en invierno.

En el año mas seco y por tal motivo de menor profundidad, el fitoplancton del embalse resultó similar al de una laguna subtropical eutrofica, caracterizado por una floración permanente de cianofitas, que a un lago templado, caracterizado por una sucesión estacional, como en los años anteriores. Las menores profundidades son indicativas de la escasez de precipitaciones en la cuenca, es probable que la menor nubosidad haya determinado mayor irradiación en invierno, posibilitando los máximos de clorofila de invierno. Los pulsos de mayor concentración de clorofila se determinaron sin registrarse disminuciones importantes en las concentraciones de nutrientes, indicando que otros factores limitaron la producción primaria del fitoplancton. Dado que *Microcystis* es poco palatable por su hábito colonial mucilaginoso (Reynolds 1984), es poco probable que la población esté regulada por la prelación del zooplancton. Probablemente la transparencia limite la densidad máxima que puede alcanzar *Microcystis*. El propio sombreado que ejercen las colonias de *Microcystis* más superficiales limita la tasa de fotosíntesis de los estratos más profundos.

La relación estadística observada entre la concentración de clorofila y la concentración de fósforo total es consistente con los elevados cocientes nitrógeno inorgánico/PRS, indicando que el

factor limitante de la biomasa del fitoplancton es el P. Asimismo, las relaciones entre la concentración media de clorofila y PT en el embalse con la carga de P que recibe es indicativa de una relación causa efecto, indicando que las concentraciones media y máxima de clorofila en el embalse están reguladas y dependen de la carga de PT al embalse.

En lo que respecta al manejo del embalse, conviene mantener el nivel del mismo lo mas alto posible con el menor nivel de fluctuación posible ya que la profundidad media tiene un efecto muy evidente, como se observó en los distintos años de este estudio.

A su vez para mantener el nivel de agua lo más elevado posible, hay que regular los caudales de salida disminuyéndolos lo más posible, asegurando el caudal mínimo necesario para mantener el suministro de agua potable para la ciudad de Córdoba y los requerimientos de energía. Con la ocurrencia de crecidas de los ríos es conveniente liberar agua a través de la toma de fondo, la cual representaría la disminución selectiva de la mayor cantidad de nutrientes arrastrando partículas del fondo donde esta el reservorio de colonias de cianofitas y acinetas que pueden resuspenderse con posterioridad y desarrollar floraciones.

## REFERENCIAS

- Ambrosino, S. y J. Heredia** (1987). *Relevamiento batimétrico, Lago San Roque*, CIHRSA-INCYTH.
- APHA, AWWA, WEF** (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* Tomo I y II, 20 th Edition, 1000 pág.
- Bonetto, A., D. Di Persia, R. Maglianesi R. y M. Del C. Corigliano** (1976). “*Caracteres Limnológicos de Algunos Lagos Eutróficos y de Embalses de la Región Central de Argentina*”. ECOSUR v.3, n.5, 47-120.
- Bourrelly, P.** (1972). *Les algues d' eau douce – Initiation a la systématique. Tome I: Les Algues Vertes*. Editions N. Boubée & Cie 572 pág.
- Cabrera, A.** (1971). “*Fitogeografía de la República Argentina*. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica” (14): 1-2. Buenos Aires.
- Chapra, S. C.** (1997). *Surface Water-Quality Modeling*, Series in Water Resources and Environmental Engineering, McGraw-Hill Ed, 800 pág.
- Chorus, I. and J. Bartram,** (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water – A guide to their Public Health Consequences Monitoring and Management*. London: E & FN Spon 416 pág.
- Dasso, C. y F. Lopez.** (2000). “*Características del régimen de viento a orillas del lago San Roque (Provincia de Córdoba)*”. Actas del XVIII Congreso Nacional del Agua.
- Gavilán, J.** (1978). *Calidad de agua en el Embalse San Roque, Prov. de Córdoba. República Argentina*, Informe Final CTUAA-INCYTH 40 pág.
- Girbal, A., E. Lammel, E. y F. Busso,** (2000). “*Utilización de Permanganato de Potasio para mitigar un bloom de Ceratium*”. Actas del Seminario Internacional: Identificación y Control de Algas en la Producción de Agua Potable.
- Golterman, H.** (1975). *Physiological limnology*. Elsevier. Amsterdam, 489 pág.
- Golterman, H.** (1996). “*Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods*”. Hydrobiologia 335: 87-95.
- Golterman, H.** (2001). “*Phosphate release from anoxic sediments or what did Mortimer really write?*”. Hydrobiologia 450:99-106.
- Guarrera, S.** (1948). “*El fitoplancton del Embalse San Roque*”. Rev. Mus. Arg. Cs. Nat. Bernarino Rivadavia 1(2):27-57.
- Heaney, S. I.** (1976). “*Temporal and spatial distribution of the dinoflagellate Ceratium hirundinella O.F. Müller within a small productive lake*”, Freshwater Biology 6, 531-542.
- Heaney, S. H. and T. I. Furnass,** (1980). “*Laboratory models of diel vertical migration in the dinoflagellate Ceratium hirundinella*”, Freshwater Biology 10, 163-170.
- Hutchinson, E.** (1957). *A treatise on limnology. I. Geography, Physics, and Chemistry*, New York, Wiley, 1015pp
- Hutchinson, E.** (1967). *A treatise on limnology. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton*. New York, Wiley. 1115 pág.
- Jorgensen, S. E.** 1980. *Lake Management*, Pergamon Press Ltd..
- Juracek, K. E.** (1998). “*Analysis of Lake-Bottom Sediment to Estimate Historical Nonpoint-source Phosphorus Load*”, Journal of the American Water Resources Association, Vol. 34 (6): 1449-1463, USA.



