

MUESTREO INTENSIVO DEL ZOOPLANCTON EN EL SECTOR INFERIOR DEL RÍO SALADO (BS. AS.) DURANTE LA EJECUCIÓN DE UNA OBRA HIDRÁULICA

A. DIPPOLITO ¹, D. ARDOHAIN ², M. CLAPS ²
& N. GABELLONE ²

¹ Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Av. 122 y 60, 1900- La Plata.

E-mail: dippolitoa@gmail.com

² Instituto de Limnología (ILPLA), CCT CONICET La Plata, Av. Calchaquí km 23,5
1888 - Florencio Varela, Argentina.

E-mail: ardohain@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. The objective of this study was to investigate changes occurred in the structure and dynamics of zooplankton community during dredging works made in the lower sector of Salado River (Buenos Aires, Argentina). The samples were taken before and during the extraction of a river restriction and the replacement of a bridge at one site upstream and other downstream of this hydraulic modification. The dredging works were made during low water period. Zooplankton samples were obtained filtering volumes of 10 l extracted at three points of a transect in the river channel (both banks and the middle of the course) during 14 weeks (weekly from March to June). Physical and chemical parameters were measured *in situ* with a multimeter. The conductivity decreased from 12,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (March-April) to 6,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (April-June). The zooplankton assemblages were correlated with factors such as conductivity, turbidity, water temperature, and phytoplankton density. Tintinids (*Tintinnidium fluviatile* and *Codonella cratera*) prevailed with high salinity whereas rotifers (*Brachionus plicatilis* and *Keratella tropica*, among others) dominated later. Microcrustaceans were scarce related to the conductivity of the river. The analyzed sites showed similar composition and abundance of zooplankton during all sampling period. We can assume that the effects of dredging works in low water conditions cause minimal downstream perturbations on zooplankton community.

Key words: zooplankton, Salado river, Buenos Aires, intensive sampling, hydraulic works.

Palabras clave: zooplankton, río Salado, Buenos Aires, muestreo intensivo, obras hidráulicas.

INTRODUCCIÓN

El grado de conocimiento acerca de los factores que controlan la abundancia y distribución del zooplancton lótico y su significado ecológico ha tenido menor desarrollo en comparación al que se tiene de esta comunidad en ambientes lénticos. Entre los componentes del zooplancton, los rotíferos están bien adaptados a los ambientes lóticos debido a su tipo de reproduc-

ción con tiempos generacionales cortos regulándose las poblaciones por pérdidas advectivas y otros factores abióticos (Zimmermann-Timm et al., 2007).

En ríos de llanura, los factores que afectan la estructura y la variación espacio-temporal del zooplancton pueden ser de índole hidrológica, química y geomorfológica. Se considera que el incremento en el tiempo de residencia, la presencia de "zonas

muertas” o contacto con la planicie de inundación permite el desarrollo del zooplancton por lo cual aguas abajo éste es más abundante (Baranyi *et al.*, 2002; Casper y Thorp, 2007).

Las investigaciones acerca de la estructura y dinámica del zooplancton en ríos de llanura que involucren muestreos de periodicidad menor a la mensual son escasas, pudiéndose citar los efectuados por Kobayashi (1997) y Kobayashi *et al.* (1998) en Australia y los de Thorp y Mantovani (2005) y Casper y Thorp (2007) en USA.

Los trabajos que analizan efectos de obras hidráulicas sobre la biodiversidad en ríos de llanura no son frecuentes. Puede mencionarse uno efectuado en Australia que aborda la incidencia que tiene la construcción de embalses o desviaciones del curso del río sobre la biodiversidad (Kingsford, 2000) y otro desarrollado en el Danubio de acuerdo a su esquema de regulación (Hein *et al.*, 1999) que analiza su influencia en el funcionamiento de comunidades acuáticas.

El objetivo de este trabajo es presentar las diferencias estructurales del zooplancton en dos sitios del cauce inferior del Río Salado (Buenos Aires) en un lapso de cuatro meses con un muestreo de frecuencia promedio semanal durante la realización de obras hidráulicas en un sector ubicado entre ambos sitios analizados. En el marco del Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (1999) se efectuó la remoción de la constricción fluvial y mejora del puente en el paraje La Postrera para aumentar la sección de escurrimiento del río y su capacidad de transporte en el sector inferior dentro del período que abarca esta investigación. Debe señalarse que existen antecedentes acerca de la composición y dinámica del zooplancton del río Salado correspondientes a muestreos estacionales realizados desde 1997 que involucran ambos sectores de la cuenca inferior (Neschuk, 2002; Solari *et al.*, 2002; Claps *et al.*, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Río Salado es el río más importante de la provincia de Buenos Aires. Recorre una de las zonas agroganaderas más relevantes del país, con una cuenca aproximada de 145.000 km². Es un típico río de llanura, con una longitud de 571 km y una pendiente promedio de 0.107 m/km (Gabellone *et al.*, 2003).

