

MICROFITOBENTON DEL CANAL MERCANTE (PROVINCIA DE BUENOS AIRES) EN DOS CONDICIONES HIDROLÓGICAS

A. Dos Santos¹, M. A. Casco¹ y M. C. Claps²

1. División Científica Ficología, Museo de La Plata. Paseo del Bosque s/n. La Plata.
CONICET.

2. ILPLA. CCT La Plata CONICET
analiadossantos@yahoo.com.ar

ABSTRACT. In lotic environments, the erosion-sedimentation processes related to the hydrological conditions differ throughout the hydrological cycle, mainly due to rainfall. These processes can produce disturbances in the phyto-benthic community. In canals, the current velocity and the water level are the main forcing variables that act on benthic communities, promoting changes in their structure, composition and biomass. Sediment samples were collected in the canal Mercante during two hydrological conditions: 1) at the beginning of spring, during a period of low rainfall (September 2009) and 2) in early autumn after a summer period with heavy rains (March 2010) to determine the content of organic matter, total phosphorus, chlorophyll *a*, and also the abundance of microphyto-benthic individuals and cells. Simultaneously, some variables were measured in the water column. We identified two states of the community that could be associated with the phenomena of erosion / deposition related to the effect of water flow. In September the algal community in sediments showed a vertical architecture, mainly constituted by benthic algae among which several species had an aggregated distribution. In March, a decrease of the proportion and number of benthic algae was observed coinciding with the presence of planktonic species in sediments. Some benthic taxa exhibited similar abundances in the two periods and could be considered as tolerant to changes in flow velocity and as typical members of the canal Mercante. In conclusion, hydrological changes could have a significant role on the structure and dynamic of phyto-benthon.

KEYWORDS: phyto-benthon, hydrology, disturbance, Salado river.

PALABRAS CLAVE: fitobenton, hidrología, perturbaciones, río Salado.

INTRODUCCIÓN

En los sistemas lóticos las comunidades del bentos reflejan los eventos previos y actuales, estando fuertemente influenciadas por los cambios de régimen hidrológico. Los procesos de erosión-sedimentación dados por las condiciones hidrológicas afectan la composición y abundancia del fitobenton, así como sus interrelaciones con el fitoplancton. Estos procesos varían a lo largo del ciclo hi-

drológico de acuerdo con características del clima, principalmente el régimen de lluvias. Así, precipitaciones producidas en la cuenca podrán provocar aumentos en la velocidad de la corriente con el consiguiente aumento del poder erosivo, efecto de resuspensión de partículas y ulterior aumento de la turbidez. En el caso contrario, en épocas de estiaje predominarán la baja velocidad de la corriente y fenómenos de sedimentación. Estos cambios hidrológicos afectan a las algas

propias del sedimento (capaces de resistir períodos fuera de la zona fótica o directamente insertas entre las partículas), determinan la presencia transitoria entre las partículas de sedimento de algas netamente planctónicas, que pueden llegar a morir en ese lugar (Reynolds, 1984) y constituyen la simiente o éxodo de organismos de nicho ecológico amplio hacia o desde los sedimentos.

Asimismo, las perturbaciones dadas por incrementos abruptos en la velocidad de corriente y el aumento en la turbulencia pueden ser dadas en forma de pulsos y tener efectos a distintas escalas en relación con los tiempos generacionales de las algas y de la comunidad hacia su estado maduro. Existen numerosos trabajos referidos a los fenómenos de los "spates" o pulsos en ríos y arroyos (Peterson, 1996).

Una especie en particular puede ser planctónica o bentónica en un momento o en otro, pero muchas son encontradas característicamente en un solo estado (Bourne 2000). Las especies netamente planctónicas no prosperarán en los sedimentos y persistirán como restos no vivos sobre el fondo en la medida en que la estructura y constituyentes de su cubierta celular perduren. En este sentido es importante evaluar la composición y biomasa del fitobenton mediante métodos de cuantificación que permitan discriminar el estado fisiológico de las algas y mediante análisis de contenido de pigmentos fotosintéticos que deduzca la presencia de productos degradados de la clorofila *a*.

Según Biggs (1996) la habilidad de las algas bentónicas para crecer y prosperar

en cursos de agua proviene de una serie de interacciones entre factores hidrológicos, de calidad de agua y bióticos. Este autor categoriza a los factores que controlan a las algas bentónicas como aquellos que regulan la acumulación de biomasa o aquellos que ocasionan pérdidas, considerando entre los primeros al aumento del nivel de recursos, particularmente luz y nutrientes y entre los segundos a las perturbaciones, principalmente dadas por la inestabilidad del sustrato y la abrasión asociada, elevadas velocidades de corriente y la fricción producida por los sedimentos suspendidos. Si las perturbaciones son moderadas, tanto en su frecuencia como en su intensidad, los procesos de pérdida y acumulación pueden ser detectables si se toman en consideración los componentes de cambios de la biomasa y de la complejidad estructural y florística de la comunidad. Según Biggs (1996) estos factores pueden combinarse durante crecidas constituyendo perturbaciones mayores y puntuales capaces de generar pérdidas en masa. La sucesión idealizada de tipos morfológicos del fitobenton luego de que la comunidad es perturbada cambia desde formas adnatas que persisten luego de la perturbación a formas de crecimiento rápido y adheridas apicalmente, hasta algas bentónicas, adheridas o filamentosas (Stevenson, 1996). A su vez, las algas bentónicas son capaces de estabilizar a los sedimentos en muchos hábitats acuáticos, por ejemplo diatomeas y cianofitas filamentosas sobre arenas y sedimentos (Biggs, 1996).