- Kirkby, C., L. Smythe, J. Cox y D. Chittleborough** (1997). "Phosphorus movement down a top sequence from landscape with texture contrast soils" *Aust. J. Soil Res* (35) 399-417
- Lopretto C. y G. Tell** (1995). *Ecosistemas de Aguas Continentales – Metodologías para su estudio*. Tomo I, II y III, Ediciones Sur, 450 pág.
- Mills, W., D. B. Porcella; M. J. Unga; S.A. Gherini; K. V. Summers; L. Mok; G. L. Rupp; G. L. Bowie and D. A. Haith** (1985). *Water Quality Assessment: A screening Procedure for toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water*. Part II, Environmental Protection Agency, Estados Unidos.
- Minzoni, F., C. Bonetto and H. L. Golterman** (1988). "The nitrogen cycle in shallow water sediment systems of rice fields. Part I: The denitrification process" *Hydrobiologia* 159: 189-202.
- Morillo, S.** (2002). *Evaluación de parámetros de calidad en el embalse San Roque mediante la utilización de un modelo unidimensional Dyresm-Caedym*. Informe Final de Beca, Instituto nacional del Agua.
- Mortimer** (1949). "Underwater "soils": a review of lakes sediments" *Soil Sci.* 1: 63-73.
- Murphy, D.V., G.P. Sparling and I.R.P. Fillery** (1998). "Stratification of microbial biomass C and N and gross N mineralisation with soil depth in two contrasting Western Australian agricultural soils". *Aust. J. Soil Res.*, 36: 45-55.
- Ormeño, N. y F. Busso** (1986). "Caracterización a través de algunos parámetros físico-químicos y biológicos del lago del Embalse San Roque". Trabajo Final de Grado, Carrera de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Córdoba.
- Prósperi, C. H.** (2000). "Competencia entre cianofíceas y pirrofíceas en el embalse San Roque, (Córdoba Argentina)". Actas del Seminario Internacional: Identificación y Control de Algas en la Producción de Agua Potable, Argentina.
- Quirós, R.** (1988). "Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinean lakes". *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 647-658
- Reynolds, C.** (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Press. Cambridge, 365 pág.
- Robertson, D.** (1997). "Regionalized Loads of Sediment and phosphorus to Lakes Michigan and Superior, high flow and long term average", *Journal of Great Lakes* 23: 416-439, USA.
- Sosnovsky, A. y R. Quiros** (2006). "El estado trófico de las pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y la intensidad del uso de la tierra". *Ecología Austral* 16(2): 115-124.
- Vázquez, J. B., A. Miatello y M. E. Roqué** (1979). *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*, Editorial Boldt, Córdoba, 464 pág.
- Vollenweider, R. A.** (1976). "Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication". *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33: 53-83.
- Wetzel** (1975). *Limnology*. Saunders. London, 743 pág.