

## DINÁMICA DEL ZOOPLANCTON DEL RÍO COLASTINÉ COMO INDICADORA DE CONTAMINACIÓN POR EFLUENTES CLOACALES

**Balza Cristian<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>*Escuela Superior de Sanidad (FBCB-UNL)  
Director/a: Rojas Molina, Florencia*

**Área: Ciencias Biológica**

### INTRODUCCIÓN

Los grandes sistemas hidrográficos congregan en sus cuencas los establecimientos humanos más importantes del país. El río Paraná y los ambientes acuáticos asociados aportan invaluable recursos y beneficios ambientales tanto para la provincia de Santa Fe como para la región litoral del país. Las áreas urbanas por las que atraviesan tales sistemas constituyen puntos críticos dado que la presencia de desagües pluviales, cloacales e industriales genera una alta carga de nutrientes y materia orgánica que empobrece la calidad del agua. El grado de deterioro de tales sistemas se produce cuando la cantidad y calidad de los desechos superan su capacidad de recuperación (Tortorelli y Hernández, 1995) detectándose efectos negativos sobre la biota al exceder las concentraciones umbrales (Cairns, 1986). Entre ellos, la desaparición selectiva de las especies sensibles, la pérdida de biodiversidad y el empobrecimiento de los recursos son los más preocupantes desde el punto de vista ecológico y económico (Hanazato, 2001; otras citas). Para monitorear la calidad del ambiente acuático además los análisis fisicoquímicos también se han empleado herramientas biológicas (biomonitoreos) que permiten establecer la magnitud de los daños y realizar análisis más globales de la problemática, reflejando estos cambios en la biodiversidad, composición taxonómica y abundancia de las comunidades acuáticas (McKinney, 2002; Walsh y col., 2005). Entre las distintas comunidades acuáticas, el zooplancton podría ser considerado una comunidad modelo para biomonitoreos ya que los organismos que la conforman cumplen un rol clave en la estructura y funcionamiento de las tramas tróficas (Scheffer, 1998). Por sus particularidades biológicas, se los ha considerado buenos indicadores tempranos de cambios en las condiciones limnológicas y estados tróficos de los ambientes. Presentan cortos tiempos de generación, atributos de estrategias r, se encuentran en todos los sistemas acuáticos, son eficientes recicladores de la materia orgánica, tienen un alto grado de sensibilidad a cambios en la calidad del agua y consecuentemente a diversos factores de estrés ambiental (Gannon y Stemberger, 1978; Sladeczek, 1983; Karabin, 1985).

Título del proyecto: "Impacto de agentes estresantes ambientales naturales y antrópicos sobre diferentes niveles de organización de la biota acuática"

Instrumento:

Año convocatoria: 2016

Organismo financiador: UNL

Director/a: Jimena Cazenave

Los estudios existentes sobre los efectos de contaminantes en general sobre la comunidad zooplanctónica son escasos en la región (José de Paggi y Devercelli, 2011; José de Paggi y col., 2008; Claps y col., 2009) y más aún de efluentes cloacales y domésticos en ríos con llanura aluvial, lo que genera un campo de estudio promisorio.

## OBJETIVOS

- Analizar la variación temporal de la composición y densidad del zooplancton del sitio de descarga del efluente cloacal localizado en el río Colastiné durante los períodos hidrológicos de aguas altas y bajas.
- Comparar la composición y densidad del zooplancton entre el sitio de descarga del efluente cloacal y un sitio aguas arriba de la descarga del efluente (sitio control).
- Analizar el ensamble zooplanctónico como posible indicador de calidad de agua en ambientes sometidos a efluentes cloacales.