El área de estudio comprende dos sitios, ubicados en la cuenca inferior: El Destino (ED) aguas arriba y Guerrero (G) aguas abajo del puente La Postrera (Figura 1). El paraje El Destino está situado a 462 km de las nacientes y a 109 km aguas arriba de la desembocadura. Este sector recibe agua de lagunas encadenadas localizadas en la margen izquierda y constituye el comienzo de la cuenca inferior. En este sector, el río tiene un ancho de 114 m y una profundidad media de 3,8 m, pudiendo alcanzar una profundidad de 8,7 m durante períodos de inundación. El sitio denominado Guerrero está localizado en la Ruta Nacional N° 2, a 28 km de El Destino, aguas abajo de la laguna La Tigra. El ancho del río en este sector es de 100 m. Recibe aporte de la laguna San Miguel y del arroyo San Miguel (efluente de la laguna San Lorenzo) y de las lagunas Camarones Grande y Chica. El puente La Postrera es un importante lugar de referencia histórica y natural de la región y está localizado a 25 km de ED, aguas abajo de la laguna La Tigra (Quaini *et al.*, 2005).

Las muestras se extrajeron en ambos sitios en el mismo día o con 24 horas de diferencia en un período que se extendió por 14 semanas entre marzo y junio de 2004, durante un período de aguas bajas. Cada muestra de zooplancton (30 l) se obtuvo de la

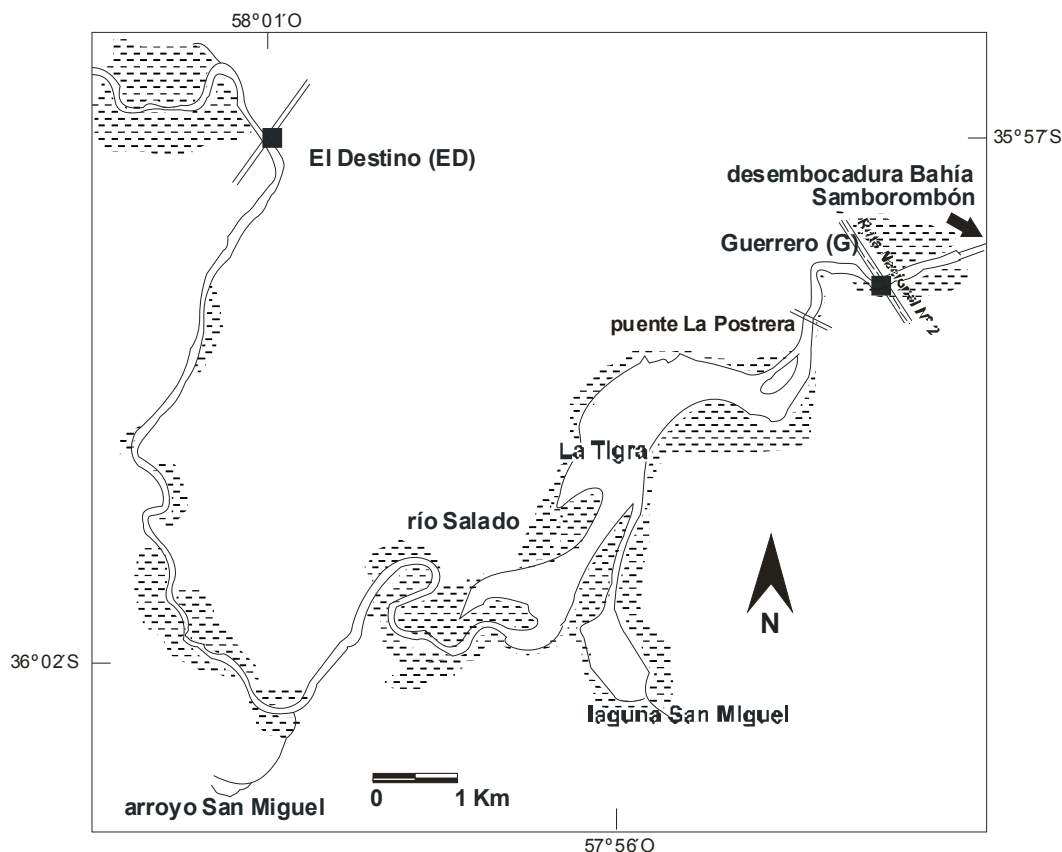


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el río Salado Inferior (Buenos Aires).

integración de tres muestras (10 l) tomadas de manera equidistante a lo largo de una transecta perpendicular al cauce y que fueron filtradas por una red de abertura de malla de 35 μm y para luego ser fijadas con formol al 4%. En forma simultánea se midieron en cada punto de la transecta parámetros físico-químicos del agua: temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y turbidez con un sensor múltiple Horiba U-10. El análisis cuali-cuantitativo del zooplancton se realizó mediante cámaras tipo Sedgwick-Rafter en microscopio óptico. La identificación de los taxa se realizó con bibliografía específica para los grupos zooplanctónicos (Ringuelet, 1958; Koste, 1978; Paggi, 1979; Foissner et al, 1999; entre otros).