El estudio del fitobenton presente en cuencas de la provincia de Buenos Aires ha sido llevado a cabo en muy po-

cas oportunidades, pudiéndose citar trabajos realizados en el río Samborombón (Claps, 1996; Solari y Claps, 1996), en el Río de la Plata (Gómez *et al.*, 2009) y arroyos de la provincia (Giorgi, 1998; Giorgi *et al.*, 2003; Sierra, 2009). Respecto a la cuenca del río Salado, que es la mayor de la provincia, las investigaciones realizadas durante los últimos 15 años han permitido obtener una considerable información acerca del plancton así como de los parámetros físico-químicos (Bazzuri *et al.*, 2010; Claps *et al.* 1997; Gabellone *et al.*, 2001, 2003, 2005, 2008; Neschuk *et al.*, 2000, 2002a, 2002b; Quaini *et al.* 2006; Solari *et al.* 2002), siendo necesarios estudios acerca del epipelón para completar la interpretación de este ecosistema.

Este trabajo se encuadra en la caracterización de las comunidades de la cuenca superior del río Salado y su objetivo es analizar la influencia de las condiciones hidrológicas sobre la estructura del fitobenton del Canal Mercante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El río Salado se encuentra en la provincia de Buenos Aires; siendo un extenso río de llanura con un área de cuenca de 150.000 km² y una longitud aproximada de 700 km que desemboca en el Río de la Plata. El clima de la región es templado-húmedo con una precipitación media anual de 899 mm. El río Salado presenta un régimen hidrológico muy variable con flujos de corriente que superan los 1.500 m³.s⁻¹ en condiciones de inundación y

nunca excede los 100 m³.s⁻¹ en períodos de sequía, determinando variaciones en la conductividad y el transporte de materiales sólidos particulados (Gabellone *et al.*, 2001). En el sector de cabeceras del río existen acuíferos sedimentarios con elevadas concentraciones de cloruro de sodio, originados durante períodos áridos del Pleistoceno, manifestados en superficie por la presencia de arroyos y lagunas salinas y determinantes del balance de sales del río (Solari *et al.*, 2002).

En la región superior de la cuenca se han producido cambios en la red de drenaje conectando al río con cuerpos de aguas originalmente arreicos y con mayor contenido salino mediante la construcción de los canales Jaureche, Mercante y República de Italia (Gabellone *et al.*, 2008). Estos canales constituyen la troncal del oeste, con una longitud hasta el Río Salado de más de 200 km. Se extiende desde el complejo El Hinojo/Las Tunas pasando por las localidades de Pehuajó, Carlos Casares y 9 de Julio hasta el oeste de Bragado. El presente estudio comprende la estación de muestreo Canal Mercante (CM) situado a 35° 25' S; 60° 56' O, a la altura de la localidad de 9 de Julio (Fig. 1).

En estos canales la sección es regular y la pendiente de las orillas pronunciada. La composición del sedimento varía desde limo hasta arenoso e inclusive hay áreas de toscas. En todos estos sustratos suelen encontrarse talos de las macroalgas *Enteromorpha salina*, *Vaucheria* sp. y *Cladophora* sp. que pueden alcanzar en conjunto el 70 % de cobertura del área.

Las precipitaciones en el sitio de estudio presentan un patrón de distribución

estacional, con lluvias que no sobrepasan a la media en los meses de invierno y elevadas precipitaciones en los meses de primavera y verano. El Índice de Fournier modificado por Arnoldus (Besteiro *et al.*, 2009) que relaciona las precipitaciones mensuales con las anuales y constituye una aproximación rápida al establecimiento de un factor de agresividad de la lluvia, alcanza un valor de 104 que representa un grado de erosividad moderada para este sector.

meteorología). El Índice de Fournier modificado por Arnoldus se aplicó a la serie de lluvias 1970-2010 y su evaluación se realizó según el IFM para Latinoamérica (Besteiro *et al.*, 2009).

Se obtuvieron muestras en dos momentos definidos en relación con el patrón de precipitaciones: 1) al comienzo de la primavera, durante un período de escasas precipitaciones (septiembre de 2009) y 2) al comienzo del otoño, luego de una época estival con abundantes llu-

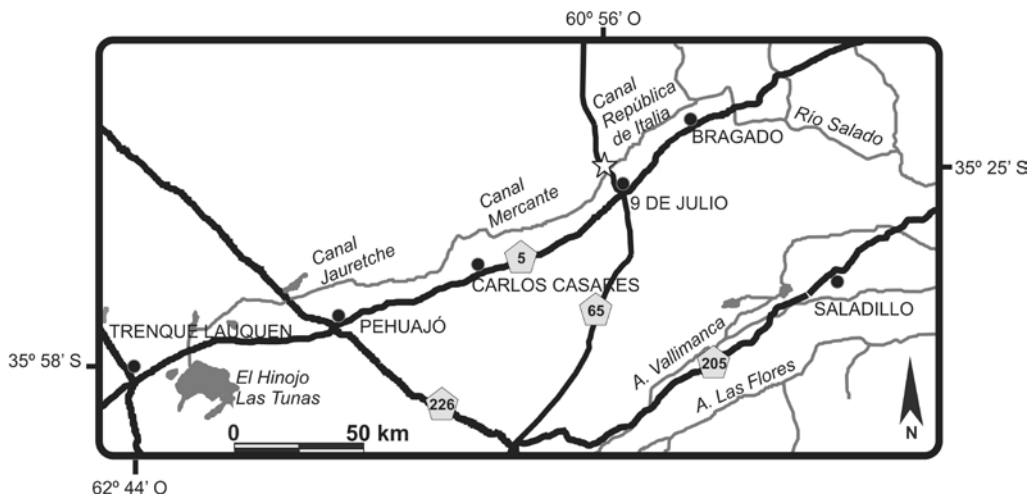


Figura 1. Mapa del área de estudio. Referencia: la estrella representa el sitio de muestreo.

