

II. EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LOS EMBALSES CANELÓN GRANDE Y PASO SEVERINO

INTRODUCCIÓN

El término eutrofización se utiliza para describir los efectos biogeoquímicos y biológicos derivados de un incremento en el suministro y en la disponibilidad de nutrientes – generalmente Nitrógeno y Fósforo, pero, en ocasiones, de otros como Sílice, Potasio, Calcio, Hierro o Manganeso – en los ecosistemas acuáticos.

A pesar de que sigue siendo un término difícil de definir de manera precisa ya que una descripción de la naturaleza trófica de cualquier lago, río, embalse o estuario se hace generalmente con referencia a una condición previa o a un estado de referencia de menor concentración de nutrientes, es un hecho que la eutrofización de un sistema acuático promueve circunstancias indeseables desde muchos puntos de vista: estético, turístico y, especialmente, ecológico y de gestión de las aguas (derivada de un deterioro de su calidad).

Desde una perspectiva ecológica general, la eutrofización de lagos y embalses se concibe como un aspecto de la respuesta de los ecosistemas a fuerzas que no son totalmente habituales. Se dice que el sistema se encuentra forzado, bajo tensión o sometido a *stress*. En tales circunstancias el ecosistema modifica su funcionamiento, acelerando determinados procesos y “expulsando” una fracción de los materiales a través de sus límites con ecosistemas adyacentes.

A escala global, la eutrofización de lagos y embalses y sus consecuencias sobre el deterioro de la calidad de las aguas se revela como uno de los problemas ambientales más importantes, por lo que se han centrado grandes esfuerzos humanos y económicos en el análisis de sus causas, la reducción de sus efectos y, eventualmente, la restauración de ecosistemas degradados.

De acuerdo al Estudio Ambiental Nacional (OPP-OEA-BID 1992), existe un conocimiento fragmentario del estado actual de los recursos hídricos en el Uruguay. Si bien se han identificado claros fenómenos de degradación y contaminación en determinadas subcuencas o zonas puntuales dentro de las mismas, su caracterización es aún insuficiente. Falta información sistemática sobre calidad de agua.

El estado de la cuenca del Río Santa Lucía es uno de los más críticos del país. Tiene gran repercusión sobre la población dado que suministra el agua potable a la ciudad de Montevideo, donde vive el 45 por ciento de los habitantes del país. A esto se debe agregar la población que vive en la cuenca que alcanza a un 12 por ciento adicional. El sistema de Montevideo extrae diariamente cerca de 400.000 metros cúbicos de agua del Río Santa Lucía. El 90 por ciento de las industrias del Departamento de Canelones desaguan directamente a cursos de agua de la cuenca. En el área se encuentran mataderos, usinas procesadoras de leche, curtiembres, fábricas de fertilizantes y plantas de lavado de lana, entre las industrias relevadas.

Esta cuenca, además, sirve de asiento a la actividad granjera, responsable por el abastecimiento de frutas y verduras a la capital y a gran parte del país. El problema se agudiza ya que a fin de lograr aumentos de los rendimientos se recurre al uso de plaguicidas, herbicidas y fertilizantes. De acuerdo a las cifras del Censo General Agropecuario de 1980 se calcula que la superficie tratada con fertilizantes en la cuenca es de 2.194 kilómetros cuadrados y con plaguicidas y herbicidas de 297 kilómetros cuadrados. En razón de lo que antecede se puede concluir que son de esperar problemas por contaminación con agrotóxicos y fertilizantes en el área. El indicio más importante de la contaminación con fertilizantes es el crecimiento descontrolado y acelerado (*bloom*) de algas observado en el embalse Paso Severino, lo cual incide en la calidad del agua y en los costos de su tratamiento para agua potable.

Este panorama planteado en el Estudio Ambiental Nacional apunta hacia la necesidad de llevar a cabo estudios integradores que permitan cuantificar de forma precisa la relevancia y la magnitud de las fuentes contaminantes y su influencia sobre un sistema acuático particular, como base sobre la que planificar futuros esfuerzos de control de la calidad de las aguas.

El objetivo general de este trabajo es determinar el estado trófico de los embalses Paso Severino y Canelón Grande. En particular, se pretende:

- a) determinar la evolución estacional de los parámetros físico-químicos usualmente considerados para el control de la eutrofización.
- b) determinar la composición, abundancia y biomasa de la comunidad fitoplanctónica y zooplanctónica.
- c) proporcionar información relevante para la elaboración de una propuesta de gestión.

AREA DE ESTUDIO

El embalse Paso Severino es el principal reservorio de agua potable para el área metropolitana, incluyendo Montevideo y 14 ciudades del departamento de Canelones, con el 57% del total de la población de país (más de 1.470.000 habitantes). Tiene una capacidad de 70 millones m³ de agua. Este embalse es la principal reserva del sistema actual de abastecimiento de agua a Montevideo, localizado aguas abajo de la ciudad de Florida, tiene un área de 20 km², una profundidad media de 3,5 m, y un área de drenaje de 2500 km².

Por otro lado, el embalse de Canelón Grande, ubicado al norte de la capital canaria, se encuentra en el arroyo Canelón Grande. Fue creado inicialmente para riego, pero en la actualidad también se utiliza para la extracción de agua para potabilizar en Aguas Corrientes al igual que Paso Severino. Posee un volumen de 22.5 millones de m³ y un área de 8.38 km².

MATERIAL Y MÉTODOS

Metodología de muestreo

Para la determinación del estado trófico de los embalses Paso Severino y Canelón Grande, se hicieron 6 muestreos, entre diciembre de 2006 y marzo de 2008. En cada sistema se seleccionaron dos estaciones de muestreo: una en el cuerpo principal o “centro” y otra en una zona de menor profundidad y menor influencia del cauce principal del y mayor influencia litoral, en un “brazo” de cada embalse.

Se realizaron perfiles verticales de irradiancia, temperatura y oxígeno disuelto en el agua. Se tomaron muestras de agua en superficie y fondo para determinar conductividad eléctrica (K) y pH, y para análisis de sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica suspendida (MOS), NO₃, NH₄, nitrógeno total (NT), PO₄, fósforo total (PT), SiO₃, clorofila *a* y alcalinidad, y se tomaron muestras para zooplancton y fitoplancton.

Las medidas *in situ* de temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto se hicieron con sensores Horiba. La penetración de la luz, mediante sonda irradiométrica LI-COR con sensor esférico (PAR) subacuático y la transparencia del agua, utilizando un disco de Secchi de 20 cm de diámetro. En laboratorio los análisis físico-químicos fueron realizados por los métodos estándar (APHA 1995, Arocena & Conde 1999).

Los pigmentos fotosintéticos se determinaron en filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C de 25 mm de diámetro. la Clorofila se extrajo con acetona al 90% durante 24 horas en la oscuridad. A partir de la medida de la absorbancia (A) a diferentes longitudes de onda, la concentración de Clorofila se evaluó siguiendo a Jeffrey & Humphrey (1975) como:

Identificación, recuento y estimación del biovolumen del fitoplancton

En cada estación se tomó una muestra para el análisis cualitativo y tres para el análisis cuantitativo de la comunidad fitoplanctónica. Las muestras cualitativas se obtuvieron mediante arrastres superficiales horizontales de una red de plancton de 25 μm de malla. El material colectado se fijó *in situ* con formaldehído al 4 %. Las muestras para análisis cuantitativos fueron tomadas directamente en frascos plásticos de 0,5 L en la superficie de la columna de agua y fijadas *in situ* con solución Lugol.

La identificación taxonómica se realizó en microscopio óptico con ocular de inmersión a 1000X. Se utilizaron diversas claves para el reconocimiento de los organismos, los cuales también fueron medidos en todas sus dimensiones (ancho mayor, altura/largo, ancho menor, diámetro, ancho y largo de extensiones, etc.) para determinar el volumen celular.

El recuento de organismos se realizó en microscopio invertido según el método de Utermöhl (1958), con cámaras de sedimentación de 2, 5, 10 y 20 ml. La abundancia estimada en células/ml fue el valor utilizado para calcular el biovolumen del fitoplancton (volumen celular * abundancia) que se presentó en $\mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$. El cálculo del volumen celular se realizó asimilando a los organismos fitoplanctónicos con cuerpos geométricos simples o combinados, de acuerdo con la metodología presentada por Hillebrand *et al.* (1999).

Pigmentos fotosintéticos

Un volumen conocido de muestra fue filtrado a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C de 25 mm de diámetro. La clorofila se extrajo con acetona al 90% durante 24 horas en la oscuridad. A partir de la medida de la absorbancia (A) a diferentes longitudes de onda, la concentración de Clorofila se evaluó siguiendo a APHA (1995) como:

$$\text{Chl-a- } (\mu\text{g.l}^{-1}) = [26.7 (E_{664b} - E_{665a}) * V \text{ Acetona } 90\% \text{ (ml)}] / \text{Vol. Filtrado (l)}$$

E_{664b} = Absorbancia de la muestra a 664nm – Absorbancia de la muestra a 750nm

E_{665a} = E_{664b} después de la acidificación.

Identificación, recuento y estimación del biovolumen del zooplancton

Las muestras cuantitativas y cualitativas de zooplancton se obtuvieron mediante arrastres verticales y horizontales respectivamente con una red de 30 cm de diámetro y 68 μm de apertura de malla. Posteriormente el material fue fijado con formol al 4% de concentración final. En laboratorio, el conteo se efectuó en un microscopio óptico binocular a 40 y 100 aumentos, usando una cámara Sedwick-Rafter de 5 ml. Casi todos los ejemplares planctónicos fueron identificados a nivel específico.

La biomasa del zooplancton se estimó como biovolumen ($\mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$). Para ello se obtuvo una medida de cada organismo ajustada a una elipse de revolución cuyo diámetro mayor corresponde a la mayor longitud entre dos puntos extremos y el diámetro menor a la mayor perpendicular al diámetro mayor entre dos extremos opuestos mediante la expresión:

$$V = (d^2 \cdot D \cdot \pi) / 6$$

V=volumen (μm^3); d= diámetro menor (μm) y D=diámetro mayor (μm)

Así, el volumen individual (μm^3) multiplicado por el número total de organismos de esa especie (org ml^{-1}) nos da una estimación de la biomasa expresada como biovolumen ($\mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$).

La identificación de microcrustáceos y Rotíferos se realizó bajo microscopio óptico usando, al igual que en el caso del fitoplancton, una amplia y especializada bibliografía. La diversidad específica (bit/individuos) fue calculada según Shannon & Weaver (1963):

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i,$$

donde p_i es la proporción entre el número de individuos de cada especie y el número total de individuos.

RESULTADOS

1) Regimen térmico

La temperatura promedio entre superficie y fondo del agua en ambos embalses muestra una evidente distribución estacional con valores máximos registrados durante el verano, y mínimos en invierno (Fig. 1). Ambos sistemas presentan un patrón de variación muy similar, entre si y entre las estaciones del centro y brazo de cada embalse. El valor de la temperatura en Canelón Grande varió entre 9.7 °C (superficie en el brazo) en invierno y 29.5 °C (superficie en el centro) en verano. En el embalse Paso Severino los valores oscilaron entre 28.4 °C medidos

en superficie en la estación del centro en el mes de febrero y los 8.8 °C medidos en julio, a la mayor profundidad.

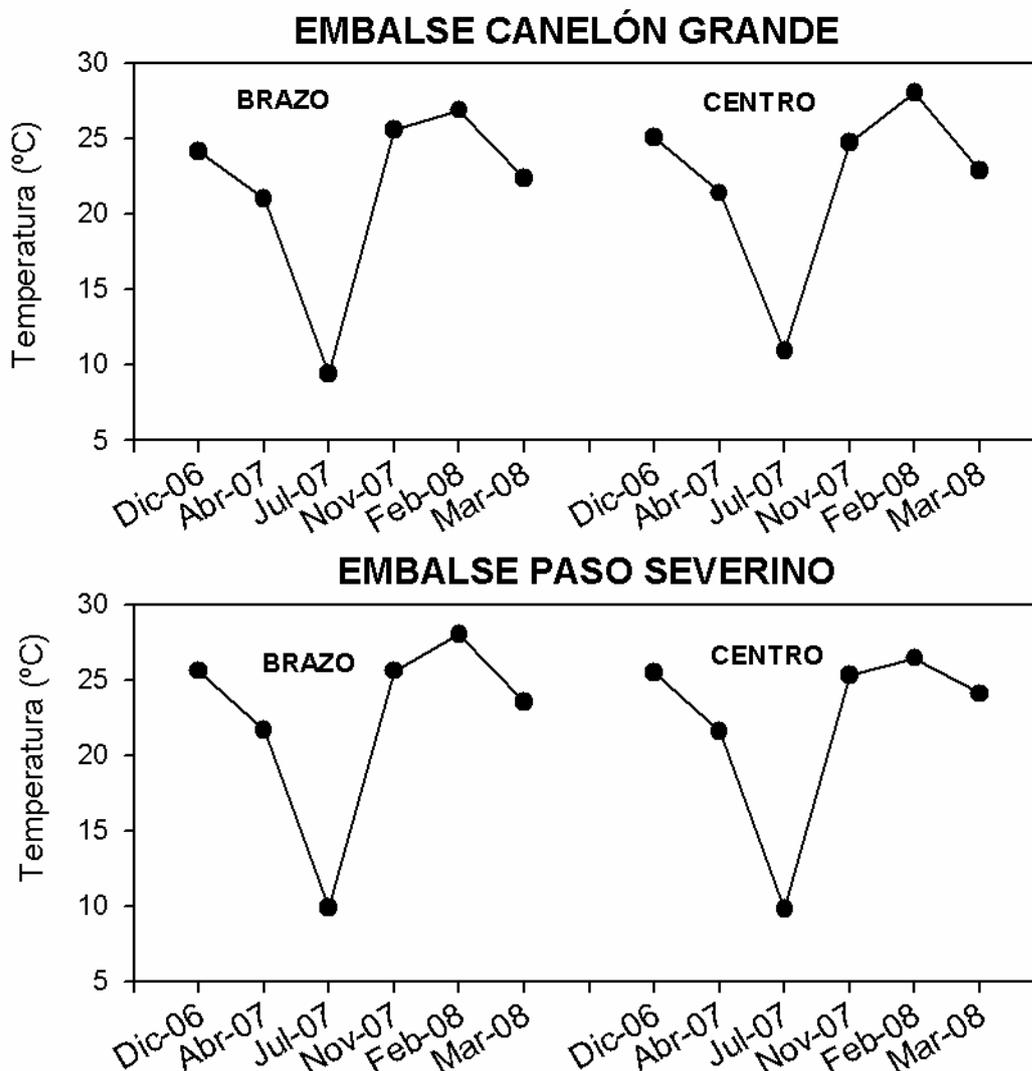


Figura 1. Evolución temporal de la temperatura media de superficie y fondo en las estaciones del brazo y centro en ambos embalses.