El diagrama de Olmstead-Tukey fue utilizado para jerarquizar la dominancia de las especies zooplanctónicas (Sokal y Rohlf, 1979; López-López y

Serna-Hernández, 1999). Las especies dominantes, constantes, ocasionales y raras se determinan a partir de la relación entre las densidades de las especies y su frecuencia de aparición. El criterio de discriminación se basa en la media de la frecuencia de aparición relativa para el eje de la abscisa y de la media respectiva del logaritmo de la sumatoria de la densidad absoluta para el eje de la ordenada de forma que al trazar ambas quedan formados cuatro cuadrantes. Las especies dominantes presentan densidad y frecuencia mayores a ambas medias. Las constantes tienen una densidad menor a la media y una frecuencia mayor a la media. Las ocasionales cuentan con una densidad mayor respecto a la media y una frecuencia menor. Por último, las raras presentan densidad y frecuencia menor a la media.

Se efectuaron correlaciones simples entre algunas variables ambientales y

la densidad total del zooplancton y de algunas especies numéricamente importantes.

RESULTADOS

La temperatura del agua tuvo un neto patrón estacional, con un máximo de 27 °C al comienzo del muestreo y un mínimo de 8 °C en junio en ambos sectores analizados. El pH disminuyó desde valores alcalinos al inicio del muestreo (valores promedio ED: 9,53 y G: 9,27) a valores neutros hacia el final del mismo (valores promedio ED: 7,53 y G: 7,84). La conductividad presentó la misma tendencia con valores cercanos a los 12000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la primera mitad del muestreo para luego disminuir en forma abrupta a valores cercanos a 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que se mantuvieron hasta el final del muestreo (Figura 4). El oxígeno disuelto mostró oscilaciones en sus niveles de saturación, con valores menores en ED en el período marzo - abril (51 % de saturación) respecto a los estimados para mayo-junio (70 %). En Guerrero, se observó la misma tendencia pero con valores superiores de saturación (76 y 91%, respectivamente).

En el total de 61 muestras se identificaron 44 especies (12 protistas, un turbelario, un gastrotrico, 25 rotíferos y cinco crustáceos). Ambos sectores del río compartieron la mayoría de las especies, siendo exclusivos de ED la testácea *Arcella hemisphaerica*, un gastrotrico, los rotíferos *Lepadella ovalis*, *Squatinella* sp. y un ostrácodo. En el sitio aguas abajo (G) se hallaron cinco taxa exclusivos (la testácea *Difflugia* sp., el ciliado peritrico *Systylis hoffi*, el rotífero *Brachionus urceolaris*, el cladócero *Ceriodaphnia* sp. y estadios larvales de un copépodo calanoides). Las especies dominantes en ED incluyeron a un ciliado lorizado (*Tintinnidium fluviatile*) y dos rotíferos (*Keratella tropica* y *Brachionus plicatilis*) mientras que en G se registró la misma predominancia con la inclusión de

otro tintínido (*Codonella cratera*) (Figura 2). En ambos sectores hubo ausencia de especies ocasionales, compartiendo la mayoría de las especies constantes y raras (Figura 2).

En ambos sitios, los tintínidos predominaron en el inicio del muestreo, siendo reemplazados en la dominancia por los rotíferos desde fines del otoño, con una representatividad cercana al 90 % de la densidad total zooplanctónica (Figura 3). Los cladóceros y copépodos fueron escasos, con valores máximos cercanos al 10 % en junio (Figura 3).

El pico máximo zooplanctónico se registró en ED con 17.652 individuos/l, debido a la supremacía numérica de *T. fluviatile* (17.100 individuos/l), mientras que en G ocurrió en la semana previa, alcanzando valores de 10.181 individuos/l. En este sector, la predominancia fue de *C. cratera* (6.162 individuos/l), mientras que *T. fluviatile* codominó con 3.662 individuos/l (Figura 4). Los valores mínimos de densidad zooplanctónica se hallaron al inicio del muestreo (ED: 165 individuos/l, G: 114 individuos/l) (Figura 4).

En el sitio El Destino, la abundancia de los rotíferos *Brachionus angularis* y *Filinia longiseta* junto con el ciliado *T. fluviatile* mostraron una relación directa con la temperatura y la conductividad (Tabla 1). Los rotíferos *Keratella tropica*, *Brachionus plicatilis* y el copépodo harpacticóideo *Cleto-camptus deitersi* presentaron las mayores densidades en coincidencia con las menores conductividades (Tabla 1). Los rotíferos mencionados previamente, tuvieron una relación directa con el porcentaje de saturación de oxígeno, al igual que la abundancia total del zooplancton (Tabla 1). Con respecto a la relación con la densidad fitoplanctónica, la mayoría de los pastoreadores tuvo una relación directa salvo *K. tropica* y *C. deitersi* que tuvieron una relación significativa pero de signo negativo (Tabla 1).