Métodos

La precipitación media mensual correspondiente al período 1970-2010 y las precipitaciones mensuales correspondientes al período 2009-2010 se calcularon a partir de los datos de precipitaciones diarias de la localidad de 9 de Julio dados por el Sistema integrado de información agropecuaria del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Presidencia de la Nación (<http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agro->

vias (marzo de 2010). En cada momento, mediante el uso de minicorers de 1,327 cm² se colectaron 10 réplicas de sedimento para la identificación de la flora algal; cada réplica se colocó en un frasco con 15 ml de agua corriente con solución de formal al 5%. Simultáneamente, mediante la utilización de corers de 6,15 cm² y 1,2 cm de longitud se obtuvieron 10 réplicas para el análisis de clorofila a del fitobentón y otras 10 réplicas para estimación de la materia orgánica (MO) y del fósforo total (PT) en el sedimento. Consecuen-

temente con el objetivo de este trabajo, los talos de las macroalgas observables a simple vista, debido a su tamaño, no fueron incluidos en el muestreo con microrers.

Se midieron las siguientes variables en el agua: temperatura, pH, conductividad, turbidez y oxígeno disuelto utilizando un sensor múltiple Horiba U-10 y un oxímetro YSI; la velocidad de corriente fue medida con un correntímetro, la profundidad de la zona fótica con el Disco de Secchi y la luz incidente con un luxímetro; también se obtuvieron muestras de agua para la estimación de clorofila a fitoplanctónica. En laboratorio se determinaron las concentraciones de nutrientes: amonio, nitratos y nitritos, fósforo reactivo soluble, fósforo total; así como de sólidos en suspensión y materia orgánica en el agua siguiendo las metodologías propuestas en APHA (1995).

Respecto al sedimento se midieron el fósforo total (PT) según la metodología propuesta por Andersen (1979) y la concentración de materia orgánica mediante el secado en estufa a 60 °C para calcular el peso seco (PS) y posterior muflado durante 4 horas a 550 °C para obtener el contenido de materia orgánica (MO) o peso seco libre de cenizas (PSLC) (Aboal *et al.*, 1994).

Las concentraciones de clorofila *a* del fitoplancton y del fitobenton fueron estimadas utilizando el método de Lorenzen (1967) y la modificación propuesta por Varela (1981).

Previo al análisis cuantitativo del fitobenton se realizó una primera inspección visual de la muestra para determinar el volumen de concentración o dilución re-

querido (Acker, 2002). El conteo se realizó sobre volúmenes de 50 microlitros tomados de la alícuota homogeneizada y colocados entre portaobjetos y cubreobjetos de 1.8 x 1.8 cm (Semina, 1978). Se utilizaron diferentes aumentos (100x y 400x) para la contabilización de organismos de diferentes tamaños (Semina, 1978). El número de franjas contadas estuvo determinado por el área mínima (Modenutti y Balseiro, 1995). El número de algas se expresó tanto en células como en individuos. En este último caso se consideró a los organismos coloniales y filamentosos como un individuo, para lo cual se estableció una "unidad de conteo natural" (Acker, 2002), que es el número de células mínimo en una colonia o la longitud promedio de filamento a partir del cual se contabiliza un organismo. Se registraron exclusivamente los organismos viables, entendiéndose por viables a aquellos que presentaran contenidos internos, como cloroplastos y otras organelas, o bien células pigmentadas en el caso de las cianofitas (Burkholder y Wetzel, 1989).

Para cada uno de los momentos estudiados se calcularon la riqueza específica, el índice de diversidad de Shannon-Wiener, la equitabilidad (Margalef, 1983) y la abundancia algal a partir del conteo del número de individuos, y esta última también a partir de la cuantificación de células. Se verificó la normalidad de las variables del sedimento y de la abundancia de los taxa con el test de Shapiro-Wilks y la homocedasticidad de la varianza con el test de Levene. Se analizó la existencia de diferencias entre las fechas de muestreo con análisis de la varianza y de

Kruskal-Wallis. Se realizó un análisis de correlación múltiple entre abundancia de las especies, clorofila a, materia orgánica y fósforo total del sedimento.

RESULTADOS

En septiembre de 2009 las precipitaciones fueron de baja intensidad (promedio 6 mm/día considerando los días de lluvia) pero de gran duración (3 a 4 días), resultando en un valor mensual mayor al esperado para ese mes. En marzo de 2010 las precipitaciones del mes fueron bajas y estuvieron concentradas en la segunda quincena del mes, es decir en los días posteriores al muestreo del 16 de marzo, por lo que a pesar de corresponder al final de la época lluviosa, éste fue

efectuado luego de 22 días sin precipitaciones (Fig. 2).

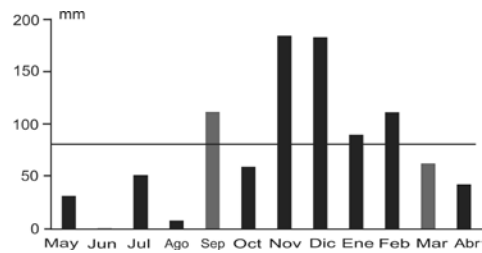


Figura 2. Precipitaciones mensuales en la localidad de 9 de Julio para el período comprendido entre Mayo de 2009 y Abril de 2010. Línea horizontal: promedio de precipitaciones medias mensuales. Las barras grises corresponden a los meses de muestreo.