El carácter poco profundo de los embalses y seguramente también la intensidad y frecuencia de los vientos dominantes en la zona son responsables de que durante buena parte del año los embalses presenten homogeneidad térmica en profundidad. No obstante, en determinados períodos las variaciones de la temperatura en profundidad sugieren la existencia de una estratificación térmica (Fig. 2) que aunque poco consistente se hace algo más evidente durante el verano, cuando las diferencias térmicas superficie-fondo llegan a ser de entre 3 y 4 °C aproximadamente.

2) Clima Lumínico

En el embalse Canelón Grande, la transparencia del agua, expresada como la profundidad de visión del disco de Secchi, presenta valores promedio de las estaciones Centro y Brazo bajos (0,22 m) y las curvas de extinción de la luz a lo largo del perfil vertical de la masa de agua, muestra una reducción brusca de la radiación con la profundidad (Fig. 3). En el

embalse Paso Severino, por el contrario, los valores promedio de la profundidad de la visión del disco de Secchi son más altos (0,65 m) y la penetración de la radiación solar llega en algunas ocasiones hasta los 2.0 m.

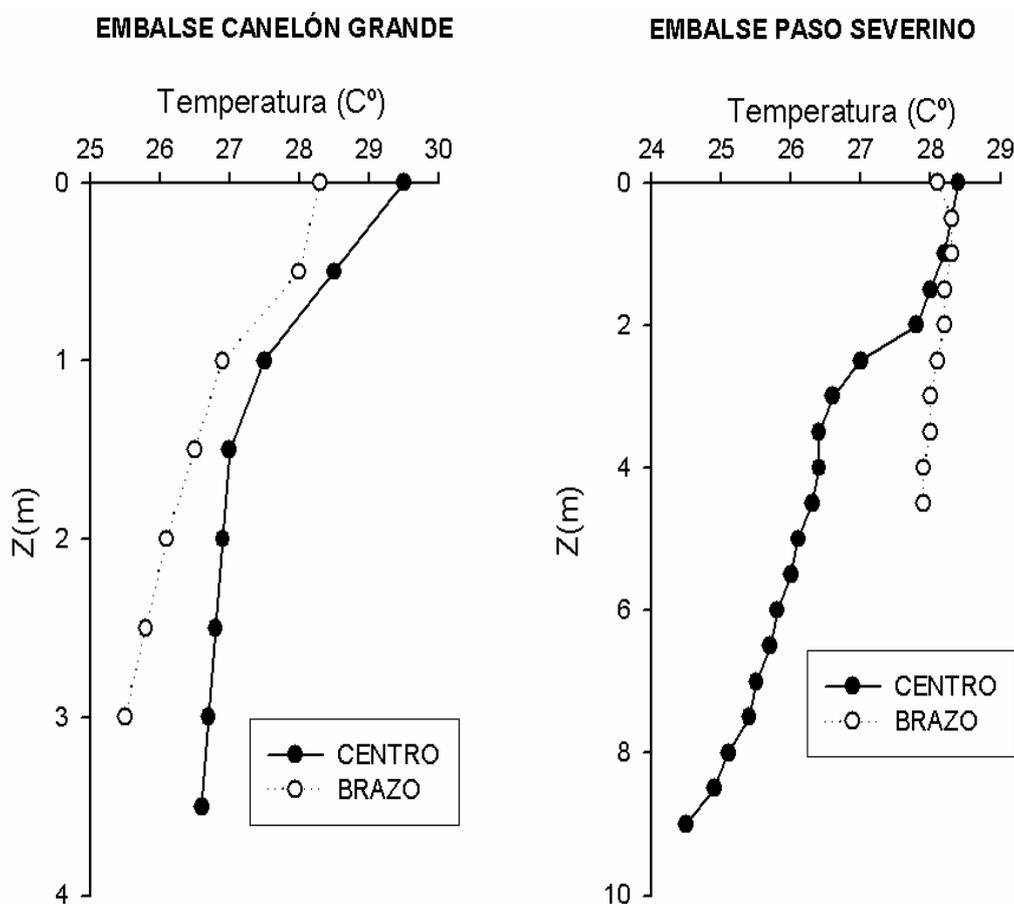


Figura 2. Perfiles verticales de temperatura durante el muestreo de febrero (representativo del verano) en cada una de las estaciones y en ambos embalses.

El coeficiente de extinción vertical de la luz (K_d) se estimó para cada perfil a partir de los datos de irradiación a diferentes profundidades, de acuerdo con el modelo de Beer-Lambert:

$$\ln I_z = \ln I_0 - z \cdot K_d$$

donde I_z y I_0 corresponden a la intensidad de luz en la profundidad z e inmediatamente debajo de la superficie del agua, respectivamente. Dicho coeficiente presentó valores comprendidos entre 5.57 y 12.3 m^{-1} con un valor promedio de 9 m^{-1} para el embalse Canelón Grande y valores más bajos para el embalse Paso Severino (comprendidos entre 2.1 y 4.9 m^{-1} ; promedio de 3.2 m^{-1}).

En el embalse de Canelón Grande, las variaciones en el tiempo, si bien no son importantes, se caracterizan por una reducción en los valores del K_d durante los meses fríos de abril y julio y valores mayores en la época estival (Fig. 4). La correlación entre la atenuación vertical de la luz y la concentración de pigmentos fotosintéticos en este embalse no fue significativa. En cambio se encontró una correlación significativa con los sólidos en suspensión ($r^2=0,67$, $p<0,05$), lo que sugiere que la turbidez inorgánica juega un papel importante en los procesos de absorción y reflexión de la luz en el sistema.

En cambio en el embalse Paso Severino (Fig. 4) la evolución de la clorofila "a", coeficiente de atenuación de la luz (K_d), transparencia del agua (DS) y concentración de Sólidos Totales (SST) en el tiempo no presentaron una correlación significativa, lo que en principio

sugiere que ninguna de estas variables por separado explican la absorción y reflexión de la luz en el sistema.

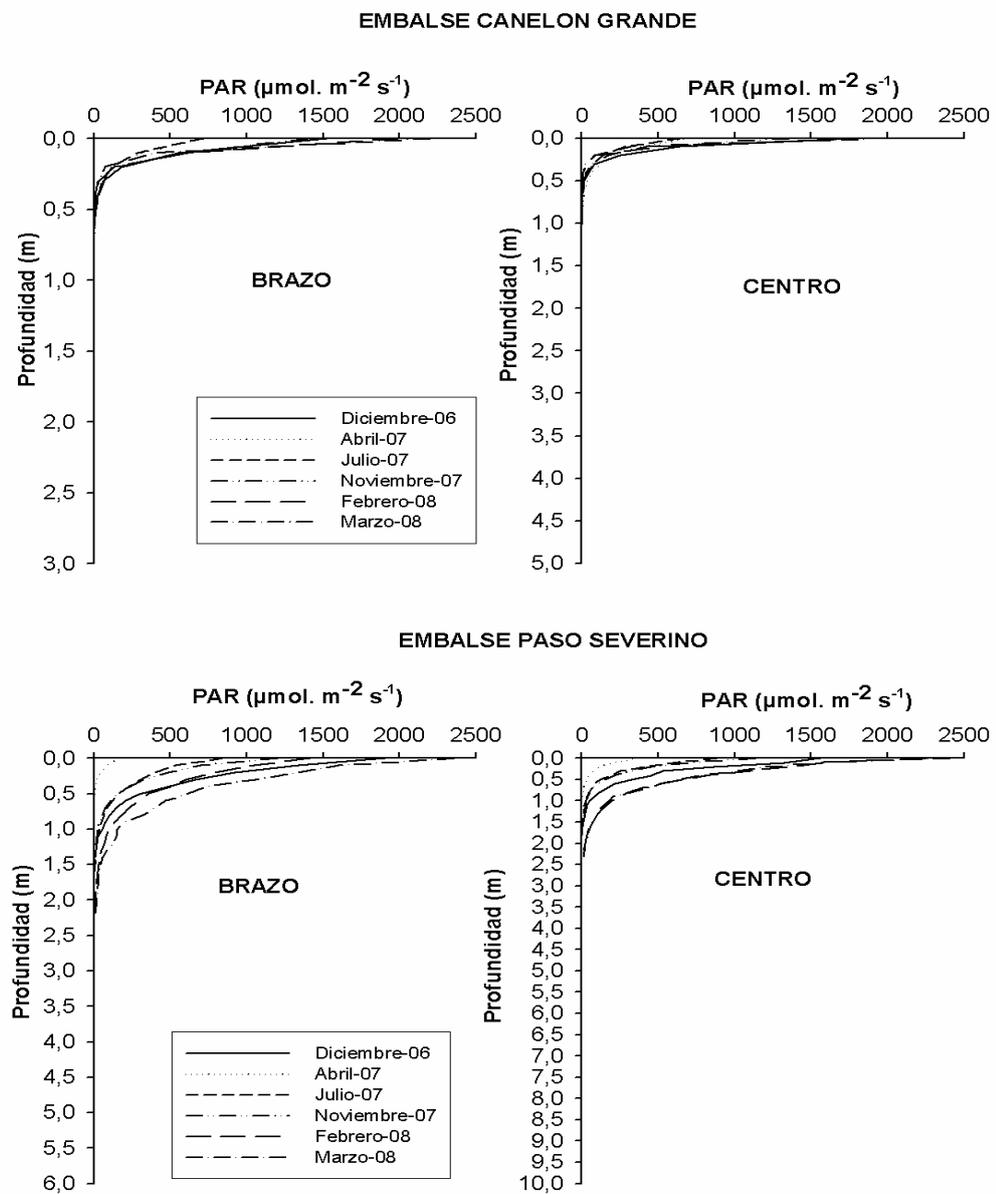
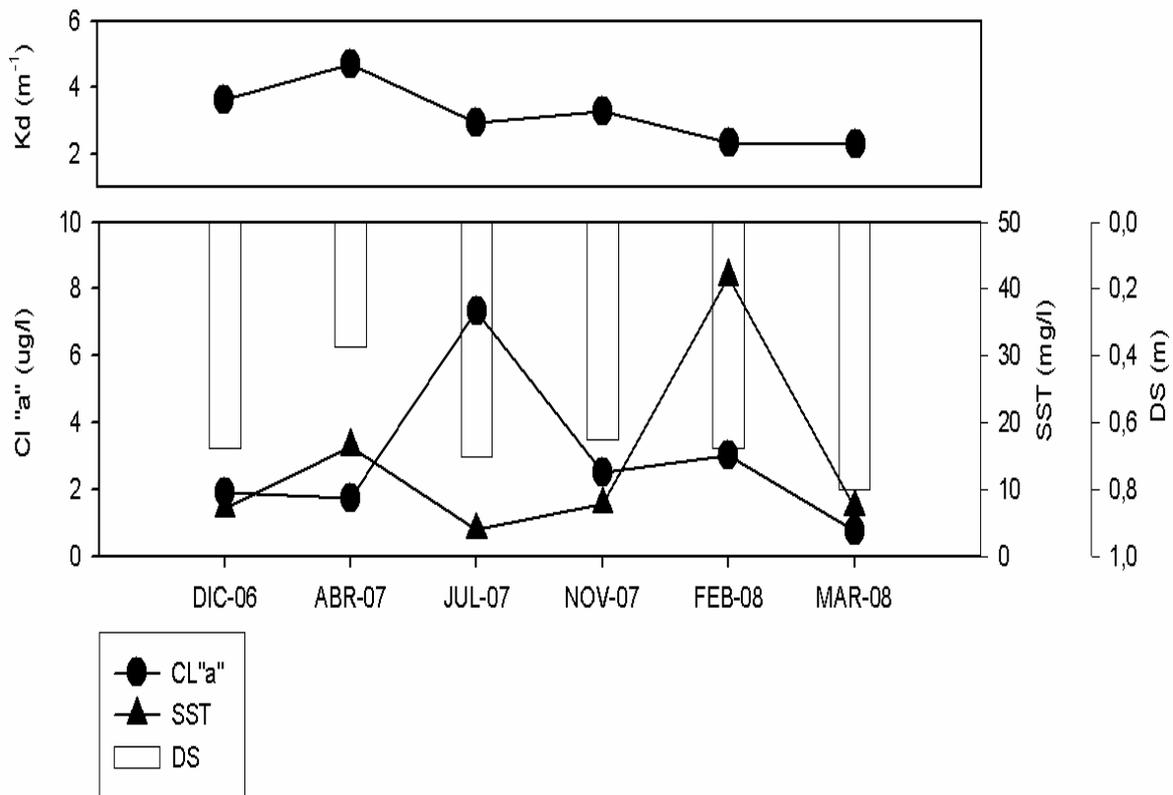


Figura 3. Curva de extinción de la luz a lo largo del perfil vertical de la masa de agua en diferentes momentos del año en las dos estaciones de ambos embalses.

