



CONTAMINACION ORGANICA EN EL RIO URUGUAY (PAYSANDU, URUGUAY)

Wilson Pintos, Daniel Conde y Walter Norbis

Sección Limnología, Fac. de Ciencias
Universidad de la República
11200-Tristán Narvaja 1674, Montevideo
Uruguay

RESUMEN. El objetivo del estudio fue estimar la incidencia de los desechos domésticos e industriales de la ciudad de Paysandú (Uruguay) en las características físico-químicas del agua y la composición de la taxocenosis zoobentónica del río Uruguay. En la estación cercana al punto de vertido se registraron concentraciones de oxígeno disuelto con niveles de subsaturación de hasta 14 %, lo que conjuntamente con los valores de nitrógeno y fósforo, indican una importante contaminación de origen orgánico. El aporte de sólidos al sedimento modifica la composición granulométrica del mismo, incidiendo marcadamente en la colonización del sustrato por los organismos bentónicos. El predominio de oligoquetos y quironómidos, y la ausencia de moluscos esféridos, y larvas de efemerópteros y tricópteros, en la estación cercana al colector, concuerda con los resultados de los parámetros químicos del agua. El resultado de un análisis factorial discriminante aplicado a los parámetros químicos, y los cambios en la composición del zoobentos ponen de manifiesto la capacidad de autodepuración del sistema, en el tramo final.

ABSTRACT. Organic pollution in Uruguay River (Paysandú, Uruguay).

The main objective was to estimate the incidence of domestic and industrial sewage of Paysandú City (Uruguay) on the physical and chemical characteristics of the water, and the composition of the zoobenthos of Uruguay River. At the station near the sewage pipe, oxygen subsaturation levels were found, with values down to 14 %, which all together with nitrogen and phosphorous values, indicate a strong pollution of organic origin. The influx of solids to the sediment modifies its granulometry, which influences the colonization of the substrate by zoobenthic invertebrates. The predominance of oligochaets and chironomids, and the absence of

spherid mollusca, and ephemeropterans and trichopterans larvae, at the station near the effluents, coincide with the results of the chemical parameters. The results of a discriminant factorial analysis to the chemical data, and the changes observed in the composition of the zoobenthos, showed the selfpurification capacity of the final section of the system.

INTRODUCCION

El objetivo fue estudiar los efectos del vertido de desechos orgánicos de la ciudad de Paysandú (Uruguay), sobre los parámetros físico-químicos del agua, la estructura de los sedimento, y la composición de la taxocenosis bentónica del río Uruguay.

El río Uruguay (28° 10'S-37° 08'S) tiene una longitud de 1838 km y abarca una cuenca de 365000 km². Por su localización y extensión es uno de los sistemas fluviales más importantes de la cuenca del Río de la Plata. En 1979 finalizó la construcción de la represa de Salto Grande, de 780 km² de superficie, modificando sustancialmente el régimen del flujo del río aguas abajo. Las aguas del Uruguay se caracterizan por su bajo contenido electrolítico y corresponden al tipo bicarbonatado cálcico (Di Persia & Neiff, 1986).

Frente a Paysandú, el Uruguay es un típico río de llanura de curso lento, que favorece la formación de islas sedimentarias (Giuffra, 1935). Paysandú, de 75000 habitantes, vierte sus desechos domésticos sin tratamiento al río Uruguay, a través de un caño colector ubicado al sur de la ciudad, cerca de la desembocadura del arroyo Sacra (fig. 1). Las principales fuentes de contaminación en esta zona, son los aportes do-

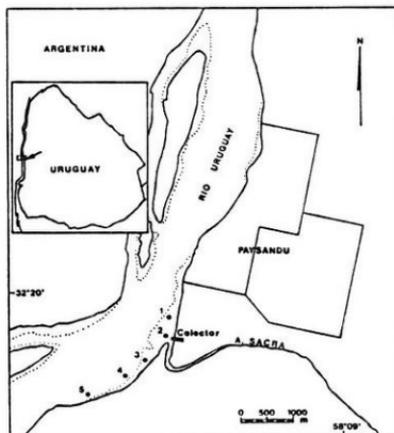


Fig. 1: Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo en el río Uruguay.

mésticos de la ciudad, las industrias urbanas y periurbanas, algunas de las cuales vierten al colector y otras directamente al río. Es de destacar que no existen antecedentes de estudio sobre la calidad de agua, ni sobre la composición de la fauna bentónica, relacionada con estos aportes.