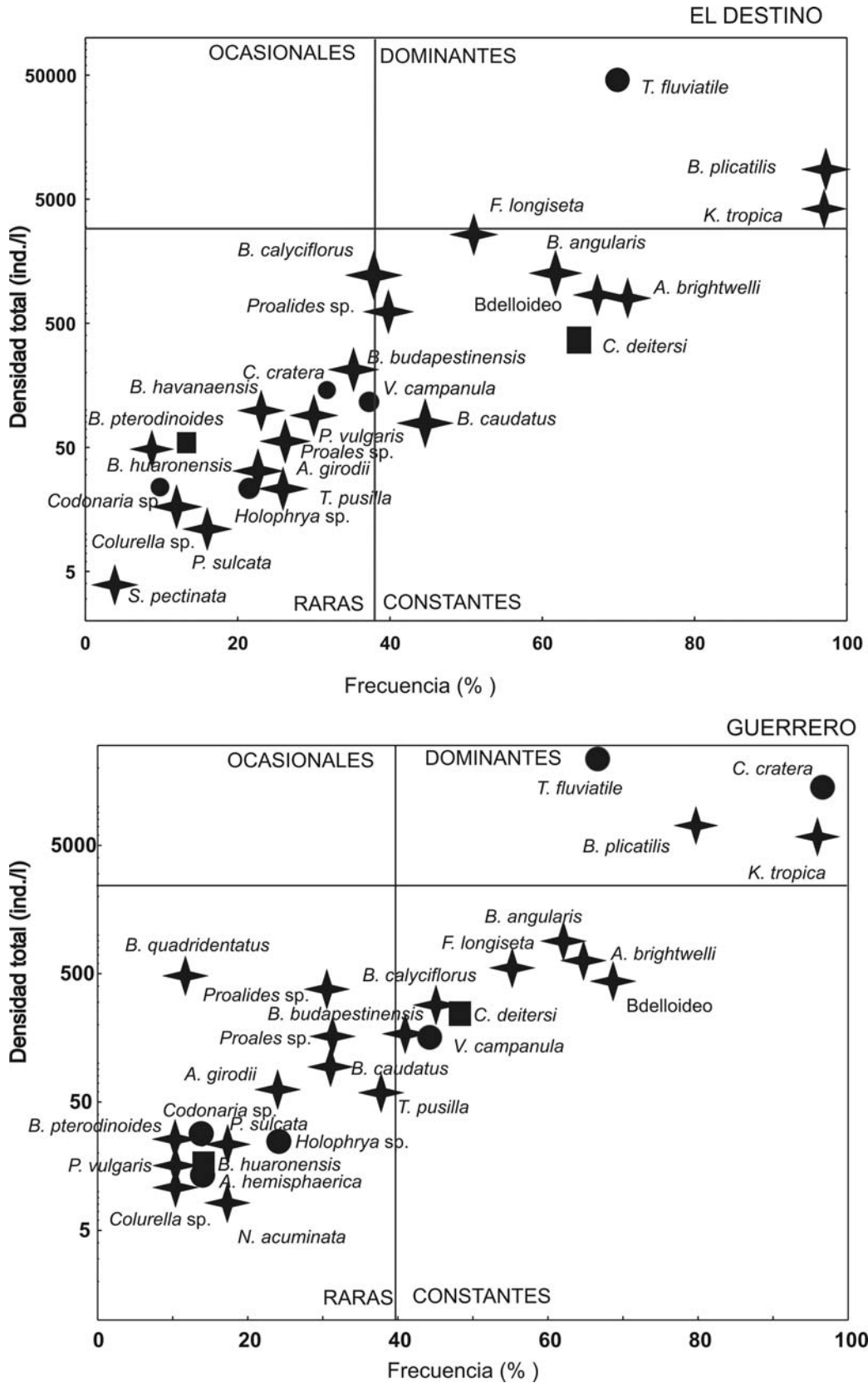


Figura 2. Diagrama de Olmstead-Tukey de las especies registradas en los sitios de muestreo (protistas: círculo, rotíferos: estrella, crustáceos: cuadrado) (sólo se incluyen las especies raras con mayor abundancia y/o frecuencia).