EMBALSE DE PASO SEVERINO



EMBALSE DE CANELON GRANDE

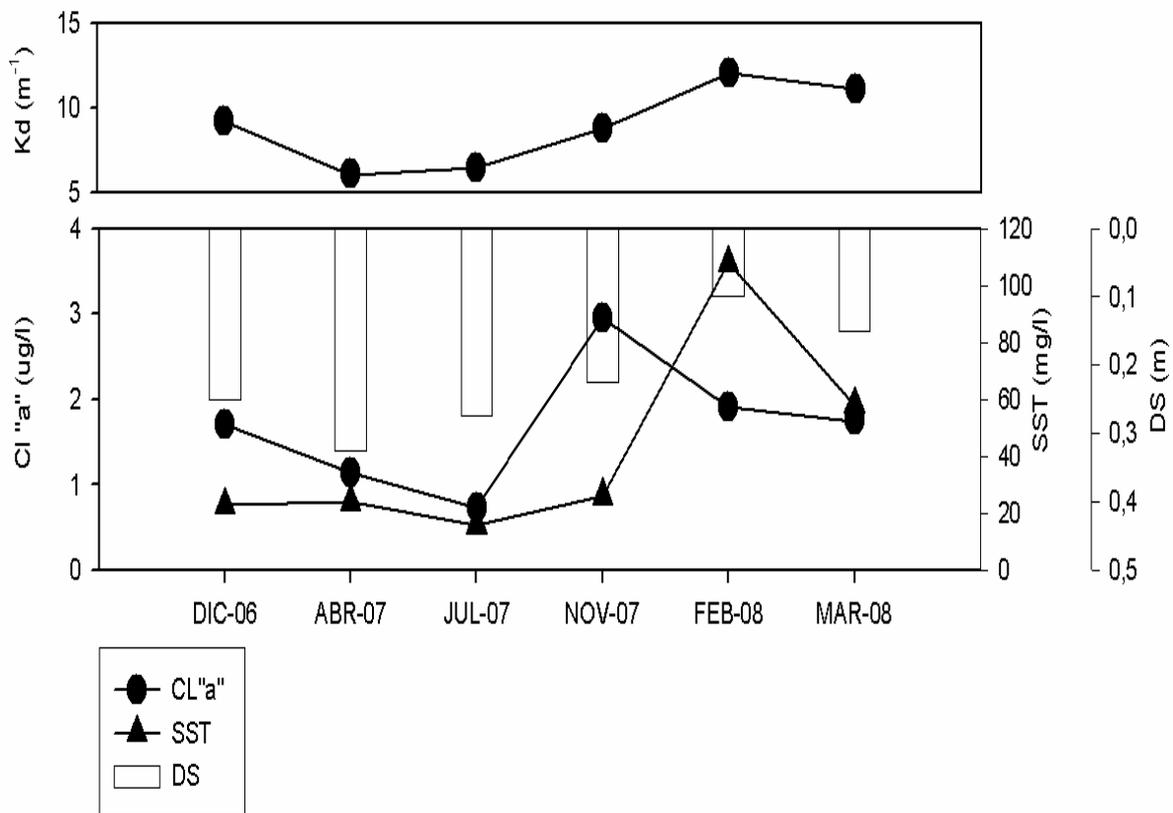


Figura 4. Evolución de los valores (promedio de las dos estaciones de muestreo) de Clorofila “a”, coeficiente de atenuación de la luz (Kd), Transparencia del agua (DS) y de la concentración de Sólidos Totales (SST) en el embalse de Paso Severino y Canelón Grande.

Por otro lado, si aceptamos como es habitual en los estudios limnológicos que el límite de la zona eufótica (Z_{eu}) se sitúa en la profundidad a la que la radiación que llega a la superficie se reduce hasta un 1% (Moss, 1980) a partir de la expresión:

$$\ln I_z = \ln I_0 - Z K_d$$

Sustituyendo I_z e I_0 por 1 y 100%, respectivamente, tendríamos que:

$$Z_{eu} = 4.6/K_d$$

En el caso del embalse Canelón Grande, la profundidad de la zona eufótica estaría comprendida entre 0.38 y 0.83 m, con un valor promedio de 0.55 m. El embalse Paso Severino, en cambio, se caracteriza por presentar una profundidad de la zona eufótica mayor con valores comprendidos entre 0.94 y 2.15 m; promedio de 1.54 m. En general para ambos embalses, estos valores son notoriamente inferiores a la profundidad máxima de los mismos.

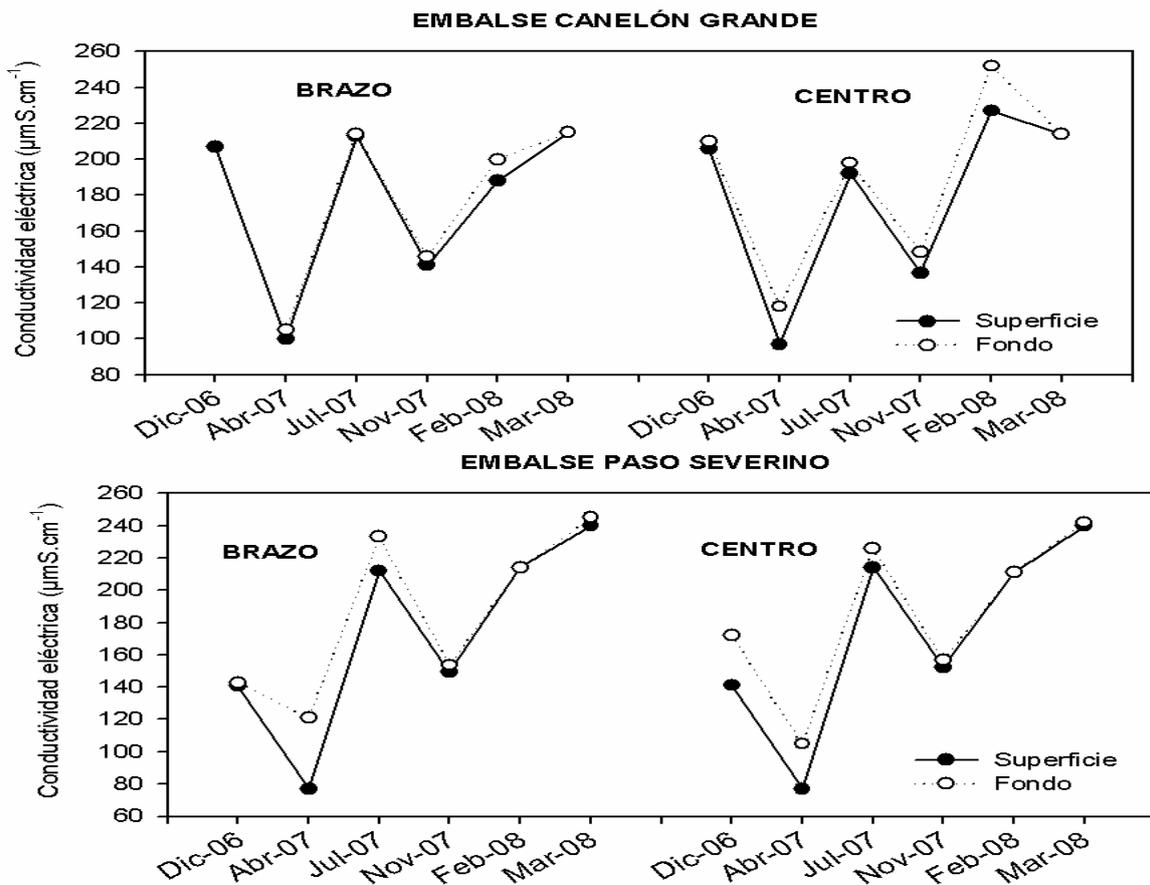


Figura 5. Variación espacio-temporal de la conductividad eléctrica del agua en las estaciones de muestreo en ambos embalses.

3) Conductividad

La Conductividad eléctrica del agua es directamente proporcional a la concentración de sólidos disueltos iónicos de origen diverso. Tanto el embalse Canelón Grande como el embalse Paso Severino presentan aguas poco mineralizadas con valores de conductividad promedio de superficie y fondo comprendidos entre 97 (abril 2007) y 252 (febrero 2008) $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el primer embalse y entre 77 (abril 2007) y 245 (marzo 2008) $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el segundo. Estos datos de conductividad son superiores a los encontrados en el embalse de Salto Grande (CTM, 1982; 1986; Chalar *et al.*, 1993; Chalar *et al.*, 2002)

La Figura 5 muestra la evolución espacio-temporal de esta variable. No se observan diferencias entre los valores de superficie y fondo. Así mismo son escasas las diferencias en el patrón de variación entre las estaciones ubicadas en los brazos y las del centro en ambos embalses, pero sí se observa una amplia variación entre muestreos.

4) Alcalinidad y pH

Ambos embalses presentan una baja reserva alcalina, con valores promedio de alcalinidad entre 42 y 92 mg CaCO_3/L en el embalse Canelón Grande y entre 35 y 98 mg CaCO_3/L en Paso Severino.

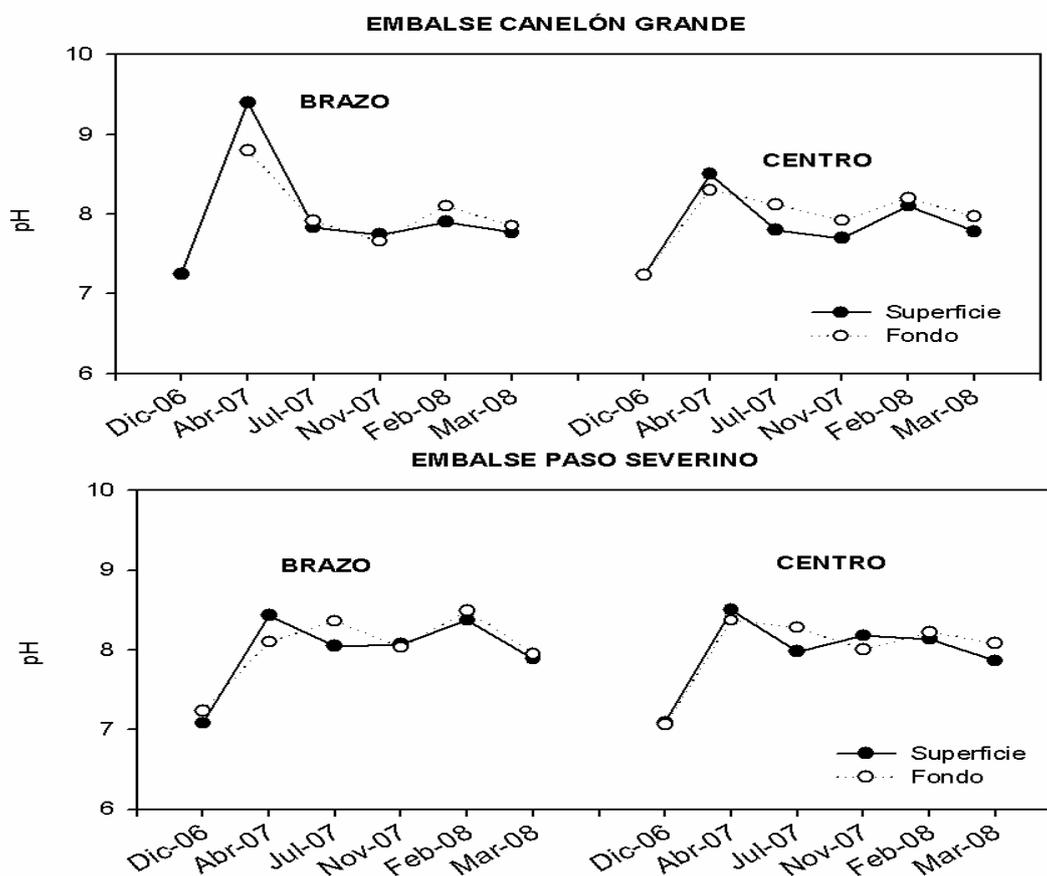


Figura 6. Variación espacio-temporal del pH en ambos embalses

El valor del pH de las aguas naturales oscila generalmente entre 6 y 9, dependiendo de la naturaleza del sustrato y de los tipos de suelos de la cuenca de captación. Influyen también, como es evidente, las reacciones químicas que tienen lugar en el agua y la intensidad de los procesos biológicos como la fotosíntesis y la respiración, además de posibles aportes externos de contaminantes específicos que pudieran modificarlo. Ambos embalses presentan un pH elevado (aguas básicas a muy básicas) con valores promedio comprendidos entre 7.1 y 9.4.

La evolución estacional muestra un patrón similar entre estaciones y en los dos embalses (Fig. 6). A pesar de encontrarse diferencias entre los valores de superficie y fondo (posiblemente asociados a procesos biológicos de producción y respiración), el pH no difiere significativamente.

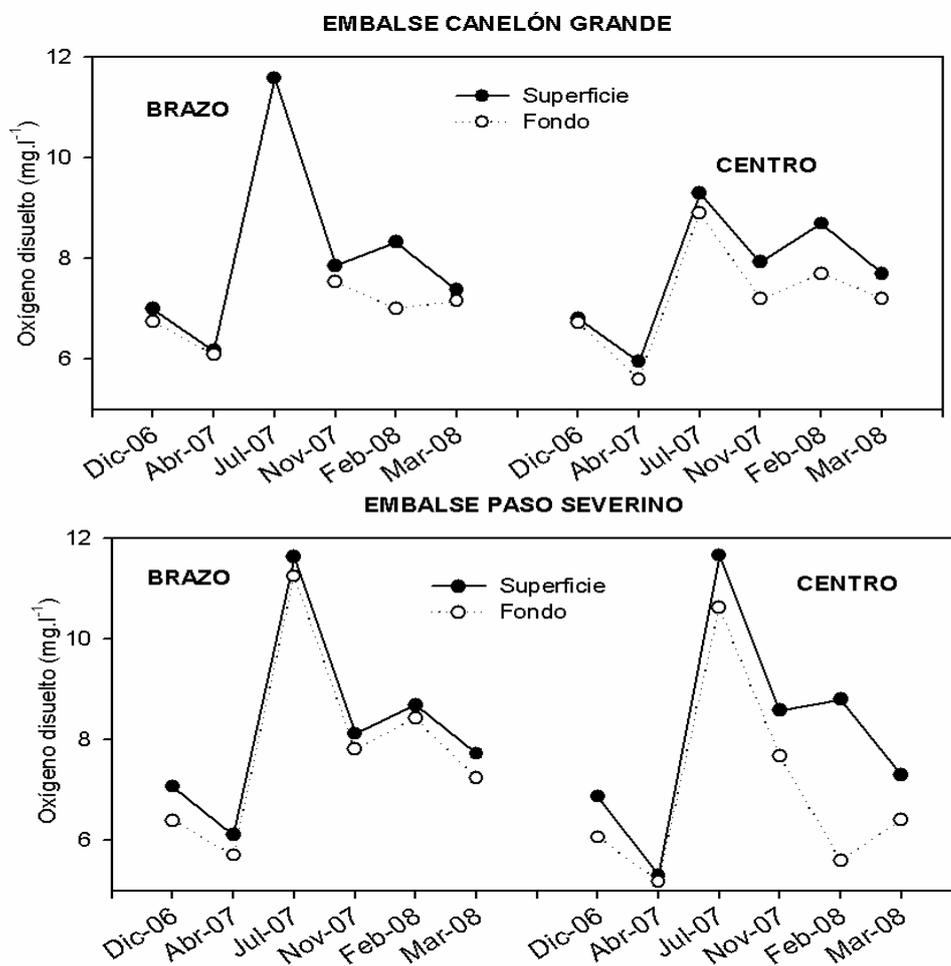


Figura 7. Variación espacio-temporal de la concentración de Oxígeno disuelto en ambos embalses.

5) Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto en el agua es una de las variables más importantes de los ecosistemas acuáticos. Es esencial para el metabolismo de todos los organismos que presentan respiración aeróbica y las variaciones en su concentración proporciona información no sólo sobre la intensidad de las reacciones bioquímicas que tienen lugar en el medio sino, entre otros, de la magnitud de la carga orgánica externa que llega al sistema.