MATERIAL Y METODOS

Las estaciones de muestreo se ubicaron a 100 m de la margen este, excepto la correspondiente al colector (estación 2),

situada a 50 m del mismo. La estación 1 (control) se localizó aguas arriba de la zona de descarga, mientras que la 3, 4 y 5 aguas abajo, con el fin de detectar una posible recuperación del sistema.

Se tomaron muestras semanales de agua en enero de 1984 usando una botella Ruttner con termómetro incorporado. *In situ* se midió el pH con un pHmetro digital Cole-Parmer y la transparencia del agua con disco de Secchi. En el laboratorio se determinó oxígeno disuelto por el método de Winkler, alcalinidad total y calcio por titulación (APHA, 1985), y amonio, nitrito, nitrato y fosfato según Strickland & Parsons (1972). La colecta de zoobentos se realizó en las estaciones 3 y 5 durante las dos primeras semanas; los taxones y las especies fueron determinados y contados bajo lupa binocular usando Rosa de Bengala. Las muestras de sedimento se tomaron con draga Ekman y las fracciones se separaron por tamizado a través de mallas de 2 a 0,063 mm (Trask, 1950).

El análisis factorial discriminante se realizó con el programa estadístico STAT-ITCF, utilizando los datos normalizados según la transformación $\log[x+1]$ (Elliot, 1977).

RESULTADOS

Durante el período observado no se registraron variaciones marcadas de temperatura, la que osciló entre 24,0 y 29,0° C. La profundidad del disco de Secchi varió entre 0,30 y 0,50 m en el colector y entre 0,40 y 0,80 m en las estaciones 3 a 5 (fig. 2). La transparencia promedio fue de 0,38 m en la esta-

ción 2, mientras que aguas arriba y abajo fue 0,68 y 0,53 m, respectivamente. El pH de la estación 2 presentó un promedio de 5,68 y aunque aumentó aguas abajo, se mantuvo en el rango ácido (6,45). La alcalinidad fue relativamente constante observándose, sin embargo, un aumento en el colector variando entre 15 y 95 mg/l (media=28,5 mg/l). El promedio en la estación 1 fue 13,5 mg/l y 23,7 mg/l en las estaciones 3 a 5. Las concentraciones de calcio variaron en forma similar a la alcalinidad, siendo algo mayores en la estación 2. El oxígeno presentó valores de sobresaturación aguas arriba del colector (media=9,7 mg/l), constatándose un déficit marcado en el mismo, con porcentajes que variaron entre 14 y 75 % (media=4,42 mg/l). Aguas abajo, si bien se registraron algunos valores puntuales bajos la media fue de 7,30 mg/l.

Las concentraciones de amonio, nitrito y fosfato mostraron patrones de oscilación similares, siendo el primero el compuesto que presentó mayor variación (5,5 a 7,17 $\mu\text{g}/\text{l}$). Los valores promedio fueron 9,31; 252,22; 47,7 $\mu\text{g}/\text{l}$ en las estaciones 1, 2, y 3 a 5, respectivamente. Las concentraciones de nitrito y fosfato no presentaron grandes variaciones entre las estaciones, a excepción de la 2. Los valores promedio aguas arriba, frente al colector y aguas abajo fueron 0,22; 1,54 y 0,50 $\mu\text{g}/\text{l}$ para nitrito y 8,83; 18,47 y 11,51 $\mu\text{g}/\text{l}$ para fosfato.