## METODOLOGIA

Se analizaron muestras de zooplancton del río Colastiné que fueron tomadas durante abril a diciembre de 2010, durante un ciclo hidrológico con niveles hidrométricos de aguas altas y aguas bajas. Las muestras provinieron de dos sitios: uno ubicado en el volcado de un efluente cloacal (c) y otro aguas arriba de este sitio como punto control (p). Para el análisis cuali-cuantitativo de las muestras, los rotíferos y nauplios de Copepoda se contaron bajo microscopio binocular en cámara de Sedgwick Rafter de 1 cm<sup>3</sup>, mientras que los microcrustáceos se analizarán bajo microscopio estereoscópico en cámara de Bogorov de 5 cm<sup>3</sup>. Se contaron como mínimo cuatro alícuotas de cada muestra o hasta llegar a 100 individuos del organismo numéricamente dominante. Cuando la cantidad de individuos era muy baja se contó la totalidad de la muestra. La identificación y conteo de los rotíferos y cladóceros se realizó en su mayoría a nivel específico, excepto en aquellos casos en que la cantidad de ejemplares registrados era muy baja para una identificación confiable. Los copépodos adultos y copepoditos fueron agrupados a nivel de orden (Calanoida, Cyclopoida y Harpacticoida), mientras que las larvas nauplii fueron contabilizadas sin distinción taxonómica.

Se estimó la diversidad alfa (como número de especies o riqueza), la diversidad específica con el índice de Shannon-Weaver (H'). Se consideró sólo las fechas de muestreo analizadas en ambos sitios (marzo a julio) para testear las diferencias entre los atributos del zooplancton (riqueza, densidad) entre ambos sitios de muestreo con Test de Mann-Whitney. Del mismo modo, se indagó la disimilitud específica entre los dos sitios muestreados con el test PERMANOVA para obtener el valor de significación estadística de las diferencias encontradas.

Se contó con datos de variables físico-químicas como temperatura, concentración de oxígeno, conductividad, pH, profundidad, transparencia, concentración de nutrientes, de clorofila-a y bacterias.

## RESULTADOS

Los primeros muestreos se realizaron durante una fase de aguas altas del nivel hidrométrico del río (>3m, hasta el mes de junio) y el resto de los muestreos correspondió a un período de aguas bajas (< 3m). Los parámetros ambientales de conductividad, pH,

temperatura, transparencia, velocidad de corriente y nutrientes fueron muy similares entre ambos puntos de muestreo a lo largo del período estudiado.

Se analizó cuali-cuantitativamente un total de 14 muestras, 9 pertenecientes al sitio aguas arriba del punto de descarga (P) y 5 al punto de descarga (C), por lo que para este último sitio sólo se cuenta con información para los primeros meses del período muestreado.

En el total de las muestras analizadas, la comunidad del zooplancton estuvo representado por un total de 68 taxones, siendo el grupo de rotíferos el de mayor riqueza (44 taxones), seguido por los cladóceros (10 taxones) y finalmente los copépodos cuya identificación fue sólo a nivel de orden (3 taxones). Entre los rotíferos, *Polyarthra* y *Keratella trópica* fueron los taxones más frecuentes y de mayor abundancia. Entre los cladóceros, *Bosminopsis deitersi* fue a más frecuente y abundante. Los nauplios de copépodos fueron los más frecuentes y abundantes entre los copépodos.

La riqueza (diversidad alfa) para cada sitio, fue similar entre ambos puntos de muestreo (riqueza promedio, P: 14 especies, C: 12 especies) y del mismo modo la H' promedio (P: 1,9; C: 1,5), la cual fue baja.

Respecto a la densidad de organismos, en el sitio P, durante todo el período muestreado se registraron valores entre 0,24 y 5,88 ind/L con un promedio de 1,482 ind/L, registrándose los mayores valores durante los meses de mayor temperatura (agosto, septiembre, octubre y noviembre). En el sitio C las densidades correspondieron a valores muy bajos con un promedio de  $0,46 \pm 0,43$  ind/L.

Entre los componentes del zooplancton, en ambos sitios de muestreo por lo general fueron los rotíferos los de mayor densidad, representando entre el 40 y 95% de la comunidad. Copepoda fue el segundo grupo dominante, siendo los nauplios los de mayor representación.