Los valores promedio (superficie y fondo) de la concentración de oxígeno disuelto, fueron de 7,5 mg l⁻¹ en el embalse de Canelón Grande y de 7,8 mg l⁻¹ en Paso Severino. Los valores máximos en ambos embalses se registraron en superficie durante el invierno (Fig. 7). En ninguno de los dos embalses se encontraron correlaciones significativas entre la concentración de oxígeno y el contenido en Clorofila-a, lo que hace suponer que otros factores como los procesos físicos de difusión del gas desde la atmósfera durante las épocas más frías, así como la turbulencia generada por el viento puedan tener mayor importancia en estos sistemas, que la actividad fotosintética de las algas. Por otro lado es razonable pensar que los procesos de descomposición bacteriana sean los responsables de la reducción de la tensión de oxígeno en profundidad observada en ambos embalses, especialmente en los meses de verano.

6) Fósforo

El fósforo constituye en muchos sistemas acuáticos el nutriente limitante de la producción primaria y es la causa primera de los procesos de eutrofización de los mismos. Está implicado en numerosos procesos físico-químicos y biológicos, muy influidos por el potencial redox.

Químicamente es muy activo y reacciona con cationes como hierro, calcio y aluminio, formando compuestos insolubles que precipitan. Es captado del medio por organismos productores (algas, macrófitos) en forma de ortofosfato (fósforo biológicamente disponible) y puede ser almacenado intracelularmente como gránulos de polifosfato (“estrategia de consumo lujurioso”), en sistemas en los que la competencia por este nutriente dirige la sucesión estacional del fitoplancton. Las bacterias heterotróficas pueden requerir fósforo inorgánico y, en ocasiones, compiten con éxito con el fitoplancton por este nutriente. Los procesos de consumo herbívoro y de excreción de fósforo por los organismos heterótrofos son responsables de su reciclado pelágico.

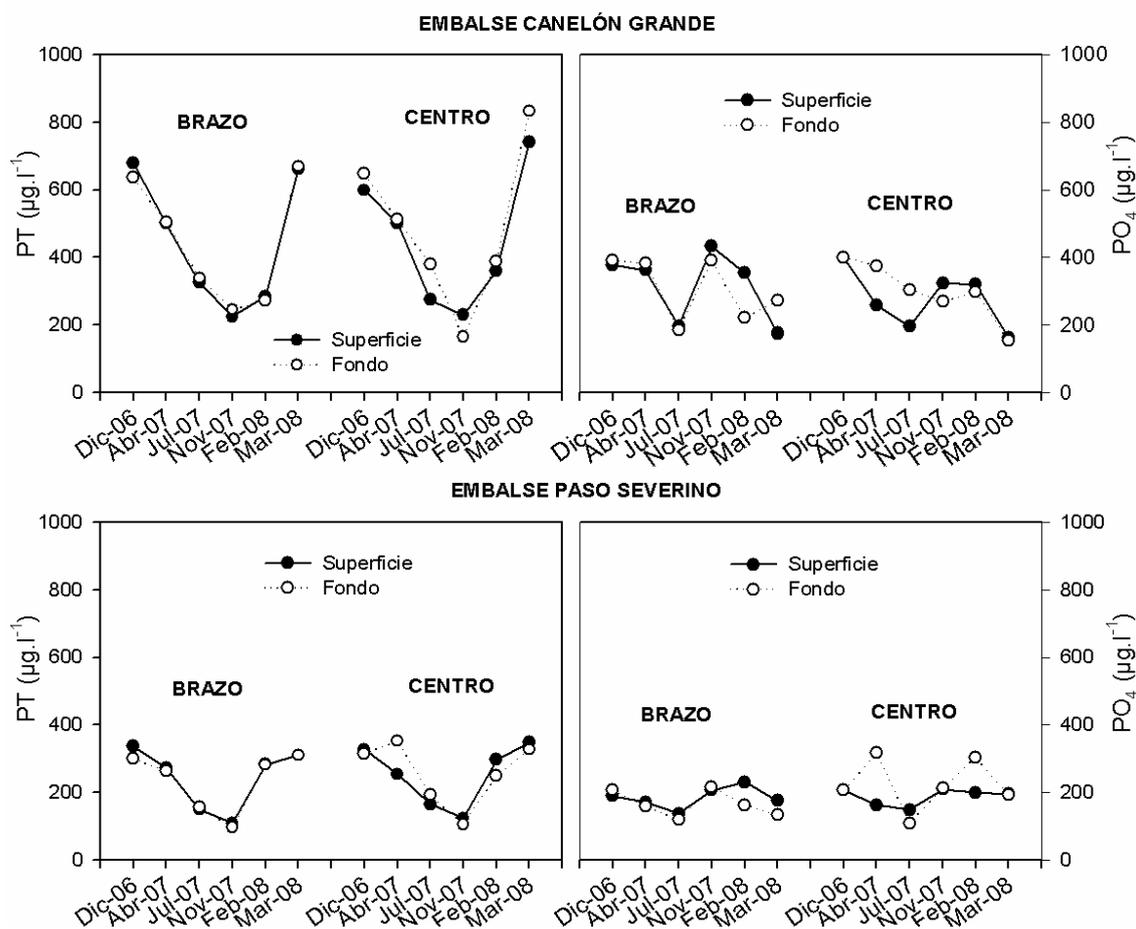


Figura 8. Variación espacio-temporal de las concentraciones de Fósforo Total (PT) y de Ortofosfato (PO_4), en ambos embalses.

Los principales aportes de fósforo proceden de fuentes externas (puntuales y/o difusas: tributarios, escorrentía superficial, etc) o de fuentes internas (entre ellas, especialmente, por resolubilización desde el sedimento). La Figura 8 muestra las variaciones espacio-temporales a lo largo del período de estudio. En líneas generales, las concentraciones de PT, en ambos embalses, presentaron un patrón evidente de variación estacional, con las mínimas concentraciones durante la época primaveral.

El embalse Canelón Grande presenta concentraciones de PT superiores a al embalse Paso Severino, con valores promedio para ambas estaciones (superficie y fondo) de $457 \mu\text{g L}^{-1}$ y de $247 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente. Los valores promedio han oscilado entre 165 y $833 \mu\text{g l}^{-1}$ para Canelón Grande y entre 97 y $353 \mu\text{g l}^{-1}$ para Paso Severino. Al igual que el PT, la concentración de Ortofosfato fue superior en Canelón Grande que en Paso Severino, con valores promedio de $300 \mu\text{g l}^{-1}$ y de $191 \mu\text{g l}^{-1}$ respectivamente).

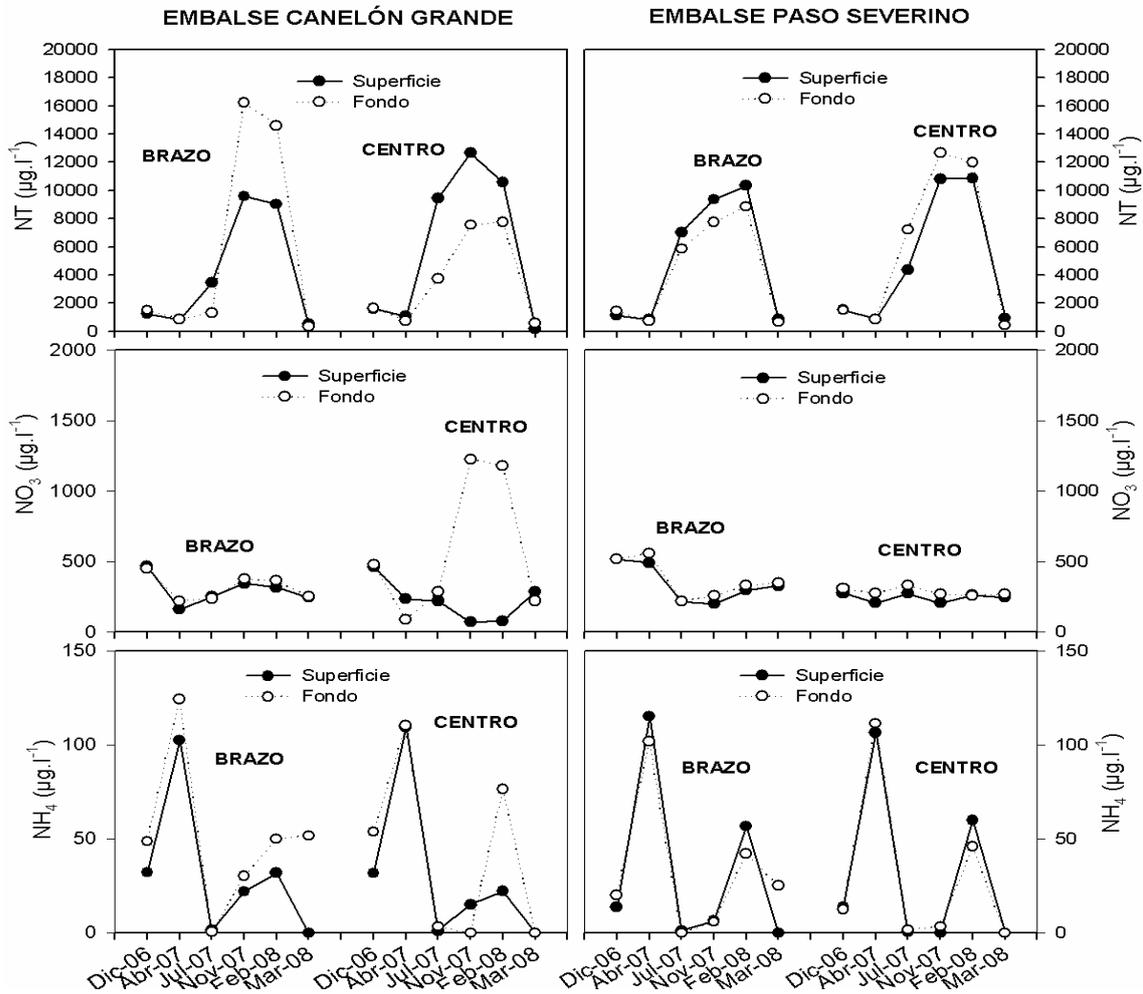


Figura 9. Variación espacio-temporal de la concentración de Nitrógeno Total (NT), Nitrato (NO_3) y Amonio (NH_4) en ambos embalses.

7) Nitrógeno

Junto con el Carbono y el Fósforo es uno de los constituyentes principales del protoplasma celular de los organismos. Es uno de los nutrientes fundamentales que afectan la productividad de las aguas dulces. El ciclo del Nitrógeno en sistemas acuáticos es complejo ya que puede presentarse en varios estados de oxidación y su concentración es alterada por la fijación de N_2 atmosférico, la asimilación, y la desnitrificación o reducción del NO_3 a N_2 . Para todos los efectos prácticos, el ciclo del Nitrógeno en lagos, lagunas y embalses es de naturaleza microbiana: la oxidación y reducción bacteriana de compuestos de Nitrógeno están acopladas con la asimilación fotosintética y la utilización por las algas, las bacterias fotosintéticas y las plantas acuáticas superiores.

Los dos embalses presentan aguas con valores elevados de Nitrógeno. Para el embalse Canelón Grande la concentración promedio (superficie y fondo) de ambas estaciones para el periodo analizado fue de $4884 \mu\text{g NT L}^{-1}$ y, para el embalse de Paso Severino de $4962 \mu\text{g NT L}^{-1}$.

Su evolución en el tiempo muestra un mismo patrón en ambos embalses, con máximos en primavera y verano (Fig. 9).

Las concentraciones promedio de NO_3 en ambos embalses son muy similares (356 y $312 \mu\text{g L}^{-1}$). Cabe señalar que las diferencias entre superficie y fondo son escasas en ambos embalses, con la excepción de los valores registrados en la estación del centro de Canelón Grande durante los meses de verano y otoño en donde se registraron valores de 1225 y $1183 \mu\text{g L}^{-1}$ en el fondo. Por otro lado el NH_4 tuvo un comportamiento similar en ambos embalses, variando entre 0 y $124 \mu\text{g L}^{-1}$ en Canelón Grande y entre 0 y $115 \mu\text{g L}^{-1}$ en Paso Severino.

8) Sílice

El silicio se encuentra en los sistemas acuáticos de muchas formas aunque tan sólo el ácido silícico (H_2SiO_4), puede ser utilizado por las algas. Otras formas como la sílice coloidal y la arcilla juegan un papel físico-químico al proporcionar sitios de adsorción para el fósforo y el amonio. La mayoría de las algas tienen requerimientos mínimos para este nutriente pero en el caso de las diatomeas, la sílice (SiO_2) forma las paredes rígidas (frústulos) características de este grupo. Algunas crisofíceas flageladas y muy pocas especies más pueden tener también paredes celulares de sílice. Precisamente por ello se dice que en los lagos este nutriente juega un papel "intrigante" ya que aparentemente es el responsable del éxito de la diatomeas en la mayoría de los ecosistemas acuáticos y no tienen el carácter de nutriente limitante que se asigna al fósforo o al nitrógeno.