Contrariamente, los valores de nitrato (1,3 a 25,0 $\mu\text{g}/\text{l}$) mostraron un patrón de variación opuesto al de los otros nutrientes, presentando los mínimos en la

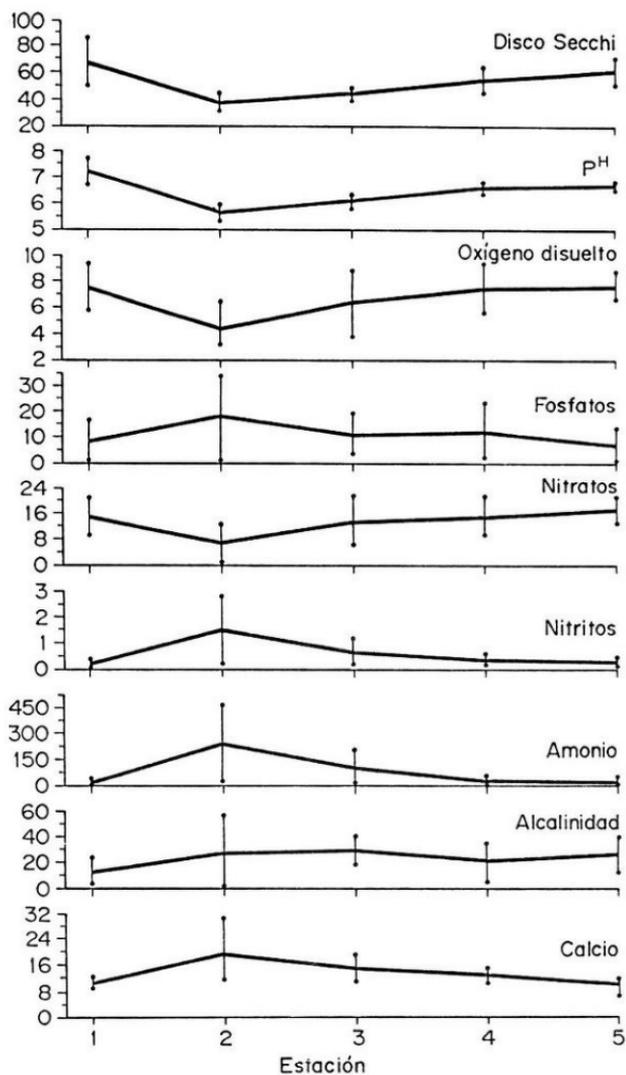


Fig. 2: Medias y desvíos estándar de los parámetros físicos y químicos en el transecto estudiado del río Uruguay.

aporte de detritus orgánicos a través del mismo. En las demás estaciones este porcentaje no superó el 2 %. En la 4, el 84 % del sedimento estuvo compuesto por material mayor a 2 mm y el 15,4 % por arena. La última estación presentó tamaños de grano que corresponden a guijarros, piedras y cantos rodados.

En la estación 3 los oligoquetos representaron el 61 %, mientras que los qui-

ronómidos fueron el 25 % del total (cuadro 1 y figura 4). Los gasterópodos estuvieron escasamente representados por la especie *Helobia guaraniica*. Se destaca la presencia de ostrácodos y la ausencia de larvas de otros insectos y bivalvos. En la estación 5, por otro lado, predominan los gasterópodos del género *Potamolithus* (34,6 %), los quiromómidos (24,6 %) y los oligoquetos, que disminuyen al 12 % del total. La presencia de los demás taxones fue baja.

Cuadro 1. Lista de los organismos del zoobentos encontrados en la estación 3 y 5 del área de estudio del río Uruguay.

ESTACION 3

Gastropoda

Hydrobiidae

Heleobia guaraniica Döering

Insecta

Chironomidae

Oligochaeta

Ostracoda

Briozoa

Urnatella gracilis

ESTACION 5

Gastropoda

Hydrobiidae

Potamolithus orbigny Pilsbry

P. hidalgoi Pilsbry

P. simplex Pilsbry

P. lapidum Orbigny

P. lapidum paysanduanus Ihering

P. buschi Fraundfeld

P. rushi Pilsbry

Bivalvia

Sphaeriidae

Pisidium vile

Eupera klappenbachi Mansur

Ephemeroptera

Leptophlebiidae

Trichoptera

Hydroptiliidae

Diptera

Chironomidae

Oligochaeta

Decapoda

Aegla sp.