Los mayores valores de los parámetros físicos y químicos del agua así como de la biomasa fitoplanctónica se registraron en marzo, a excepción de la transparencia y

Tabla 1. Valores de los parámetros físicos y químicos en el agua y clorofila a del fitoplancton en septiembre de 2009 y en marzo de 2010.

Parámetros	Sep-09	Mar-10
Temperatura (°C)	13,9	21,5
pH	8,9	9
Conductividad (mS.cm ⁻¹)	13,8	21,7
Turbidez (NTU)	98	100
Oxígeno disuelto (mg.l ⁻¹)	5	16,6
Secchi (cm)	46	30
Luz incidente (micromoles.s ⁻¹ .m ²)	887	2650
Clorofila a fitoplanctónica (µg.l ⁻¹)	5,6	143,7
Amonio (µg.l ⁻¹)	676	366
Nitratos + nitritos (µg.l ⁻¹)	15,7	73
Nitrógeno Total (mg.l ⁻¹)	2,6	4,4
Fósforo Reactivo Soluble (µg.l ⁻¹)	93,5	41
Fósforo Total (µg.l ⁻¹)	560	988
Sólidos en suspensión (mg.l ⁻¹)	48,4	93,9
Materia Orgánica (mg.l ⁻¹)	14,2	35,5

las concentraciones de amonio y fósforo reactivo soluble (Tabla 1). En ambas fechas de muestreo la velocidad del agua fue muy baja o indetectable, registrándose además dirección inversa en el movimiento de la masa de agua.

Las concentraciones de materia orgánica y de fósforo total en el sedimento aumentaron en marzo respecto a septiembre. En el caso del fósforo total ambos desvíos fueron del mismo rango. Los valores medios de clorofila "a" fueron semejantes entre fechas pero se destaca la notoria dispersión de los datos en septiembre (Fig. 3). El análisis de la varianza con las variables materia orgánica y fósforo en el sedimento, dio como resultado diferencias significativas entre septiembre y marzo. Por el contrario, no se hallaron diferencias significativas entre ambas fechas respecto a la densidad algal (expresada tanto en $N^{\circ} \text{ind}/\text{cm}^2$ $p=0.185$ como en $N^{\circ} \text{cel}/\text{cm}^2$ $p=0.058$) ni en la concentración de *Cl. a* por unidad de superficie ($p=0.159$). Los resultados del análisis de correlación múltiple indican que la MO está correlacionada positivamente con el fósforo en el sedimento, y que la clorofila *a* fitobentónica no se correlaciona con el resto de las variables.

El aspecto macroscópico a campo de la fisonomía del fitobentón fue diferente entre las dos fechas de muestreo. En septiembre se observó una distribución agregada de *Enteromorpha salina*, *Vaucheria* sp. y *Cladophora* sp. formando parches de colonización sobre el sustrato, mientras que en marzo estos talos fueron de menor tamaño y estuvieron uniformemente distribuidos. En ambas fechas se observó también un tapiz mucoso de desarrollo

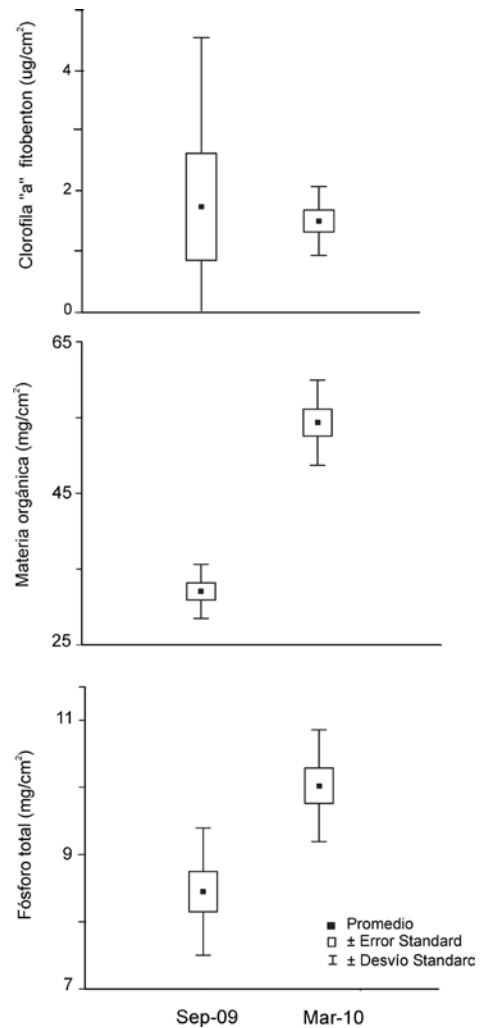


Figura 3. Concentración de clorofila "a", materia orgánica y fósforo total en el sedimento en los momentos estudiados. N= 10.

variable dado por acúmulos de algas y otros organismos que, en septiembre, tuvo mayor volumen en las zonas colonizadas por las macroalgas.

En septiembre el número de individuos por unidad de superficie fue el doble y el de células el triple respecto a dichas variables en marzo, pero la riqueza de especies fue menor. Se registraron un total de 30 especies en septiembre y 37

especies en marzo. El índice de diversidad tuvo valores de 2.68 y 2.67 para septiembre y marzo, respectivamente y la equitabilidad de 0,78 y 0,74 respectivamente.