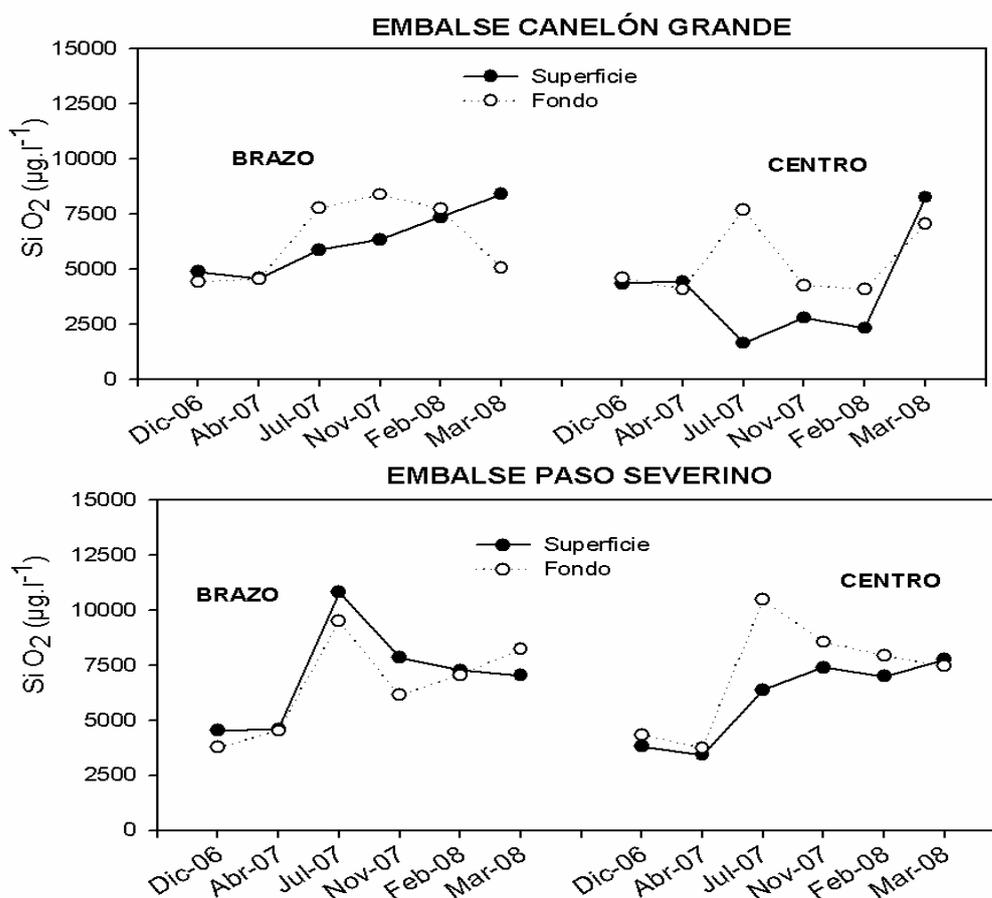


Figura 10. Variación espacio-temporal de la concentración de sílice reactivo en ambos embalses.

Su ciclo en el agua es muy diferente al de N, P, Fe, y otros nutrientes en que los organismos vegetales y animales toman y excretan grandes cantidades en formas diferentes. La

llegada al sistema desde los tributarios y, en menor medida, el reciclado entre el agua y el sedimento son las principales fuentes de este nutriente.

Los dos embalses presentaron concentraciones de sílice muy similares (Fig. 10). Las concentraciones oscilaron entre 1638 y 8804 $\mu\text{g L}^{-1}$ con valores promedio de 5452 $\mu\text{g L}^{-1}$ para Canelón Grande y entre 3436 y 10813 $\mu\text{g L}^{-1}$ (promedio 6648 $\mu\text{g L}^{-1}$) para Paso Severino, todos ellos de superficie.

EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO

Para definir el estado trófico de una masa de agua y tener un dato comparativo con otros sistemas se utilizan índices del estado trófico calculados en base a diferentes parámetros. Un tipo de evaluación del estado trófico se basa en comparar los datos obtenidos experimentalmente con unos valores fijos propuestos para cada rango (Tabla 1). La OCDE (1982) utiliza el promedio anual de Fósforo Total (PT), promedio anual de clorofila en la zona eufótica, máximo anual de clorofila, promedio y mínimo anual de la transparencia del agua (DS). Nosotros no utilizamos los datos de transparencia del agua ya que esta posee un componente de origen inorgánica importante y por lo cual no puede relacionarse directamente con la biomasa de fitoplancton.

Tabla 1. Valores de la OCDE ($\mu\text{g L}^{-1}$, m) para un sistema de clasificación trófica (modificado de OCDE 1982)

	Media PT	Media Clor.a	Máx. Clor.a	Media DS	Mín. DS
ULTRAOLIGOTRÓFICO	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
OLIGOTRÓFICO	< 10	< 2,5	< 8	> 6	> 3
MESOTRÓFICO	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
EUTRÓFICO	35 - 150	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
HIPEREUTRÓFICO	> 150	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Otro método es el índice numérico del estado trófico (Trophic State Index, TSI) de Carlson (1977) que es, probablemente, de los más usados. Las variables utilizadas en el índice son los valores medios anuales de la profundidad de visión disco de Secchi y de las concentraciones superficiales de PT y Clorofila *a*:

$$\text{TSI} = 60 - 14,41 \ln \text{DS}$$

$$\text{TSI} = 14,42 \ln \text{PT} + 4,14$$

$$\text{TSI} = 9,81 \ln \text{Clor. } a + 30,6$$

Este índice, reduce el estado trófico de un lago a un valor (en una escala de 0 a 100), en un intento por evitar la subjetividad inherente a los términos oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. Un valor del TSI inferior a 20 representa condiciones de ultraoligotrofia; entre 30 y 40, oligotróficas; entre 40 y 50, mesotróficas; en el rango entre 50 y 60, de eutrofia y por encima de 70, condiciones de hipereutrofia.

En base a la clasificación trófica de límites fijos propuesta por la OCDE (1982) y de acuerdo con nuestros datos (Tabla 2) podemos señalar que según la concentración promedio de PT, los dos embalses se clasifican como hipereutróficos. Por otro lado, los valores promedio y los máximos de Clorofila *a* señalan al embalse de Canelón Grande como oligotrófico y a Paso Severino como mesotrófico.

Al igual que los límites propuestos por la OCDE (1982), los valores del índice de Carlson (1977) clasifican a ambos embalses como Hipereutróficos en función de la concentración de Fósforo Total (Tabla 3) y oligotrófico a Canelón Grande y mesotrófico a Paso Severino en función de la clorofila *a*.

Tabla 2. Valores para ambos embalses ($\mu\text{g L}^{-1}$) de las variables consideradas por la OCDE (1982) para la caracterización trófica de sistemas acuáticos

	CANELÓN GRANDE	PASO SEVERINO
Fósforo Total (Media)	448,56	248,47
Clorofila <i>a</i> (Media zona eufótica)	1,7	2,87
Clorofila <i>a</i> (Máximo superficie)	4,5	13,6

Tabla 3. Valores del Índice de Estado Trófico (TSI) calculado en función de la concentración de Fósforo Total y de Clorofila *a* en cada uno de los embalses.

	CANELÓN GRANDE	PASO SEVERINO
TSI (Clorofila <i>a</i>)	35,5	41,3
TSI (Fósforo total)	92,1	83,4

COMUNIDADES BIOLÓGICAS

El estudio de la estructura y dinámica del plancton ha despertado el interés de un gran número de investigadores en ecosistemas acuáticos porque estos organismos responden rápidamente a los cambios en el ambiente, funcionando como indicadores ecológicos y contribuyendo al entendimiento de las interacciones entre procesos físicos-químicos y respuestas biológicas. Las comunidades planctónicas responden no solamente a la amplitud de las variaciones sino también a la frecuencia de las fuerzas físicas que actúan sobre el ambiente.

Dado el nivel trófico intermedio que representa la comunidad zooplanctónica, entre los productores primarios y los consumidores de zooplancton, -normalmente peces-, su valor indicador de las condiciones ambientales es menor que el del fitoplancton. Por otra parte, el elevado número de especies de algas frente al del zooplancton, hace que se encuentren relaciones más significativas entre algunas especies de algas y las condiciones ambientales. No obstante, el estudio del zooplancton permite obtener una visión más integradora y representativa del estado real de las aguas y las condiciones ambientales en que se desarrolla (Premazzi & Chiaudani 1992, Monteoliva & Muñoz 2000).

1) Fitoplancton

El total de taxa identificados durante todo el período de estudio en los dos embalses fue de 69 especies. Entre los cinco períodos y los cuatro sitios, se registraron entre 10 y 29 taxa (Fig. 11), con la mayor riqueza en los meses cálidos. La estructura (composición taxonómica) de la comunidad fitoplanctónica fue similar dentro de cada sistema, considerando las estaciones Centro y Brazo; y entre los sistemas. Predominaron los organismos flagelados de la fracción nanoplanctónica ($< 30 \mu\text{m}$ de longitud máxima), pertenecientes a diversos grupos taxonómicos. Dentro de los fitoflagelados, dominaron los agrupados en la División Cryptophyta, donde el género *Cryptomonas* registró la mayor variedad de especies y abundancia de organismos. Con menor frecuencia, también se registró la presencia de otros fitoflagelados nanoplanctónicos, pertenecientes a grupos de microalgas como Chlorophyceae (*Chlamydomonas spp*, *Pteromonas sp*, *Sphaerellopsis spp* y *Eudorina spp*), Chrysophyceae (*Dynobryon spp* y *Mallomonas spp*) y Dinophyceae (*Gymnodinium sp*). Se destaca la ausencia de especies de Cianobacterias en las muestras analizadas, especialmente considerando las fechas de los muestreos (al principio y final del verano) y los antecedentes de floraciones observadas en el Embalse Paso Severino. El grupo Bacillariophyceae (diatomeas) registró una alta presencia en Paso Severino en noviembre 2007, principalmente debido a una especie de tamaño pequeño ($19 \mu\text{m}$ de longitud máxima) y pared celular fina, identificada provisoriamente como *Melosira sp*.

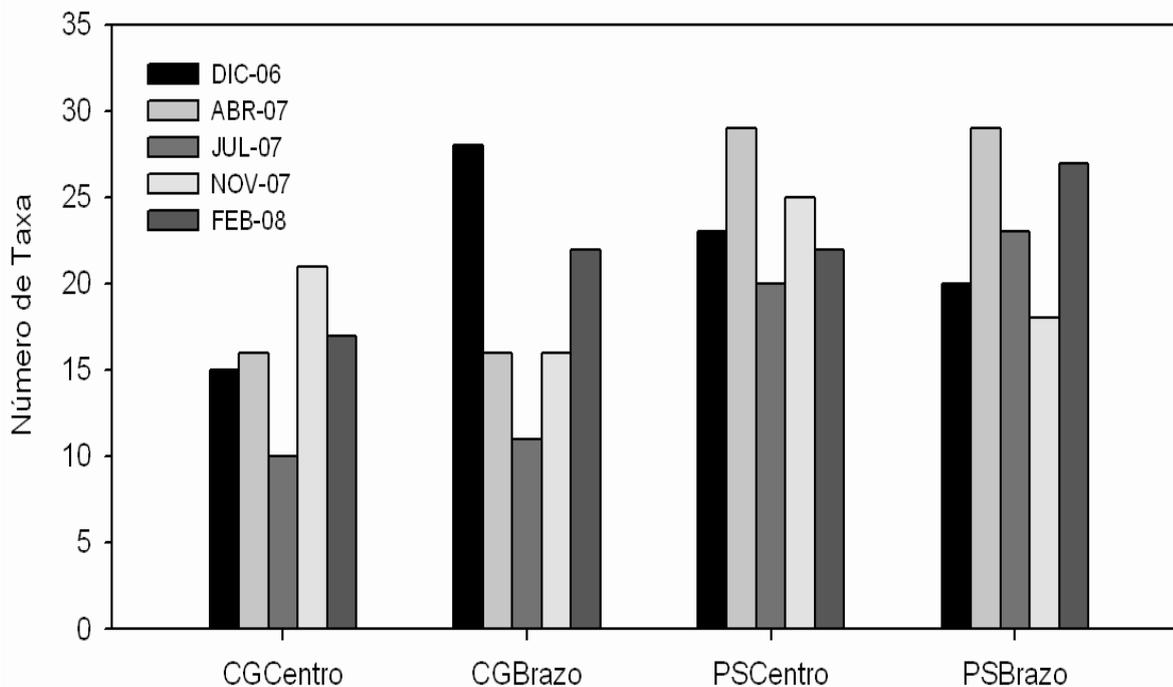


Figura 11. Riqueza de especies (en N° de taxa) identificadas en los embalses Canelón Grande (CG) y Paso Severino (PS), de la Cuenca del Río Sta. Lucía, entre diciembre 2006 y febrero 2008.

La abundancia de la comunidad fitoplanctónica fue baja en general durante todo el período de estudio, especialmente en el embalse de Canelón Grande. Registró sus mínimos en julio en ambos embalses y sus máximos en noviembre con abundancias promedio de aproximadamente 5.000 cél. ml⁻¹ en Paso Severino y 700 cél. ml⁻¹ en Canelón Grande ambos valores registrados en la estación del centro (Fig. 12). Los organismos más abundantes pertenecieron a la Clase Cryptophyceae, organismos flagelados de organización individual, y estuvieron representados por especies de pequeño tamaño (< 30 µm), que a su vez representan un biovolumen algal relativamente bajo.

a) Fitoplancton del Embalse Canelón Grande

La composición de la comunidad fitoplanctónica en este sistema fue típica de ambientes turbios y turbulentos. La diversidad de la comunidad fue baja y estuvo dominada por organismos nanofitoplanctónicos agrupados en la División Cryptophyta (Fig. 13). Los fitoflagelados nanoplanctónicos pueden realizar fotosíntesis con bajas intensidades lumínicas, tal como se observó en Canelón Grande, sin embargo no desarrollaron poblaciones de altas densidades. El rango de abundancia de la comunidad fitoplanctónica estuvo entre 120 y 650 cél. ml⁻¹.

Espacialmente, no se registraron diferencias significativas en la composición ni en la abundancia entre el brazo y el cuerpo principal del embalse. No pudo determinarse una tendencia entre ambos sitios, ya que en algunos muestreos se observó mayor abundancia en el brazo y en otros la mayor abundancia se registró en el centro.

Temporalmente, se observó que los valores más bajos de abundancia se registraron en el muestreo de invierno (julio de 2007) mientras que los más altos se registraron en primavera (noviembre de 2007), decayendo hacia febrero de 2008.

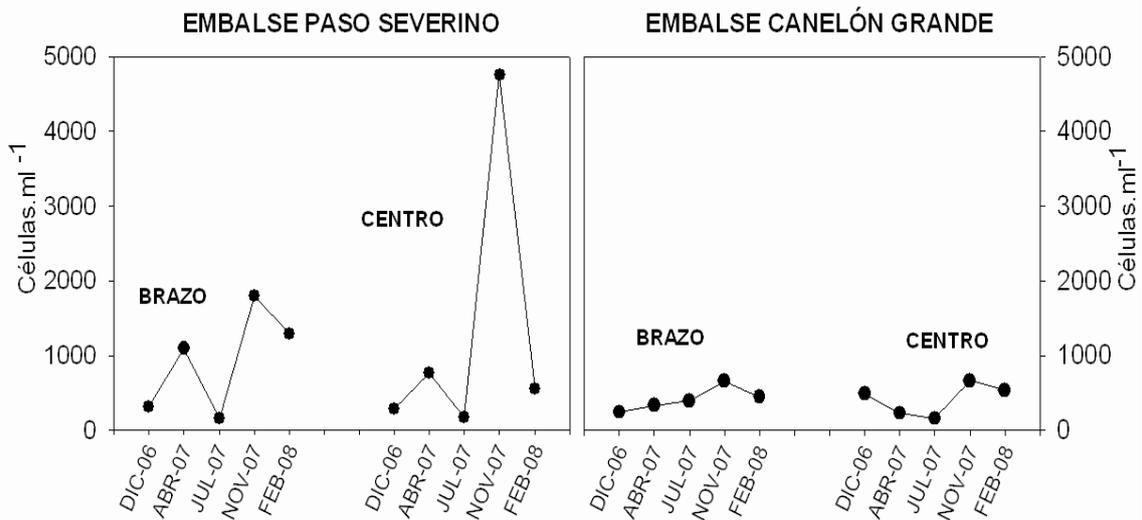


Figura 12. Abundancia del fitoplancton total (células.ml⁻¹), promedio de tres submuestras, analizada en las estaciones Centro y Brazo del Embalse Canelón Grande, entre diciembre de 2006 y febrero de 2008.