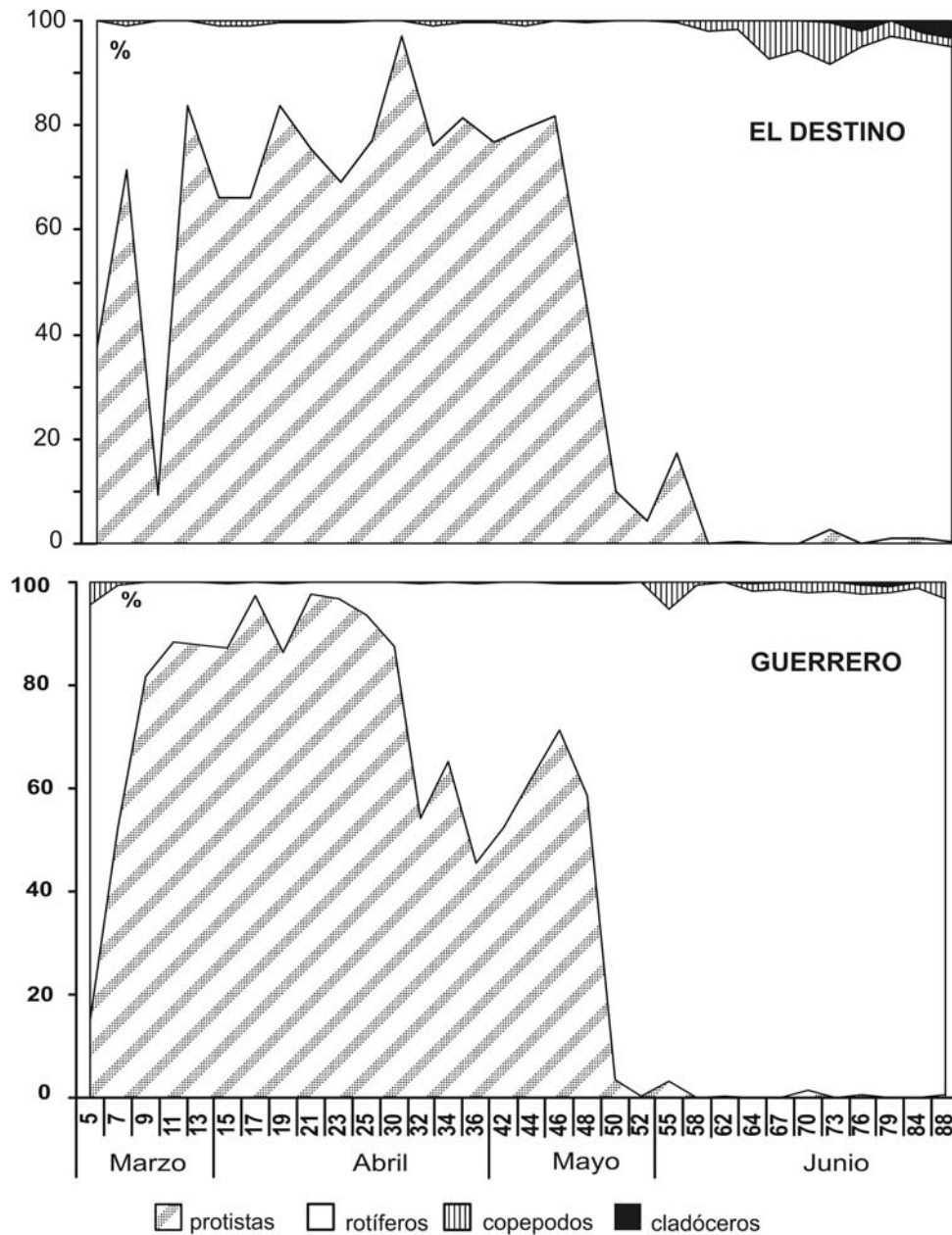


Figura 3. Variación temporal de la representatividad de los grupos zooplanctónicas en los dos sitios de muestreo del río Salado Inferior (Buenos Aires).

En el sitio Guerrero, la abundancia de *F. longiseta*, *B. angularis* y *T. fluviatile* presentó una relación directa con la conductividad mientras que fue inversa para el total del zooplancton, para *B. plicatilis* y para *K. tropica* (Tabla 2). Estos rotíferos tuvieron una relación directa con el porcentaje de saturación de oxígeno (Tabla 2). La densidad de *K. tropica* y de *C. deitersi* exhibió una relación inversa con la abundancia del fitoplancton mientras

que en el resto de las especies analizadas, ocurrió lo contrario (Tabla 2). En este sitio la turbidez mostró una correlación negativa con la densidad total del zooplancton y con la de *F. longiseta*, mientras que fue positiva con la densidad de *B. plicatilis* y de *K. tropica* (Tabla 2). El pH tuvo una relación inversa únicamente con el número de individuos de *B. plicatilis* (Tabla 2).

Tabla 1. Valores de correlación entre la densidad total zooplanctónica y algunas especies con parámetros físicos y químicos registrados en el sitio El Destino durante el muestreo intensivo (entre paréntesis y en cursiva se indican las probabilidades).

	Temperatura	Conductividad	O. D.	pH	Densidad fitoplanctónica	turbidez
Total zooplanctónica	n.s.	n.s.	0,51 (0,042)	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Brachionus plicatilis</i>	-0,72 (0,002)	-0,62 (0,01)	0,61 (0,013)	n.s.	0,63 (0,009)	n.s.
<i>Brachionus angularis</i>	0,56 (0,025)	0,66 (0,006)	n.s.	n.s.	0,65 (0,006)	n.s.
<i>Filinia longiseta</i>	0,77 (0,000)	0,70 (0,003)	n.s.	n.s.	0,74 (0,001)	n.s.
<i>Keratella tropica</i>	-0,85 (0,000)	-0,81 (0,000)	0,63 (0,009)	n.s.	-0,80 (0,000)	n.s.
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	0,59 (0,017)	0,52 (0,04)	n.s.	n.s.	0,62 (0,011)	n.s.
<i>Cletocamptus deitersi</i>	n.s.	-0,58 (0,019)	n.s.	n.s.	-0,65 (0,007)	n.s.

Tabla 2. Valores de correlación entre la densidad total zooplanctónica y la de algunas especies con parámetros físicos y químicos registrados en el sitio Guerrero durante el muestreo intensivo (entre paréntesis y en cursiva se indican las probabilidades).