En septiembre la microflora bentónica estuvo constituida casi exclusivamente por diatomeas y cianofitas, La densidad máxima alcanzó 1.10^6 individuos/cm² y varió hasta en un orden de magnitud entre las réplicas. Las especies más abundantes respecto al número de individuos fueron *Achnanthes pericava*, *Navicula* aff. *cymbula*, *Nitzschia frustulum*, *Heteroleibleinia rigidula*, *Leptolyngbya subtilis*, *Planktolyngbya limnetica*, *Leibleinia epiphytica*, *Rhopalodia acuminata*, *Euglena* aff. *proxima* y *Amphora ovalis*. En cambio, tomando en consideración el número de células, las cianofitas filamentosas resultaron predominantes: *Leptolyngbya subtilis*, *Leibleinia epiphytica*, *Planktolyngbya limnetica*, *Anabaena* sp., *Pseudanabaena limnetica*, *Phormidium molle*, *Phormidium okenii* y *Lyngbya aestuarii*, así como la colonial aff. *Chlorogloea microcystoides* (Fig. 4).

Otras especies presentes en menor número y de distribución regular o al azar fueron las diatomeas *Pleurosira laevis* f. *polymorpha*, *Rhopalodia* aff. *brebissonii*, *Tabularia fasciculata*, *Surirella striatula*, *Campylodiscus clypeus*, *Gyrosigma* aff. *terryanum*, *Amphora ovalis*, *Tryblionella hungarica*, *Denticula elegans* y *Plagiotropis lepidoptera*, así como las cianofitas *Phormidium molle*, *Chroococcus* sp. y *Nodularia spumigena* var. *major*.

Con distribución agregada se encontraron *Heteroleibleinia rigidula* y *Pseudanabaena limnetica*, dos cianofitas filamentosas que llegaron a constituir densas matas

y ser responsables del elevado número de células cuando se las encontró. Otras cianofitas con distribución aún más gregaria fueron *Lyngbya aestuarii*, *Merismopedia tenuissima*, aff. *Chlorogloea microcystoides* y *Anabaena* sp. Entre las diatomeas se hallaron *Achnanthes brevipes* var. *intermedia*, generalmente muy abundante en las réplicas donde se encontró, y las diatomeas bentónicas de gran tamaño *Entomoneis alata* y *Plagiotropis lepidoptera*. Se destaca el patrón de distribución de *Nitzschia frustulum* por ser rara, registrándose sólo en una ocasión pero en muy alta densidad (38.10^3 individuos/cm²) (Fig. 4).

En marzo la flora bentónica estuvo constituida mayoritariamente por diatomeas y cianofitas, y aumentó la proporción de clorofitas. La densidad máxima alcanzó 6.10^3 individuos/cm² y tuvo una variación entre las réplicas notoriamente menor que la hallada en septiembre (Fig. 4). Las especies más abundantes respecto al número de individuos fueron diatomeas y las cianofitas *Synechocystis salina* y *Pseudanabaena limnetica*. Al igual que en septiembre, esta última y otras cianofitas predominaron al tomarse en consideración al número de células. Las especies halladas en septiembre volvieron a encontrarse en esta fecha, a excepción de *Denticula elegans*, *Merismopedia tenuissima*, *Nodularia spumigena* var. *major*, *Rhopalodia acuminata*, *Rhopalodia* aff. *brebissonii* y *Tabularia fasciculata*.

En este mes se incorporaron 12 especies respecto a las halladas en septiembre, entre las que se destaca la aparición de clorofitas (*Scenedesmus quadricauda* y *Pediastrum boryanum*) y la abundancia de las distintas especies pequeñas y de mor-

logía similar pertenecientes al grupo de las diatomeas Centricae unicelulares (que para este trabajo se denominarán "grupo *Cyclotella*"). Las otras especies nuevas fueron las diatomeas *Amphora coffeaeformis*,

Amphora aff. *veneta*, *Cocconeis* sp., *Nitzschia* aff. *compressa*, presentes con una alta abundancia, y *Rhopalodia* aff. *musculus* en forma escasa, y las cianofitas *Anabaenopsis* sp., *Aphanocapsa bolsatica*, *Spirulina* ro-