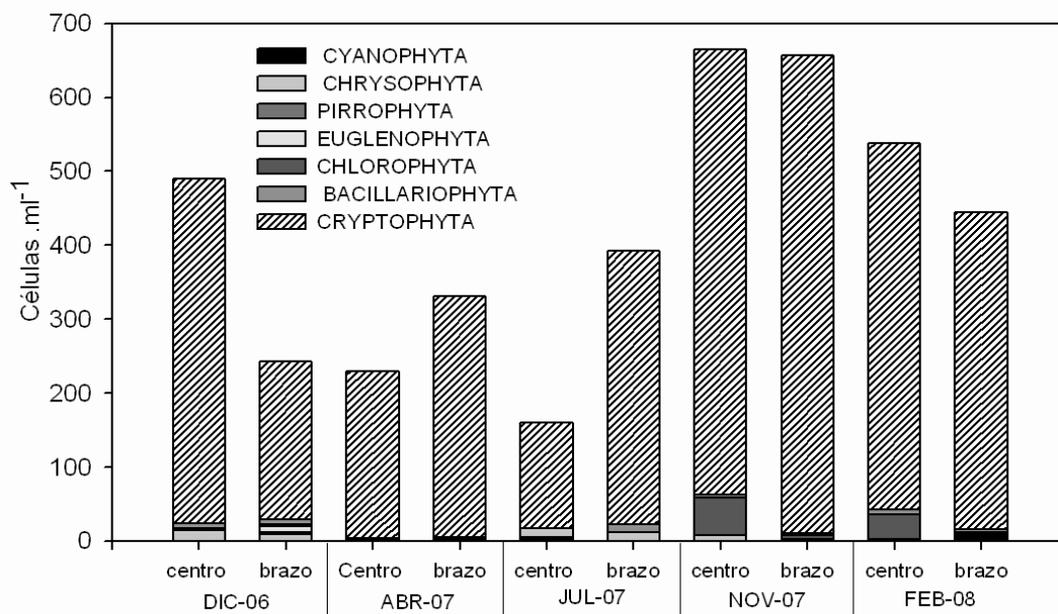


Figura 13. Abundancia promedio (células ml⁻¹) de los grupos de fitoplancton presentes en el Embalse Canelón Grande entre diciembre 2006 y febrero 2008.

El biovolumen de la comunidad fitoplanctónica presentó un rango entre 21,000 y 255,000 $\mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$ en julio 2007 y febrero 2008 respectivamente. Espacialmente, se observó una tendencia a registrar los mayores biovolúmenes en la estación del brazo respecto al centro del embalse, indicando que en aquel sitio los organismos serían de mayor tamaño (Fig. 14). Temporalmente se observó un patrón de variación similar al de la abundancia, en general, con excepción de febrero 2008, donde la máxima biomasa no se correspondió con la máxima abundancia. Esta diferencia estuvo relacionada con la aparición de una especie de cianobacteria filamentososa de tamaño significativo (*Pseudoanabaena* sp), además de un incremento en el biovolumen de las Chlorophyceae y Euglenophyceae, junto a la aparición de la diatomea de mayor tamaño *Aulacoseira granulata* (Fig. 14).

b) Fitoplancton del Embalse Paso Severino

Al igual que en Canelón Grande, la comunidad fitoplanctónica del embalse Paso Severino estuvo cuantitativamente dominada por los fitoflagelados nanoplanctónicos agrupados en la División Cryptophyta, con excepción de noviembre 2007, en que se registró un incremento en la abundancia de las Bacillariophyta o diatomeas, tanto en el centro como en el brazo del embalse.

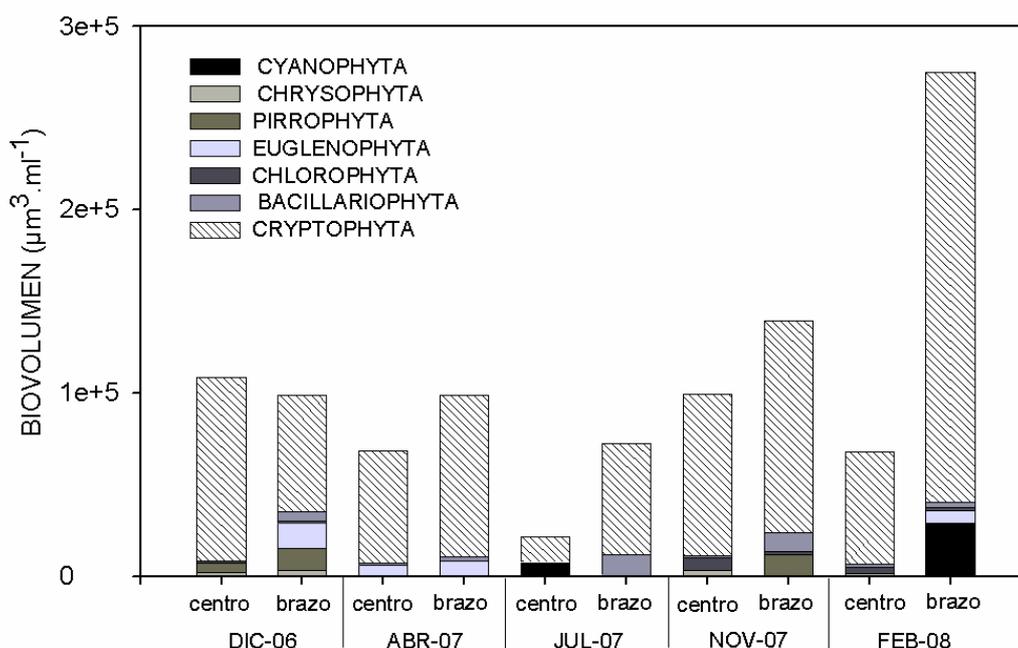


Figura 14. Variación temporal del biovolumen de los grupos de fitoplancton en el embalse Canelón Grande, estaciones centro y brazo.

La mayor abundancia de este grupo estuvo determinada por la aparición de una diatomea filamentosas de paredes tenues y tamaño individual pequeño (largo promedio de 19 μm) que se identificó como *Melosira* sp. También se registraron cianobacterias filamentosas del género *Pseudanabaena* sp en febrero de 2008. A diferencia de Canelón Grande, Paso Severino registró una mayor riqueza de especies, siendo los meses de verano los más variados (Fig. 15).

El rango de abundancia absoluta del fitoplancton en Paso Severino fue de 50 a 5300 cél. ml^{-1} en diciembre de 2006 y noviembre de 2007, respectivamente. Sin embargo, promediando los recuentos de las tres submuestras en cada muestreo, se observa que la menor abundancia se registró en julio de 2007, con 160 cél. ml^{-1} y la mayor también en noviembre de 2007 con casi 5000 cél. ml^{-1} .

Espacialmente no se observaron tendencias ni diferencias claras entre las estaciones del centro y el brazo del embalse. La mayor diferencia en la abundancia se registró en noviembre de 2007, pero no se considera relevante, debido a que se mantienen dentro del mismo orden de magnitud. La composición es la misma, al igual que la relación de abundancia entre los grupos de fitoplancton (Fig. 15). Temporalmente se observó un incremento de la abundancia en primavera, hecho coincidente con los resultados encontrados para Canelón Grande.

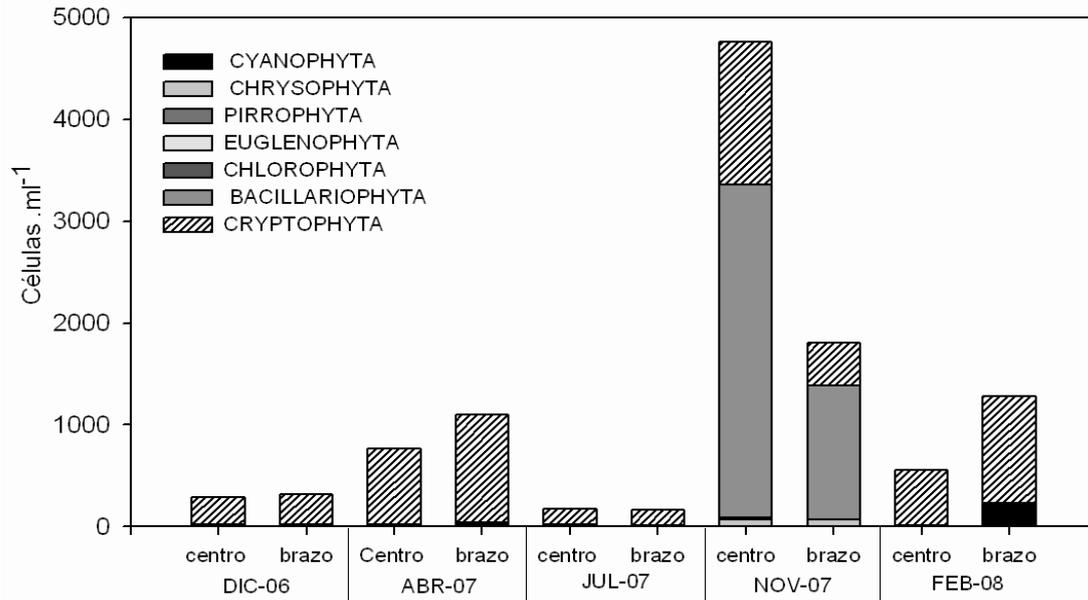


Figura 15. Abundancia promedio (células ml⁻¹) de los grupos de fitoplancton presentes en el Embalse Paso Severino entre diciembre de 2006 y febrero de 2008.

Respecto al biovolumen del fitoplancton de Paso Severino, se registró un rango entre 27600 y 94300 $\mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$ en julio de 2007 y noviembre de 2007 respectivamente (Fig. 16). Otro incremento en el biovolumen también se observó en febrero de 2008 en el brazo.

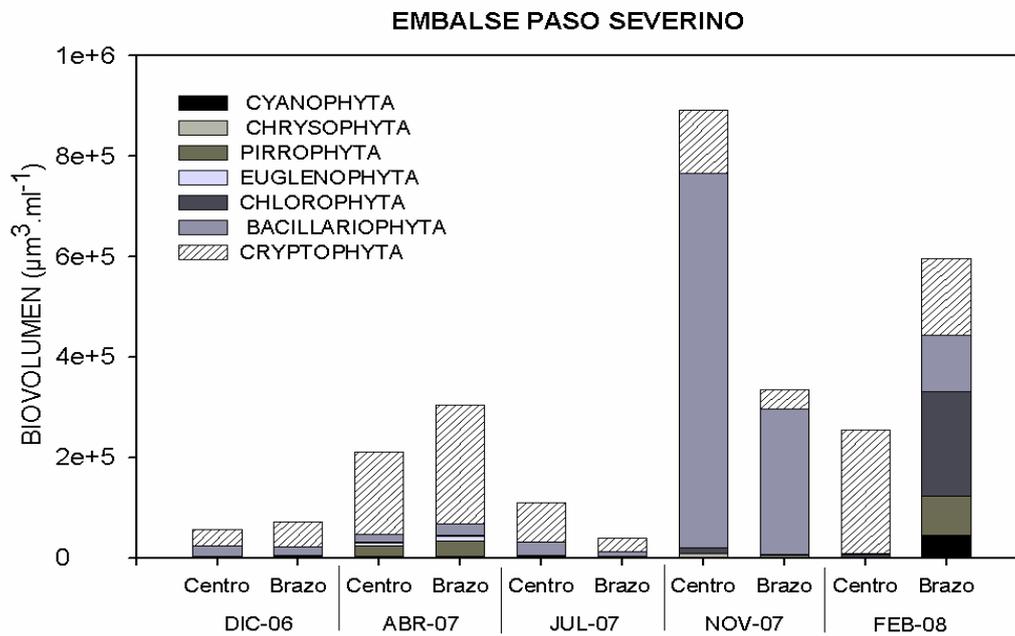


Figura 16. Variación temporal del biovolumen de los grupos de fitoplancton en el Embalse Paso Severino, estaciones centro y brazo.

Los períodos de mayor biovolumen se correspondieron con períodos de mayor variedad en la composición de la comunidad. El biovolumen fitoplanctónico de noviembre de 2007 estuvo dominado por las diatomeas en las dos estaciones de muestreo; mientras que en febrero de 2008 presentó diferencias considerables en la composición por tamaño de los organismos

entre el centro y el brazo. Mientras que en el primero dominaron las algas fitoflageladas nanoplanctónicas, resultando en un biovolumen promedio de $254000 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$, en el brazo estuvo determinado por una presencia equitativa de casi todos los grupos presentes alcanzando un biovolumen de $567000 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$.

2) Zooplancton

La composición taxonómica de la comunidad zooplanctónica de los embalses de: Paso Severino y Canelón Grande son muy similares (Tablas 3, 4 y 5). De un total de 36 especies el grupo de los rotíferos fue el más numeroso y diverso con 23 especies seguido por los cladóceros con 9 y copépodos con 4 especies.