	Temperatura	Conductividad	O. D.	pH	Densidad fitoplanctónica	turbidez
Total zooplanctónica	n.s.	-0,79 (0,000)	n.s.	n.s.	-0,66 (0,005)	-0,77 (0,001)
<i>Brachionus plicatilis</i>	n.s.	-0,68 (0,004)	n.s.	-0,50 (0,049)	-0,70 (0,003)	-0,65 (0,006)
<i>Brachionus angularis</i>	n.s.	0,53 (0,033)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Filinia longiseta</i>	n.s.	0,55 (0,029)	n.s.	n.s.	n.s.	0,54 (0,031)
<i>Keratella tropica</i>	n.s.	-0,80 (0,000)	n.s.	n.s.	-0,74 (0,005)	-0,54 (0,031)
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	n.s.	0,59 (0,016)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Cletocamptus deitersi</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

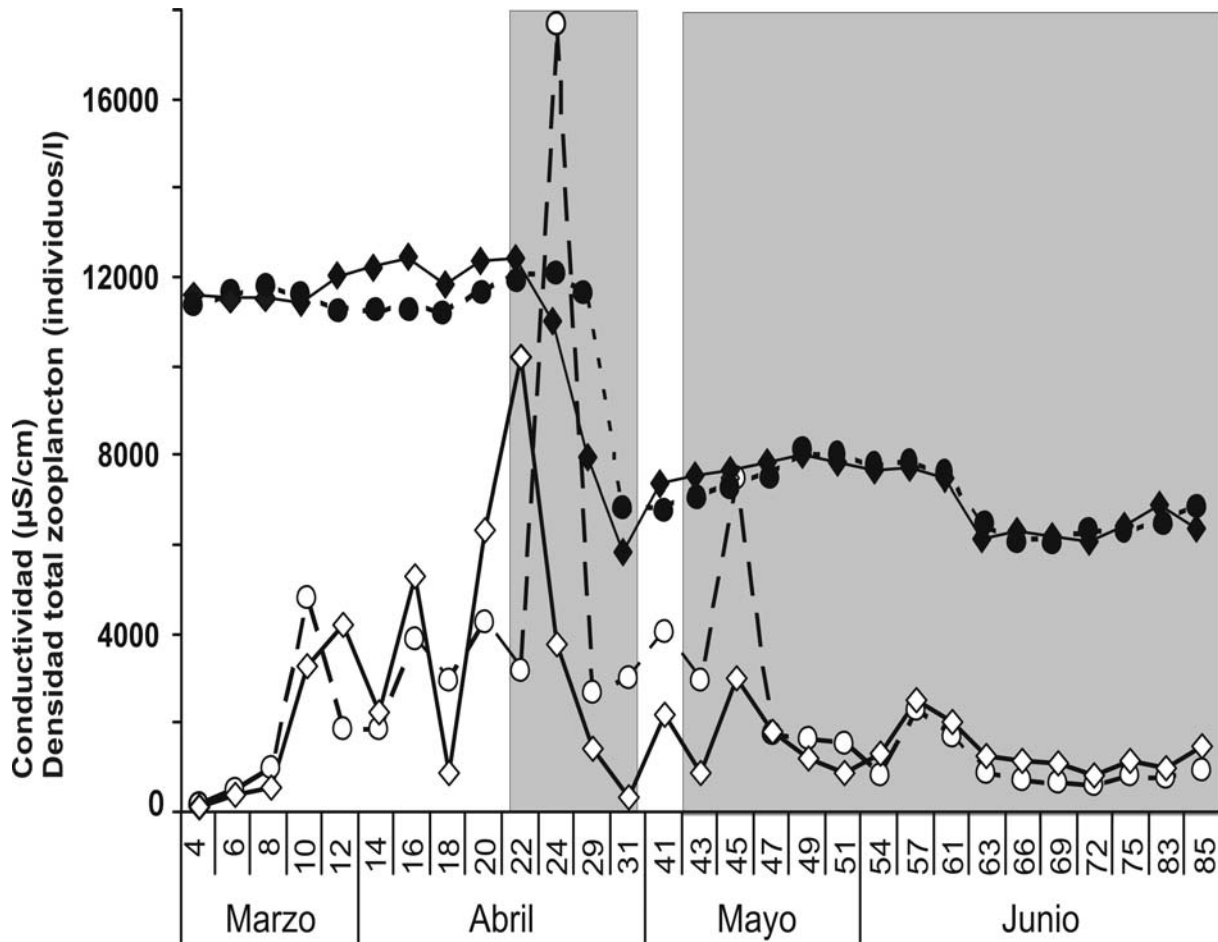


Figura 4. Variación temporal de la conductividad y densidad zooplanctónica en el sitio El Destino (conductividad: línea quebrada con círculo negro y zooplancton: línea quebrada con círculo blanco) y en el sitio Guerrero (conductividad: línea continua con rombo negro y zooplancton: línea continua con rombo blanco). La zona en gris corresponde a períodos de realización de obras hidráulicas.

DISCUSIÓN

En ambos sectores del río Salado, la diversidad y abundancia de las amebas testáceas en el plancton es baja con aparición esporádica, siendo los géneros *Arcella* y *Centropyxis* los más destacados, en coincidencia con lo señalado por Kiss et al. (2009) en el plancton del río Danubio.

Los ciliados constituyen un grupo importante en verano tardío – otoño, con supremacía de formas pelágicas. El predominio de tintínidos entre estos integrantes del zooplancton es coincidente con lo registrado en el río Rhin (Scherwass y Arndt, 2005) aunque en diferente estación climática y condi-

ción hidrológica. La dominancia de *T. fluviatile* se vincula a su preferencia por temperaturas otoñales y su tolerancia a elevadas salinidades (Foissner et al., 1999). Debe destacarse que el predominio de los ciliados ocurre durante un período de bajo caudal considerado negativo para el desarrollo de sus poblaciones en ríos europeos (Kiss et al., 2009) debido principalmente a la presencia de depredadores bentónicos y a la disminución del fitoplancton palatable (Scherwass y Arndt, 2005). *Codonella cratera*, mencionada para el zooplancton léntico (Scherwass y Arndt, 2005) fue importante en el sitio Guerrero durante momentos de elevada conductividad.