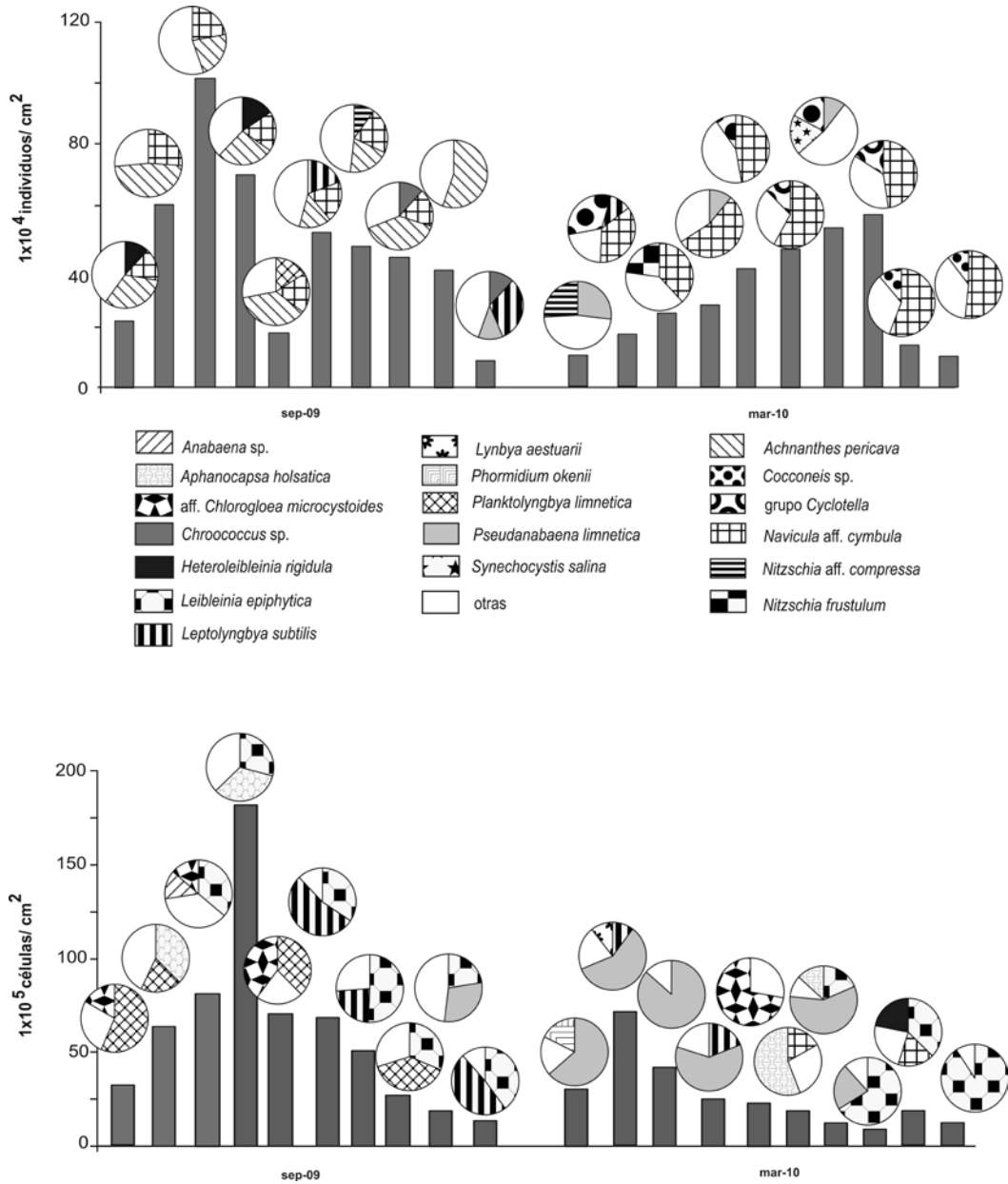


Figura 4. Abundancia del epilimnion (barras) y contribución de las especies dominantes (gráfico de tortas) expresados a partir del número de individuos y del número del células correspondientes a cada réplica y momento estudiado.

busta (presentes en bajo número y en forma agregada) y *Synechocystis salina*, muy abundante y frecuente (Fig. 4).

DISCUSION

El sistema en estudio es un canal de sección y recorrido regular, por lo que las principales variables forzantes actuantes sobre el bentos estarán más relacionadas con la velocidad y nivel del agua, a diferencia de los ríos y arroyos, donde componentes de su morfometría y variaciones en la constitución del lecho podrían tener un rol preponderante en el desarrollo de las comunidades bentónicas.

En septiembre la fisonomía y composición del fitobenton estarían asociadas a las características del período seco precedente. Se observó una comunidad con desarrollo vertical y constituida principalmente por organismos bentónicos, así como la profusión de talos de macroalgas como determinantes del arreglo espacial de especies asociadas, principalmente cianofíceas filamentosas y la diatomea *Achnanthes pericava*. La notoria diferencia de abundancia de talos y concentración de clorofila *a* entre las réplicas se debió a la distribución agregada de varias especies del fitobenton. La complejidad estructural tanto vertical como respecto a los patrones de distribución espacial de las algas estaría evidenciando la presencia de una comunidad estable, que no habría sido perturbada durante un período de tiempo suficientemente prolongado como para lograr esta complejidad correspondiente a etapas sucesionales maduras con predominancia de macroalgas. Esta estructura es coincidente con los

hallazgos de Biggs (1996) que encuentra que periodos extensos de estabilidad de caudal entre crecidas (4-10 semanas) permiten la acumulación de biomasa y la sucesión desde diatomeas a algas filamentosas grandes y cianofitas. En el mismo sentido, la abundancia de masas de algas filamentosas habría favorecido la depositación de diatomeas, incrementando la heterogeneidad de hábitats (Peterson, 1990).

En este mes el fitobenton estuvo representado por organismos típicamente bentónicos como *Euglena proxima*, las diatomeas *Achnanthes pericava*, *Denticula elegans*, *Surirella striatula* y las cianofitas *Leptolyngbya subtilis* y *Phormidium okenii*.

En septiembre en la columna de agua se destacan las bajas concentraciones de oxígeno disuelto y fitoplancton activo, mientras que la concentración de nutrientes no fue limitante. Posteriormente, en marzo se registran valores mayores de conductividad, de sólidos en suspensión, de materia orgánica y concentración de nitratos y fósforo total en el agua, en relación con el período de mayores precipitaciones, consecuente ingreso de materiales y nutrientes por escorrentía superficial, solubilización y aporte de sales de la región oeste. Asimismo este período con mayor nivel del agua fue favorable para el desarrollo del fitoplancton, probablemente asociado con el aumento de la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Estos cambios en la masa de agua afectaron al bentos. La etapa de lluvias habría generado un período de erosión sobre el sedimento durante los momentos de mayor velocidad del agua, simplificando la estructura vertical de la comu-

nidad, homogeneizando la distribución horizontal de las especies y provocando la reducción en la abundancia de algas. Además, el hecho particular de que durante los 22 días previos a este muestreo no se registraran precipitaciones habría provocado que la velocidad de corriente disminuyera dando lugar a la decantación de algas de origen planctónico a los sedimentos y el consecuente aumento en la riqueza específica de la comunidad bentónica.