Tabla 3. Presencia (+) y ausencia (-) de especies de cladóceros encontrados en los embalses de Paso Severino y Canelón Grande

CLADÓCEROS	PASO SEVERINO	CANELÓN GRANDE
<i>Moina minuta</i>	+	+
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	+	+
<i>Bosmina huaronensis</i>	+	-
<i>B.hagmani</i>	+	+
<i>Bosminopsis deitersi</i>	+	+
<i>Daphnia</i> sp.	+	+
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	-	+
<i>Camptocercus</i> sp.	-	+
<i>Alona</i> sp.	-	+
COPEPODOS		
<i>Notodiptomus incompositus</i>	+	+
<i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i>	+	+
<i>Mesocyclops</i> sp.	-	+
<i>Acanthocyclops robustus</i>	+	+

Los rotíferos fueron el grupo dominante en el embalse Paso Severino con el 76% del zooplancton total. En Canelón Grande, los copépodos fueron los que presentaron valores porcentuales mayores (41%). En ambos embalses, los cladóceros fueron los menos representados (Fig. 17). Cabe señalar que en el embalse Paso Severino se ha detecto la presencia de larvas del bivalvo *Limnoperna fortunei*, las que alcanzaron un 2% del zooplancton total.

a) Variaciones Espacio-Temporales

La variación estacional del zooplancton se muestra en la Figura 18 A y B. Las mayores abundancias (superiores en el embalse de Paso Severino que en Canelón Grande), se registraron principalmente durante los muestreos de noviembre, febrero y marzo en ambos embalses, con mínimos en el mes de julio. El patrón de variación estacional en Paso Severino presentó (en ambas estaciones) altas abundancias en noviembre y una fuerte reducción en los demás meses. En cambio, en Canelón Grande, las fluctuaciones fueron menos pronunciadas, con mayores abundancias en febrero y marzo.

En Paso Severino, los rotíferos *Polyarthra vulgaris* y, en menor medida, *Synchaeta stylata*, *Conochilus dossuarius*, los cladóceros *Moina minuta* y los copépodos *Notodiptomus incompositus*, fueron las especies que marcaron el patrón de variación estacional (Fig. 18 C). Sus máximos poblacionales sucedieron en el mes de noviembre, con abundancias de la especie dominante *P. vulgaris*, de 800 ind L^{-1} en el brazo y 675 ind L^{-1} en el centro del embalse.

En cambio Canelón Grande se destaca por las menores densidades de organismos (un orden de magnitud menos) y la variación en la dominancia de las especies. A diferencia de Paso Severino, *P. vulgaris* fue dominante en febrero en la estación del centro del embalse con abundancias de 33 ind L^{-1} y en marzo en la estación del brazo (23 ind L^{-1}). En este sistema adquiere particular importancia *Notodiptomus incompositus*, en ambas estaciones. Cabe

señalar que los estadios de desarrollo de los copépodos (nauplios de cyclopoides y calanoides) representan un 63 % del total de copépodos en Canelón Grande.

Tabla 5. Presencia (+) y ausencia (-) de especies de rotíferos y otros grupos encontrados en los embalses de Paso Severino y Canelón Grande.

	PASO SEVERINO	CANELÓN GRANDE
<i>Polyarthra vulgaris</i>	+	+
<i>Hexarthra intermedia</i>	+	+
<i>Synchaeta stylata</i>	+	+
<i>Conochilus dossuarius</i>	+	+
<i>C.uniconis</i>		-
<i>Pompholix complanata</i>	+	+
<i>Aschomorpha ovalis</i>	+	+
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+
<i>K. trópica</i>	+	+
<i>K. americana</i>	-	+
<i>K. lenzi</i>	-	+
<i>Filinia longiseta</i>	+	+
<i>F. opoliensis</i>	+	-
<i>Lecane</i> sp	-	+
<i>Trichocerca</i> sp	+	+
<i>Notholca</i> sp	+	+
<i>Lepadella</i> sp	+	+
<i>Euchlanis</i> sp	+	+
<i>Testudinella patina</i>	+	+
<i>Brachionus calyciflorus</i>	+	+
<i>B.caudatus</i>	+	-
<i>B.quadridentatus</i>	-	+
<i>Asplachna brightwellii</i>	+	+
MOLUSCOS	+	+
<i>Limnoperna fortunei</i>	+	-

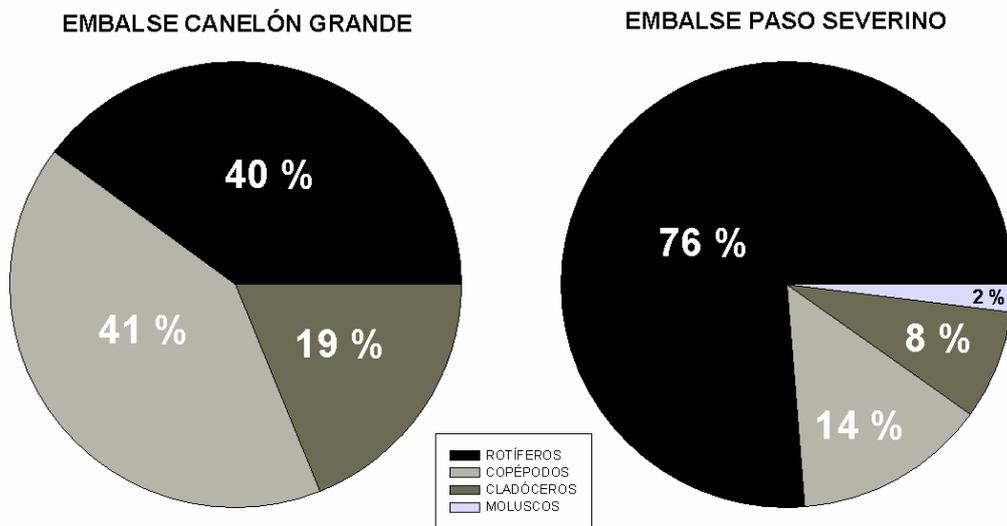


Figura 17. Abundancia relativa de la de los principales grupos taxonómicos del zooplancton en los embalses Canelón Grande y Paso Severino

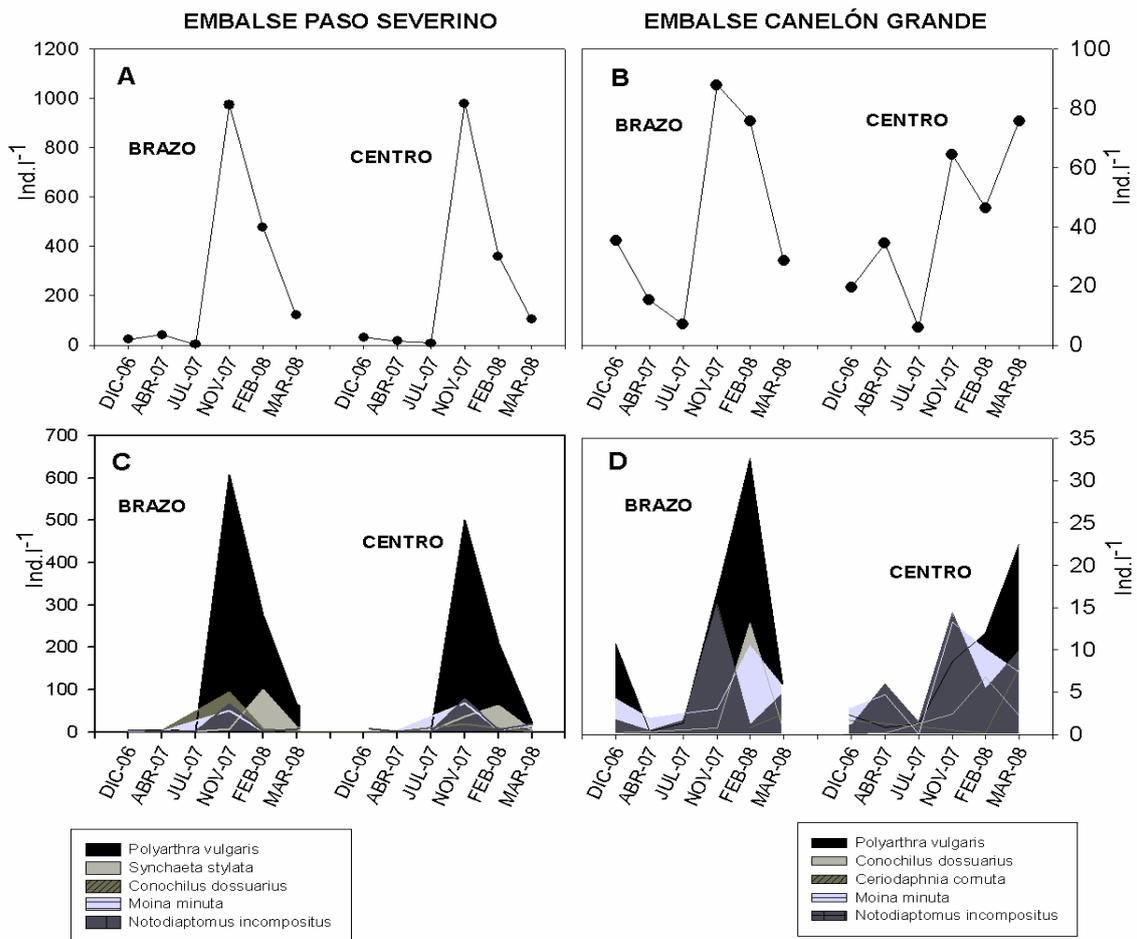


Figura 18. Evolución espacio-temporal de la abundancia total de zooplancton y de las principales especies, en ambos embalses.

En ambas estaciones de Paso Severino y durante la mayoría de los meses la comunidad zooplanctónica mostró una mayor densidad numérica de rotíferos. Sin embargo, en términos de biomasa (expresada como biovolumen) los crustáceos aportan un promedio del 90% (86 % Brazo y 92 % Centro) al total de la biomasa zooplanctónica (Fig. 19).

Los valores máximos de biomasa se registraron en noviembre en la estación ubicada en el centro del embalse ($5.2 \times 10^9 \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$) y los mínimos en julio ($1,6 \times 10^7 \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$) en la estación del brazo; con valores promedio para el período de estudio de $1,0 \times 10^9 \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$. Este comportamiento podría sugerir un acople entre las comunidades zooplanctónicas y fitoplanctónicas, durante la primavera, los meses con mayor cantidad y calidad de alimento fitoplanctónico.

Mientras, en Canelón Grande la comunidad zooplanctónica mostró mayores densidades de copépodos en noviembre en ambas la estaciones (60 ind L^{-1} en brazo y 37 ind L^{-1} en centro). Los rotíferos fueron principalmente abundantes en febrero con densidades de 52 ind L^{-1} en la estación del brazo (Fig. 20).

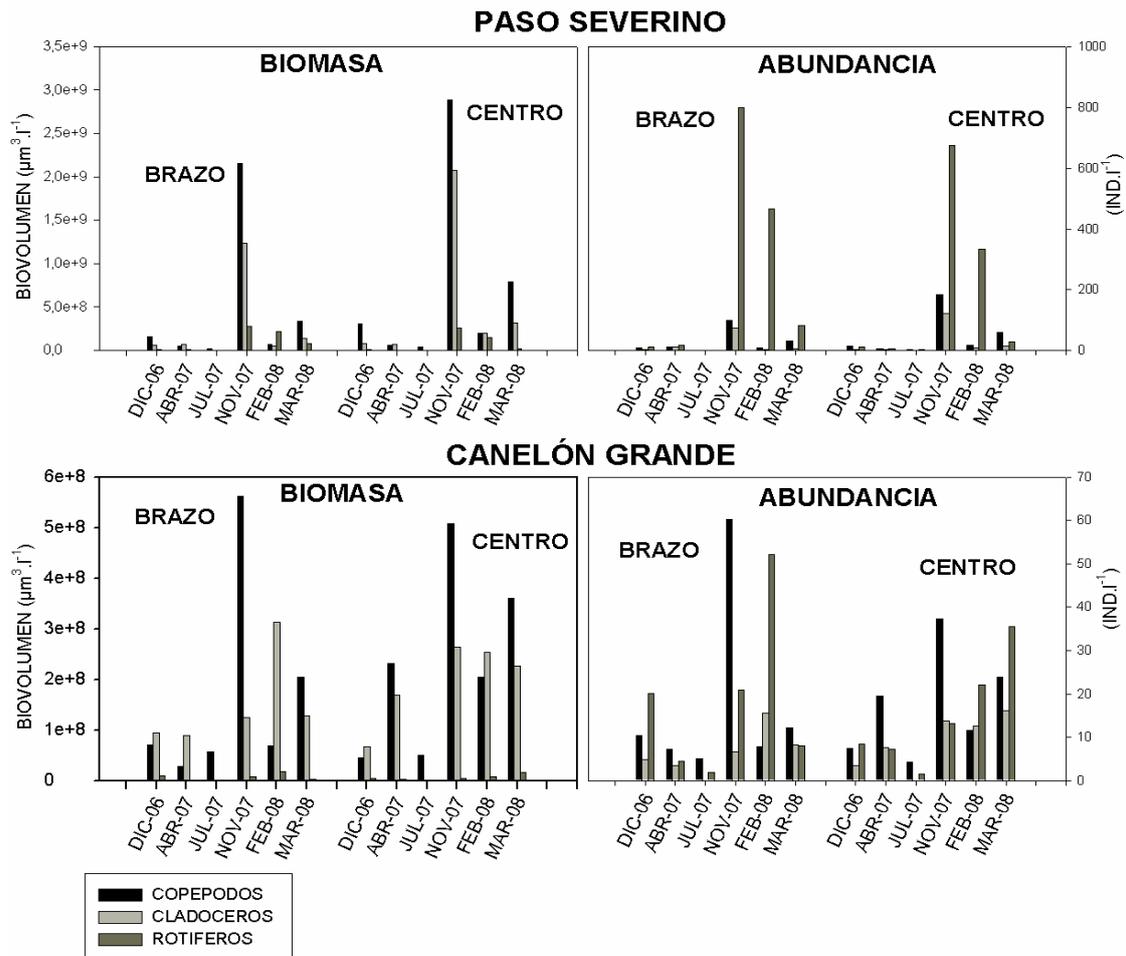


Figura 19. Evolución espacio-temporal de los principales grupos del zooplancton y su biomasa (expresada como biovolumen) en ambos embalses.

Al igual que en Paso Severino, los máximos valores de biomasa se registraron en noviembre en ambas estaciones. Los valores en general fueron inferiores a los registrados en Paso Severino (máx.: $7,7 \times 10^{-8} \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$; min: $5,1 \times 10^{-7} \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$; promedio: $3,5 \times 10^{-8} \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$).

Los valores de diversidad específica (Tabla 6), se ubican según Paggi (1980) dentro de los normales para el zooplancton. En Paso Severino los valores oscilaron entre 1.85 y 3.48 bit ind⁻¹, con un promedio de 2.52 bit ind⁻¹ y en Canelón Grande entre 1.95 y 3.29 bit ind⁻¹ (promedio de 2,54 bit ind⁻¹). Los valores más bajos fueron registrados en febrero en Paso Severino. La dominancia casi absoluta de *P. vulgaris* en este mes, fue la responsable de los valores mínimos de diversidad observados. En cambio en Canelón Grande los valores más bajos se registraron en julio, cuando co-dominaron *P. vulgaris* y *N. incompositus*.