Esta especie fue hallada como integrante del zooplancton en el estuario del Río de la Plata (Souto, 1974).

En el río Salado, los rotíferos representados principalmente por miembros de la familia Brachionidae constituyen el grupo dominante (Neschuk et al., 2002; Claps et al., 2009). Las gran mayoría de las especies halladas pueden ser consideradas euritopas (Koste, 1978). El caudal no constituye un factor negativo para el desarrollo de las poblaciones de rotíferos (Saunders y Lewis, 1988; Pace et al., 1992; Holst et al., 1998) por mantenerse el río en aguas bajas durante todo el período de muestreo. La densidad de los rotíferos presenta un incremento al disminuir drásticamente la conductividad debido a que representa un factor limitante para la mayoría de las especies (Green, 1993). La presencia abundante de braquiiónidos filtradores es común en la parte inferior de ríos de llanura europeos con respecto a sectores localizados aguas arriba cuando se registra una disminución en su caudal (Zimmermann-Timm et al., 2007). Se ha señalado que la especie *Filinia longiseta* no es frecuente en el curso principal del río Elba por ser vulnerable al movimiento turbulento, siendo dominante en ambientes lénticos asociados ("backwaters") (Zimmermann-Timm et al., 2007). En ambos sitios del río Salado, esta especie es importante numéricamente entre los rotíferos durante el otoño temprano en ocasión de las máximas conductividades y aguas bajas. Su presencia en ambientes con elevada salinidad ya ha sido registrada (Zakaria et al., 2007).

Los crustáceos planctónicos no se destacan por su abundancia y diversidad debido que su desarrollo en el sector inferior es favorecido sólo en condiciones de menor conductividad (Solari et al., 2002). La escasa importancia de cladóceros y copépodos no coincide con lo señalado por Sluss et al. (2008) acerca de su supremacía respecto de los rotíferos durante momentos de baja turbulencia.

La turbidez registrada en ambos sitios del río Salado puede constituir un factor negativo para la mayoría de las poblaciones de rotíferos (Thorp y Mantovani, 2005) y la de los crustáceos (Kirk y Gilbert, 1990; Akopian et al., 1999).

La mayoría de los zooplanctones registrados son herbívoros y el alimento no constituye un factor limitante ya que hubo escasa variación en las poblaciones fitoplanctónicas, siendo las clorofitas el grupo dominante al inicio del estudio. El pastoreo desarrollado por los rotíferos se evidencia por la sustitución en el predominio fitoplanctónico de las especies palatables por cianofitas (Bazzuri et al., 2008).

En ambos sitios, el zooplancton muestra similitud en la composición específica y abundancia, con diferencias debido a variaciones en las poblaciones de tintinidos. No se observa un enriquecimiento del zooplancton aguas abajo en Guerrero por una escasa incorporación de inóculos desde ambientes lénticos asociados y desde la laguna La Tigra ("flushing lake") por la condición de aguas bajas.

En coincidencia con lo señalado por Baranyi et al. (2002) y Thorp y Mantovani (2005), los factores abióticos influyen en la estructura y dinámica del zooplancton pudiéndose señalar como importantes a la conductividad, la turbidez (sólidos en suspensión), temperatura del agua y condiciones hidrológicas.

Las obras hidráulicas no tuvieron incidencia aguas abajo en la estructura y dinámica del zooplancton (Guerrero). Se considera que al realizarse las tareas de dragado y construcción del nuevo puente durante condiciones de aguas bajas el impacto negativo fue menor. Esto coincide con lo señalado con Quaini et al. (2005) para ciertos parámetros químicos.

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. M. Sala y al Técnico C. Martínez de la empresa Construere S.A. por la obtención de las muestras y el

registro de parámetros físicos y químicos. Al Ing. M. Borges por su iniciativa en el desarrollo de estudios ambientales en La Postrera. A la Lic. M. E. Bazzuri por los datos del fitoplancton. Contribución Científica del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet" N° 890.