En marzo se encontró una comunidad diferente a la de septiembre, en la cual algunas especies bentónicas estuvieron ausentes o se encontraron en menor proporción y número respecto al muestreo anterior, mientras que otras especies catalogadas como planctónicas (como las cianofitas *Anabaenopsis* sp., *Spirulina robusta* y *Synechocystis salina* y las clorofitas *Scenedesmus quadricauda* y *Pediastrum boryanum* y el "grupo *Cyclotella*") se registraron sobre este sustrato dando como resultado una mayor riqueza específica y menor abundancia tanto de talos como de células. Estos resultados y la recurrencia de los ciclos de lluvias y sequías podrían encuadrarse en los ciclos de pérdidas y acumulación que pueden encontrarse en arroyos que experimentan disturbios de una frecuencia moderada (o estacional), como señala Biggs (1996). En nuestro caso la densidad y composición algal variaron, mientras que la concentración de clorofila *a* activa fue semejante entre ambas fechas. Esta diferencia entre los resultados cuantitativos y de clorofila probablemente se deban al efecto de sombreado por los acúmulos de macroalgas en septiembre.

Algunas especies se encontraron en los dos momentos estudiados con similares abundancias, como las diatomeas *Entomoneis alata*, *Plagiotropis lepidoptera*, *Pleurosira laevis* f. *polymorpha*, *Surirella striatula* y *Tryblionella hungarica*, y las cianofitas aff. *Chlorogloea microcystoides* y *Lyngbya aestuarii*. Estas especies pueden ser consideradas integrantes típicas de la ficoflora bentónica del canal Mercante y serían tolerantes a cambios en la velocidad de corriente. Otras especies presentes en septiembre no se encontraron en marzo, por ejemplo *Tabularia fasciculata*, una diatomea no adherida que sería susceptible a la deriva (Peterson, 1996). Por el contrario, las especies nuevas halladas provenientes del plancton podrían estar relacionadas tanto con la mayor densidad del plancton como con el incremento en la tasa de inmigración luego de varios días posteriores a la perturbación (Stevenson, 1990).

Se destaca la semejanza florística entre nuestro trabajo y los resultados de otras investigaciones realizadas sobre el epipelón de ríos y arroyos en la provincia de Buenos Aires: *Amphora coffeaeformis* (Claps, 1996 y Gomez y Licursi, 2001), *Amphora ovalis* (Solari y Claps, 1996; Claps, 1996; Giorgi, 1998 y Giorgi et al., 2003), *Campylodiscus clypeus* (Solari y Claps, 1996), *Gyrosigma terryanum* (Solari y Claps, 1996 y Claps, 1996), *Nitzschia frustulum* (Gomez y Licursi, 2001 y Sierra, 2009), *Planktolynghya limnetica* (Claps, 1996; Giorgi, 1998 y Giorgi et al, 2003), *Pleurosira laevis* (Solari y Claps, 1996; Claps, 1996; Gomez y Licursi, 2001 y Gomez et.al., 2009), *Surirella striatula* (Claps, 1996) y *Tryblionella*

hungarica (Claps, 1996; Giorgi, 1998, Gomez y Licursi, 2001 y Giorgi et al., 2003).

Entre los aportes del plancton se destacan especies que han sido citadas para esta cuenca como planctónicas: *Pediatrum boryanum* (Gabellone et al., 2001; O` Farrell, 1993), y *Merismopedia tenuissima* (Solari y Claps, 1996). Respecto a nuestros hallazgos de la abundancia y existencia simultánea de distintas especies de Diatomeas centrales Coscinodiscales, podemos referir los trabajos de Bazzuri et al. (2010), Gabellone et al. (2001), Izaguirre y Vinocur (1994) y Solari et al. (2002) que mencionan a *Cyclotella meneghiniana* como planctónica, mientras que Claps (1996) encuentra a esta especie como constituyente del epilimnion. Otras especies como *Scenedesmus quadricauda* pueden ser consideradas ubicuas, habiendo sido encontradas tanto en el plancton como integrante de la flora bentónica en la región (Claps, 1996; Gabellone et al, 2001; O` Farrell, 1993).

Cabe destacar que la mayoría de las especies halladas han sido registradas como halófitas, no encontrándose diferencias en la proporción de algas con esta preferencia entre las dos fechas, a pesar de duplicarse la conductividad en la segunda ocasión de muestreo.

En este estudio se identificaron dos estados de la comunidad que pueden asociarse a los fenómenos de erosión/depositación vinculados al efecto de la corriente del agua, por lo que se concluye que los cambios hidrológicos en el canal tendrían incidencia en la composición y abundancia del fitobentón. El valor de erosividad moderada indica que los fenómenos de

erosión y sedimentación son ambos comunes en este sector y por lo tanto el seguimiento en el tiempo a lo largo del ciclo hidrológico es fundamental para interpretar la dinámica de esta comunidad y su interrelación con el plancton.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) (PICT 12560). Analía dos Santos es becaria del CONICET (Argentina).

BIBLIOGRAFIA

- Aboal, M., M. A. Puig, A. Sánchez-Godínez y G. Soler. 1994. Algal standing-crop in some Mediterranean temporary rivers in southeastern Spain. *Verhandlungen Internationalen Verein Limnologie*, 25: 1746 – 1750.
- Acker, F. 2002. Protocol P 13-50: Preparation of USGS NAWQA Program algal samples for analysis using Palmer Maloney Cells. *En*: D. F. Charles, C. Knowles y R. S. Davis (Eds.). Protocols for the analysis of algal samples collected as part of the U.S. Geological Survey National Water-Quality Assessment Program. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia (ANSP), Patrick Center for Environmental Research, Phycology Section. Report N° 02-063.
- Andersen, J. 1979. An ignition method for determination of TP in lake sediments. *Water Research*, 10: 329 – 331.