En ambos sitios de muestreo se registraron larvas del bivalvo invasor *Limnoperna fortunei*, con una frecuencia del 100% en ambos sitios. Estos organismos registraron densidades que variaron entre 0,007 y 15,780 ind/L. Los mayores valores ocurrieron durante los meses de mayor temperatura (febrero, abril, octubre y noviembre), superando las densidades del resto de los organismos del zooplancton, constituyendo en algunos casos el 80 % del total de la comunidad.

Al realizar las comparaciones de riqueza, densidad (del zooplancton total, de los rotíferos, cladóceros y copépodos) y diversidad entre ambos sitios muestreados (considerando sólo desde marzo a julio), no se encontraron diferencias significativas en ninguno de los descriptores mencionados. Del mismo modo el PERMANOVA mostró que la composición de las especies no varió significativamente entre ambos sitios.

## CONCLUSIONES

El zooplancton analizado en el presente trabajo presentó una baja densidad de organismos, con dominancia de rotíferos, seguida por cladóceros pequeños y estadios larvales de copépodos. Estas características se corresponden con las de otros cauces secundarios y tramos del río Paraná, así como de otros ríos Sudamericanos (José de Paggi y Paggi, 2014). Esta estructura es propia del ambiente lótico con elevada turbidez, velocidad de corriente y caudal.

En ambos sitios de muestreo, se presentaron los típicos géneros limnéticos frecuentes y dominantes de ríos de la región: *Keratella*, *Brachionus*, *Polyarthra*, (rotíferos), *Bosminopsis* (cladóceros), así como larvas de copépodos (José de Paggi y Paggi, 2007; Rojas Molina y José de Paggi, 2008).

La abundancia y la importancia relativa de larvas de *Limnoperna fortunei* en el plancton es similar a la encontrada en estudios previos de este río y en el río Paraná (Rojas Molina y col., 2015).

Si bien no se encontraron diferencias en los atributos ni en la composición del zooplancton entre ambos sitios muestreados, aun quedan muestras por analizar para ambos sitios, por lo que se espera se podrían encontrar diferencias al analizar y comparar el set completo de muestras.

## BIBLIOGRAFIA BASICA

**Claps M. C., Gabellone N., Neschuk N. C.**, 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, 453-471.

**Gannon J. E., Stemberg R. S.**, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97, 16-35.

**Hanazato T.**, 2001. Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution*, 112, 1-10.

**José de Paggi S., Devercelli M.**, 2011. Land use and basin characteristics determine the composition and abundance of the microzooplankton. *Water Air Soil Pollution*, 218, 93-108.

**José de Paggi S., Paggi J., Collins P., Collins J., Bernal G.**, 2008. Water quality and zooplankton composition in a receiving pond of the stormwater runoff from an urban catchment. *Journal of Environmental Biology*, 29, 693-700.

**José de Paggi S., Paggi J. C.**, 2007. Zooplankton. p. 229-50. En Iriondo M., Paggi J. C., Parma M. J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

**José de Paggi S., Paggi J. C.**, 2014. El zooplancton de los grandes ríos sudamericanos con planicie de inundación. *Revista FABICIB*, 18, 166-194.

**Karabin A.**, 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria+ Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features. *Ekologia Polska-Polish Journal of Ecology*, 33, 567-616.

**McKinney M. L.**, 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*, 52, 883-890.

**Rojas Molina F., José de Paggi S.**, 2008. Zooplankton in the Paraná River floodplain (South America) before and after the invasion of *Limnoperna fortunei* (bivalvia). *Wetlands*, 28, 695-702.

**Rojas Molina F., José de Paggi S., Paggi J. C.**, 2015. Impacts of *Limnoperna fortunei* on zooplankton. En: Boltovskoy D. (Ed) *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel*. Springer.

**Sládeček V.**, 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201.

Schindler, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44, s6-s25.

**Tortorelli M., Hernández D.**, 1995. Calidad de agua de un ambiente acuático sometido a efluentes contaminantes. *Ecosistemas de aguas continentales*, 1, 227-230.

**Walsh C. J., Roy A. H., Feminella J. W., Cottingham M., Groffman P. M., Morgan R. P.**, 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *The North American Benthological Society*, 24, 706-723.