BIBLIOGRAFÍA

- Akopian, M., J. Garnier y R. Pourriot.** 1999. A large reservoir as a source of zooplankton for the river: structure of the populations and influence of fish predation. *Journal of Plankton Research*, 21: 285 - 297.
- Baranyi, C., T. Hein, C. Holarek, S. Keckeis y F. Schiemer.** 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology*, 47: 473 - 482.
- Bazzuri, M. E., N. Gabellone y L. Solari.** 2008. Variación estacional del fitoplancton en la cuenca inferior del río Salado (prov. de Buenos Aires). *Biología Acuática*, 24: 137 - 148.
- Casper, A. F. y J. H. Thorp.** 2007. Diel and lateral patterns of zooplankton distribution in the St. Lawrence River. *River Research and Applications*, 23: 73 - 85.
- Claps, M. C., N. Gabellone y N. Neschuk.** 2009. Influence of regional factors on zooplankton structure in a saline lowland river: the Salado River (Buenos Aires Province, Argentina). *River Research and Applications*, 25: 453 - 451.
- Foissner, W., H. Berger y J. Schaumburg.** 1999. Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates. Bavarian State Office for Water Management: Munich.
- Gabellone, N. A., R. Sarandón y M. Claps C.** 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado. En: O. C. Maiola, N. A. Gabellone y M. A. Hernández (Eds.) *Inundaciones en la región Pampeana*, Edulp, La Plata: 87 - 122.
- Green, J.** 1993. Zooplankton associations in East African lakes spanning a wide salinity range. *Hydrobiologia*, 267: 249 - 256.
- Hein, T., C. Baranyi, G. Heiler, C. Holarek, P. Rieder y F. Schiemer.** 1999. Hydrology as a major factor determining plankton development in two floodplain segments and the River Danube, Austria. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 115: 439 - 452.
- Holst, H., H. Zimmermann, H. Kausch y W. Koste.** 1998. Temporal and spatial dynamics of planktonic rotifers in the Elbe estuary during spring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 261 - 273.
- Kingsford, R. T.** 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25: 109 - 127.
- Kirk, K. L. y J. J. Gilbert.** 1990. Suspended clay and the population-dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology*, 71, 1741-1755.
- Kiss, A. K., E. Ács, K. T. Kiss y J. K. Török.** 2009. Structure and seasonal dynamics of the protozoan community (heterotrophic flagellates, ciliates, amoeboid protozoa) in the plankton of a large river (River Danube, Hungary). *European Journal of Protistology*, 45: 121 - 138.
- Kobayashi, T.** 1997. Associations between environmental variables and zooplankton body masses in a regulated Australian river. *Marine and Freshwater Research*, 48: 523 - 529.
- Kobayashi, T., R. J. Shiel y P. Gibbs.** 1998. Size structure of river zooplankton: seasonal variation, overall pattern and functional aspect. *Marine and Freshwater Research*, 49: 547 - 552..
- Koste, W.** 1978. Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, Bergrunder. Von Max

- Voigt. Uberordnung Monogononta. Gebr Borntraeger
- López-López, E. y J. A. Serna-Hernández.** 1999. Variación estacional del zooplancton del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México y su relación con el fitoplancton y factores ambientales. *Revista Biología Tropical*, 47: 643 – 657.
- Neschuk, N., M. C. Claps y N. Gabellone.** 2002. Planktonic rotifers of a saline lowland river (Salado River Argentina). *Annales de Limnologie*, 38: 191 - 199.
- Pace, M. L., S. E. G. Findlay y D. Lints.** 1992. Zooplankton in advective environments: the Hudson River community and a comparative analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1060 – 1069.
- Paggi, J. C.** 1979 Revisión de las especies argentinas del género *Bosmina* Baird agrupadas en el subgénero *Neobosmina* Lieder (Crustacea:Cladocera). *Acta zoológica Lilloana*, 35: 136 – 162.
- Plan Maestro Integral de la cuenca del río Salado** (1999) Informe Situación Base. Sir William Halcrow and Partners Ltd. para el Ministerio de Economía. Unidad Ejecutora Provincial. Provincia de Buenos Aires. Argentina.
- Quaini, K., N. Gabellone, D. Ardohain y L. Solari.** 2005. Muestreo intensivo de parámetros físico-químicos en dos sitios de la cuenca inferior del Río Salado (Provincia de Buenos Aires): estudio comparativo. *Biología Acuática*, 22: 215 - 222.
- Ringuelet, R.** 1958. Los Crustáceos Copépodos de las aguas continentales argentinas. Sinopsis Sistemática. Contribución Científica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, 1: 35 - 126.
- Saunders J. F. y W. Lewis.** 1988. Zooplankton abundance in the Caura River, Venezuela. *Biotropica*, 20: 206 - 214.
- Scherwass, A. y H. Arndt.** 2005. Structure, dynamics and control of the ciliate fauna in the potamo-plankton of the River Rhine. *Archiv für Hydrobiologie*, 164: 287 – 307.
- Sluss, T. D. G. A. Cobbs y J. H. Thorp.** 2008. Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 53: 1999 – 2010.
- Sokal, R. R. y J. A. Rohlf.** 1979. *Biometria*. H. Blume, Madrid, 832 pp.
- Solari L, M. Claps y N. Gabellone.** 2002. River backwater—pond interactions in the lower basin of Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiology Supplement* 141: 99 – 119.
- Souto, S.** 1974. Tintinidos del Río de la Plata y su zona de influencia (Protozoa, Ciliata). *Physis*, 33: 201 - 205.
- Thorp, J. H. y S. Mantovani.** 2005. Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. *Freshwater Biology*, 50: 1474 – 1491.
- Zakaria, H. Y., A. A. Radwan y M. A. Said.** 2007. Influence of salinity variations on zooplankton community in El-Mex Bay, Alexandria, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 33: 52 – 67.
- Zimmermann-Timm, H., H. Holst y H. Kausch.** 2007. Spatial dynamics of rotifers in a large lowland river, the Elbe, Germany: How important are retentive shoreline habitats for the plankton community? *Hydrobiologia*, 593: 49 – 58.