La composición y estructura de la comunidad zooplanctónica difirió muy poco entre ambos embalses. En general el número de especies encontradas está dentro de lo esperable para este tipo de ambientes. Un amplio estudio sobre el número de especies del zooplancton recogidas en 77 embalses españoles estimó el número medio de especies por embalse en 23 ± 6 especies, siendo 13 el mínimo y 41 el máximo. El 66 % de los embalses tienen entre 20 y 29 especies de zooplancton (Colomer 2001). Nuestros embalses presentaron una variedad de especies similar, en relación a otros ambientes del país como los embalses del Río Negro (Chalar *et al.* 2008) e inferiores a los del embalse de Salto Grande (Chalar *et al.* 1993).

Tabla 6. Valores del índice de diversidad de Shannon-Weaver (bit/ind) en ambos embalses

	PASO SEVERINO		CANELON GRANDE	
	Brazo	Centro	Brazo	Centro
Dic-06	2,73	2,66	2,26	2,26
Abr-07	2,98	3,48	3,29	3,25
Jul-07	2,72	2,36	2,19	1,95
Nov-07	2,10	2,59	2,36	2,28
Feb-08	1,85	2,03	2,44	2,75
Mar-08	1,99	2,75	2,63	2,84
Media	2,52		2,54	
Máximo	3,48		3,29	
Mínimo	1,85		1,95	

DISCUSIÓN

Ambos embalses presentaron un bajo número de especies fitoplanctónicas en relación a otros ambientes del país como los tres embalses de Río Negro (Bonilla 1997, Conde *et al.* 2002, Perez *et al.* 1999), y Salto Grande (De León & Chalar, 2003). La composición estuvo determinada por la mayor presencia de organismos fitoflagelados nanoplanctónicos de diversos grupos taxonómicos, asociados a condiciones de baja luz o turbidez inorgánica, acompañados de especies adaptadas a condiciones de turbulencia, como las diatomeas (Reynolds 1988, 1997).

También la abundancia de la comunidad fitoplanctónica fue en general baja comparando con otros embalses del país (Chalar *et al.* 2002). Una diferencia significativa que presentaron los embalses Canelón Grande y Paso Severino respecto a dichos sistemas, fue la ausencia de floraciones de cianobacterias, frecuentes en los demás embalses del país que han sido estudiados, y observadas en la zona de playas de Paso Severino en períodos anteriores.

Posiblemente las condiciones climáticas e hidrológicas durante el estudio y en el período previo, conjuntamente con la baja frecuencia de muestreos (que solo permite tener una visión puntual en cada estación del año), no permite distinguir procesos importantes que puedan determinar las condiciones particulares de la dinámica fitoplanctónica. Una vez iniciado el estudio descriptivo de las condiciones físicas, químicas y biológicas de estos dos sistemas, sería oportuno analizar ciertos procesos que permitan comprender las causas que ponen en riesgo la calidad del agua de los mismos, debido a su importancia como fuentes de agua potable.

Al igual que el fitoplancton, la abundancia de la comunidad zooplanctónica fue en general más baja que en Salto Grande (Chalar *et al.* 2002) principalmente en Canelón Grande con diferencias de hasta un orden de magnitud. Cabe destacar, la dominancia en abundancia de los individuos de menor tamaño (rotíferos y nauplius), principalmente en Paso Severino. La dominancia en abundancia de rotíferos, podría estar relacionada con el estado trófico de dichos sistemas (Gannon & Stemberger 1978, Blancher 1984, Orcutt & Pace 1984) aunque es cierto que su dominancia en sistemas oligo y mesotróficos (Matsumura-Tundisi & Tundisi 1976, Matsumura-Tundisi *et al.* 1989) parece sugerir que factores como la naturaleza (y el origen) del sistema y/o aspectos relacionados con la competencia por el alimento, pueden jugar un papel importante (Matsumura-Tundisi *et al.* 1990). Por otro lado, es posible considerar la depredación como fuerza estructuradora de la comunidad zooplanctónica, para explicar las variaciones observadas en el tamaño poblacional.

Cabe señalar que en este estudio no se incluyó la composición de la comunidad de peces y el efecto de predación sobre la comunidad zooplanctónica. Los peces planctívoros ocasionan una modificación en la distribución por tamaño de las comunidades zooplanctónicas, predando sobre organismos zooplanctónicos de mayor tamaño, favoreciendo así a las formas pequeñas (Brooks & Dodson 1965, Quiros & Boveri 1999). Según Urabe (1990), esta variable es importante en las zonas de transición río-lago de los embalses debido a la mayor abundancia de peces planctívoros en esta área. En futuras investigaciones, debería considerarse el efecto de predación de los peces sobre la estructura de tamaño de las comunidades zooplanctónicas de dichos embalses.

CONCLUSIONES

- Tanto Canelón Grande como Paso Severino presentan aguas poco mineralizadas con valores de conductividad entre 77 y 252 $\mu\text{S cm}^{-1}$.
- Ambos embalses presentan una baja reserva alcalina, con valores de alcalinidad entre 35 y 98 mgCaCO_3/L .
- Ambos embalses presentan un pH elevado (aguas básicas a muy básicas) con valores promedio comprendidos entre 7,1 y 9,4.
- Los valores máximos de oxígeno disuelto se registraron en superficie durante el invierno. En ambos embalses no se encontraron correlaciones significativas entre la concentración de Oxígeno y el contenido en Clorofila-a, lo que hace suponer que otros factores como los procesos físicos de difusión del gas desde la atmósfera durante las épocas más frías, así como la turbulencia generada por el viento puedan tener mayor importancia en estos sistemas, que la actividad fotosintética de las algas.
- Ambos embalses presentan elevadas concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en forma inorgánica. El embalse Canelón Grande muestra concentraciones de fósforo total y ortofosfato superiores a las de Paso Severino. La concentración de Nitrógeno total fue similar entre embalses. Su evolución en el tiempo muestra un patrón en ambos embalses, debiéndose destacar, los máximos observados en primavera y verano.
- En base a la clasificación trófica de límites fijos propuesta por la OCDE (1982) y de acuerdo con nuestros datos podemos señalar que la media de PT clasifica a ambos embalses como hipereutróficos. Por otro lado, los valores promedio y máximos de Clorofila *a* señalan al embalse Canelón Grande como oligotrófico y a Paso Severino como mesotrófico. Al igual que los límites propuestos por la OCDE (1982), los valores del índice de Carlson (1977), clasifican a ambos embalses como hipereutróficos en función de la concentración de fósforo total, y oligotrófico a Canelón Grande y mesotrófico a Paso Severino en función de la clorofila *a*.
- La composición fitoplanctónica, estuvo determinada por la mayor presencia de organismos fitoflagelados nanoplanctónicos de diversos grupos taxonómicos, asociados a condiciones de baja luz o turbidez inorgánica, acompañados de especies adaptadas a condiciones de turbulencia, como las diatomeas. Comparando con otros embalses del país, la abundancia de la comunidad fitoplanctónica fue en general baja. Una diferencia significativa que presentaron los embalses Canelón Grande y Paso Severino respecto a dichos sistemas, fue la ausencia de floraciones de cianobacterias, frecuentes en los demás embalses del país que han sido estudiados, y observadas en la zona de playas de Paso Severino para períodos anteriores. Los períodos de mayor biovolumen celular se correspondieron con períodos de mayor variedad en la composición de la comunidad fitoplanctónica.
- La composición y estructura de la comunidad zooplanctónica varió muy poco entre embalses, en general el número de especies encontradas está dentro de lo esperable para este tipo de ambientes. Cabe destacar la dominancia de pequeñas formas (rotíferos y nauplius), principalmente en el embalse Paso Severino
- Los valores de diversidad específica, se ubican dentro de los normales para el zooplancton. En Paso Severino los valores oscilaron entre 1.85 y 3.48 bits ind^{-1} , con promedio de 2.52 bits ind^{-1} y en Canelón Grande entre 1.95 y 3.29 bits ind^{-1} (promedio 2,54 bits ind^{-1}).

- Los datos obtenidos hasta el presente son muy importantes para caracterizar los embalses Paso Severino y Canelón Grande en condiciones de ausencia de floraciones algales, pero no permiten explicar la dinámica temporal (ciclo anual) del mismo ni la ocurrencia de las floraciones registradas en el pasado. Por ello se considera importante extender e incrementar la frecuencia de los muestreos -principalmente en verano-, con el objetivo de recolectar datos biológicos y ambientales eventualmente en una situación de mayor concentración de biomasa algal. Además, una base más completa de datos nos permitiría llegar a una adecuada clasificación trófica de los dos embalses (nutrientes, biomasa algal, biovolumen), determinar los factores controladores de la biomasa del fitoplancton, así como proponer pautas de manejo que mitiguen los efectos adversos de las floraciones de algas. Todo esto nos lleva a profundizar:
 - en el estudio de los ciclos biogeoquímicos del carbono, hierro y fósforo como variables controladoras de la biomasa fitoplanctónica.
 - en el posible efecto de los peces sobre el zooplancton y el fitoplancton.
 - en la dinámica y ciclo biológico de las floraciones de cianobacterias considerando especialmente sus fases bentónicas.

BIBLIOGRAFIA

- APHA. 1995.** *Standard methods for the examination of water and wastewater.* APHA – AWWWA - WPCF. Washington.
- Arocena R & D Conde. (eds.). 1999.** *Métodos en ecología de aguas continentales (con ejemplos de Limnología en Uruguay).* Universidad de la República. Facultad de Ciencias. DIRAC-Facultad de Ciencias. 233 pp.
- Blancher CE. 1984.** Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiología*, 109: 25 1-263.
- Bonilla S. 1997.** Composición y abundancia fitoplanctónica de tres embalses en cadena sobre el Río Negro, Uruguay. *IHERINGIA*, Ser. Bot. 48:47-61.
- Brooks J & S Dodson. 1965.** Predation, body size, and the composition of the plankton. *Science*. 150: 28-35.
- Carlson, RE. 1977.** *A trophic state index for lakes.* *Limnol. Oceanogr.* 22(2):361-369.
- Chalar G, J Clemente, M Paradiso, E Brugnoli y L De León. 2002.** Dinámica de la eutrofización en el Embalse de Salto grande (Argentina – Uruguay). factores abióticos controladores de la biomasa fitoplanctónica. 2a. Reunión Internacional de Eutrofización de lagos y Embalses (CYTED) Montevideo. Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay
- Chalar G, L De León, R De León, D Fabián y J Gorga. 1993.** Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos. Informe Final de la primer etapa. CTM-SG/Universidad de la República – Facultad de Ciencias - Sección Limnología. 30p
- Colomer MGS. 2001.** Las comunidades de zooplancton de los embalses españoles. *Ecosistemas* 10 (2). <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=364>
- Conde D, M Paradiso, J Gorga, E Brugnoli, L De León y M Mandiá. 2002.** Problemática de la Calidad de agua en el sistema de grandes embalses del Río Negro (Uruguay). I Seminario Internacional Gestión Ambiental e Hidroelectricidad. Un camino hacia la sustentabilidad. CACIER, 19-22 de setiembre. Concordia, Argentina.
- CTM: Comisión Técnica Mixta de Salto Grande. 1982.** Evaluación de resultados de la aplicación del Programa de Calidad de Aguas en el período julio 1976 – abril 1981.
- CTM: Comisión Técnica Mixta de Salto Grande. 1986.** Caracterización Limnológica del Embalse de Salto Grande en el período mayo 1982 – mayo 1985.
- De León L & G Chalar. 2003.** Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina - Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. *Limnetica* 22(1-2): 103-113.
- Gannon JE & R Stemberger. 1978.** Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicator of water quality. *Tra~ts. am. microsc. Soc.* 97: 16- 35.

- Hillebrand H, CD Dürselen, D Kirschte, U Pollingher & T Zohary. 1999.** Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35, 403–424
- Jeffrey SW & GF Humphrey. 1975.** *New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton.* *Biochem. Physiol* 167: 191-194.
- Matsumura-Tundisi T & JC Tundisi. 1976.** Plankton studies in a lacustrine environment. 1. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. *Oecologia*, 25: 265-270.
- Matsumura-Tundisi T, AC Rietzler & JC Tundisi. 1989.** Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (S.Carlos, SP- Brazil) and its fluctuation across one year. *Hidrobiologia*, 179: 229-236.
- Matsumura-Tundisi T, SN Leitao, LS Aguenta & J Miyahara. 1990.** Eutrofização da represa de Barra Bonita: Estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Rev. Brasil. Biol.* 50 (4): 923-935.
- Monteoliva AP & Muñoz C. 2000.** *La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los embalses.* *La Gestión del Agua*, 51: 60-69.
- Moss B. 1980.** *Ecology of fresh waters.* Blackwell Sci. Oxford:332
- OCDE 1982.** *Eutrophisation des eaux.* Methodes de surveillance d'évaluation et de lutte. Paris.
- OPP-OEA-BID. 1992.** Informe final "Uruguay- estudio ambiental nacional"
<http://www.oas.org/dsd/publications/Unit/oea10s/ch006.htm>
- Orcutt JD & ML Pace. 1984.** Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic monomictic lake with a note on rotifer sampling technique. *Hydrobiologia*, 119: 73-80.
- Paggi JC. 1980.** Campana limnológica "Keratella I" en el río Parana medio, zooplankton de ambientes leníticos. *Ecologia* 4: 77-88.
- Pérez MC, S Bonilla & G Martínez. 1999.** Phytoplankton community of a polymictic reservoir, La Plata River basin, Uruguay. *Rev. Brasil. Biol.* 59(4): 535-541
- Premazzi G y G Chiaudani. 1992.** *Ecological quality of surface waters.* European Communities-Commission. EUR 14563. *Environment Quality of Life Series*, Bruselas.
- Quiros R & Boveri M. 1999** Fish effects on reservoir trophic relationships, In *Theor.Reserv.Ecol.and its Applicat.* Ed. Tundisi y Straskraba. IIE. Brazil. p. 529-546.
- Reynolds CS. 1988.** Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. D. (ed.), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton.* Cambridge University Press, New York, pp. 388–433.
- Reynolds CS. 1997** Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory. In Kinne, O. (ed.), *Excellence in Ecology. ECI, Oldendorf*
- Shannon CE & W Weaver. 1963.** *The mathematical theory of communication.* Univ. Illinois Press. Urbana.
- Urabe J. 1990.** Relative importance of temporal and spatial heterogeneity in the zooplankton community of an artificial reservoir. *Hydrobiologia* 184: 1-6.
- Utermöhl H. 1958.** Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt int. Ver. Limnol.*, 9: 1-38.