- APHA (American Public Health Association). 1995. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. Washington D.C.
- Bazzuri, M. E., N. Gabellone y L. Solari. 2010. Influencia ecológica de los canales de drenaje de la pampa arenosa en la cuenca superior del río Salado (Bs. As., Argentina). Actas del I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul, Buenos Aires: 609 – 616.
- Besteiro, S. M., M. I. Delgado, F. J. Gaspari, M. Asbornio y E. Kruse. 2009. Determinación de la erosividad de las precipitaciones en la Cuenca Alta del Arroyo del Pescado, P.B.A. Actas CongreMet X - CLIMet XIII. Buenos Aires.
- Biggs, B. J. F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. *En*: R. J. Stevenson, M. L. Bothwell y R. L. Lowe (Eds). Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic Press, San Diego: 31 – 56.
- Bourne, A. 2000. Factors influencing the abundance of sediment associated algae in two isolated ponds and a turbid channel of Delta Marsh, Manitoba. Master of Science Thesis. Faculty of Graduate Studies of University of Manitoba.
- Burkholder, J. M. y R. G. Wetzel. 1989. Microbial colonization on natural and artificial macrophytes in a phosphorus limited hardwater lake. *Journal of Phycology*, 25: 55 – 65.
- Claps, M. C. 1996. Structure and dynamics of epipelagic algae from a plain river (Sambrombón River, Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*, 137 (2): 251 – 263.
- Claps M. C., L. Solari y N. Gabellone. 1997. Pond-river interactions in a pampean basin (Salado river, Buenos Aires, Argentina): an approach. Proc. 7th International Conference on the Conservation and Management of Lakes: 41-44.
- Gabellone N., L. Solari y M. C. Claps. 2001. Planktonic and physico-chemical dynamics of a markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 6: 133 – 142.
- Gabellone, N., R. Sarandón y M. C. Claps. 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado. *En*: O. Maiola, N. Gabellone y M. Hernández (Eds.), Inundaciones en la región pampeana. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata: 87 - 122.
- Gabellone N., M. C. Claps, L. Solari y N. Neschuk. 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75: 455 – 477.
- Gabellone N., L. Solari, M. C. Claps y N. Neschuk. 2008. Chemical classification of the water in a lowland river basin (Salado River, Buenos Aires, Argentina) affected by hydraulic modifications. *Environmental Geology*, 53: 1353 – 1363.
- Giorgi, A. 1998. Factores reguladores del fitobentos de arroyos de llanura. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.

- Giorgi, A., L. Malacalza y M. A. Casco.** 2003. Fitobentos en rápidos y remansos de un arroyo pampeano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38(1-2): 165 – 174.
- Gómez, N. y M. Licursi.** 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173 – 181.
- Gómez, N., M. Licursi y J. Cocheró.** 2009. Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Río de la Plata estuary (Argentina) and possible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (6): 878 – 887.
- Izaguirre, I. y A. Vinocur.** 1994. Algal assemblages from shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina). *Hydrobiologia*, 289: 57 – 64.
- Lorenzen, C. J.** 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343 – 346.
- Margalef, R.** 1983. *Limnología*. Ediciones Omega.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.** Sistema integrado de información agropecuaria. Sistemas estadísticos. [Http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agrometeorologia](http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agrometeorologia).
- Modenutti, B. E. y E. G. Balseiro.** 1995. Muestreos y error. *En: E. C. Lopretto y G. Tell (Eds.). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur. La Plata. Argentina: 351 – 360.
- Neschuk, N., N. A. Gabellone y M. C. Claps.** 2000. Caracterización espacial del río Salado (Buenos Aires) a partir de concentraciones de fósforo total. *Diversidad y Ambiente*, 1: 13 – 19.
- Neschuk, N., M. C. Claps y N. Gabellone.** 2002a. Planktonic rotifers of a saline-lowland river: the Salado River (Argentina). *Annales de Limnologie*, 38 (3): 191 – 198.
- Neschuk, N., N. Gabellone y L. Solari.** 2002b. Plankton characterisation of a lowland river (Salado River, Argentina). *Verhandlungen Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1 – 4.
- O'Farrel, I.** 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 271: 169 – 178.
- Peterson, C. G.** 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. *En: R. J. Stevenson, M. L. Bothwell y R. L. Lowe (Eds.). Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 375 – 403.
- Quaíni, K., N. Gabellone, M. Ardohain y L. C. Solari.** 2006. Muestreo intensivo de parámetros físico-químicos en dos sitios de la cuenca inferior del río Salado (pcia. de Buenos Aires): estudio comparativo. *Biología Acuática*, 22: 215 – 222.
- Reynolds, C. S.** 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Semina, H. J.** 1978. *Phytoplankton Manual UNESCO*. Ed. Sournia, A. París. Francia.
- Sierra, M. V.** 2009. Microbentos de sistemas lóticos pampeanos y su relación con la calidad del agua: respuestas estructurales y funcionales. Tesis docto-

- ral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Solari, L. y M. C. Claps.** 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annales des Limnologie* 32 (2): 89 – 95.
- Solari, L., M. C. Claps y N. Gabellone.** 2002. River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 141: 99 – 119.
- Stevenson, R. J.** 1990. Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. *Journal of the North American Benthological Society*, 9: 277 – 288.
- Stevenson, R. J.** 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. *En*: R. J. Stevenson, M. L. Bothwell y R. L. Lowe (Eds). *Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 3 – 30.
- Varela, M.** 1981. El problema de la determinación de clorofila a en el fitobentos: discusión sobre la metodología. *Oecología Aquatica*, 5: 7 – 19.