Briozoa

Urnatella gracilis

Porifera

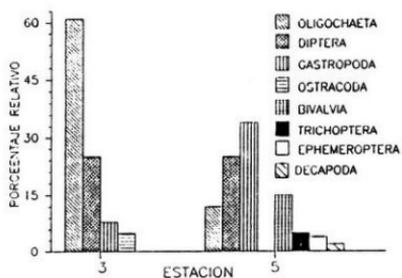


Fig. 4: Porcentaje relativo de los taxones de invertebrados zoobentónicos determinados en el estudio efectuado en el río Uruguay.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

El primer eje del análisis factorial fue interpretado como aportes de material orgánico alóctono al sistema. Este eje-discriminante explica el 89 % de la variabilidad total de los datos, por lo que se puede concluir que estos aportes serían los principales factores que determinan la dinámica del sistema (Legendre & Legendre, 1984). Las estaciones más cercanas al colector presentaron las mayores coordenadas positivas con este eje, definiendo así la principal área de influencia de las descargas. Las estaciones 4 y 5 presentaron coordenadas negativas similares a la estación control, lo que corroboraría la recuperación gradual del tramo final del sistema estudiado.

Los sólidos suspendidos explicarían los valores bajos de lectura del disco de Secchi en las estaciones 2 y 3, lo que incide en la colonización del sustrato por los organismos del bentos (Scu-

llion & Edwards, 1980). Los sólidos suspendidos serían aportados fundamentalmente por actividades antropogénicas a través del colector y por procesos erosivos en el área.

La acidez del agua en el área del colector, debida fundamentalmente a la oxidación del material orgánico alóctono, podría tener efectos directos sobre las poblaciones de invertebrados bentónicos. Friberg *et al.* (1980) registraron una reducción del número de taxones bentónicos en cursos de agua acidificados. Asimismo, Sutcliffe & Carrick (1973) reportan que los efemerópteros son sensibles a pH menor a 5,7, mientras que los moluscos desaparecen a valores menores a 5.

Según Di Persia & Neiff (1986) los niveles de fosfato en el Uruguay son bajos (0,6 a 4,5 $\mu\text{g}/\text{l}$), lo que indicaría que las concentraciones registradas en la zona del colector son extremadamente altas. Durante la oxidación de la materia orgánica, el oxígeno disuelto puede llegar a niveles de subsaturación, condiciones en las que es esperable un predominio de compuestos nitrogenados menos oxidados (Branco, 1986). Por su parte, las concentraciones elevadas de amonio y nitrito, y la disminución del oxígeno disuelto pueden tomarse como indicadores de contaminación orgánica (Pratt *et al.*, 1982).

Se encontraron correlaciones significativas ($p < 0,01$, $n = 34$) entre todas las variables, a excepción del fosfato con el amonio y con el nitrato. Los parámetros relacionados con la mineralización (calcio y alcalinidad) y los indicadores de aportes de sólidos (disco de Secchi)

y de materia orgánica (amonio, nitritos y oxígeno disuelto), se correlacionaron entre sí.

Los aportes de materia orgánica pueden conducir a la pérdida de capacidad de autodepuración del sistema (Hynes, 1969; Branco, 1984) y los efectos de este proceso se manifiestan en los cambios de las comunidades de organismos (Margalef, 1983). Si bien los taxones de invertebrados reaccionan de manera distinta a las alteraciones provocadas por los aportes orgánicos, la disminución del oxígeno disuelto es el factor que más influye sobre las poblaciones de estos organismos. En este sentido, resultan evidentes las diferencias existentes entre la fauna bentónica del área de influencia del colector y la que se desarrolla aguas abajo del mismo. Como en la mayoría de los casos de contaminación severa, se observa una reducción del número de taxones presentes y un incremento de aquellos más tolerantes (Abel, 1989).

A pesar que la utilización de indicadores presupone la identificación específica, ya que organismos de un mismo género pueden no ser equivalentes en cuanto a la tolerancia (Margalef, 1969), en algunos casos la mayoría de las especies de un mismo orden reacciona de manera característica. Con algunas excepciones, los efemerópteros y los tricópteros son sensibles a las bajas tensiones de oxígeno (Hynes, 1970), mientras que los oligoquetos son más tolerantes (Giani, 1983), lo que concuerda con los resultados obtenidos.

Con relación a los moluscos bivalvos, si bien los esféridos se han reconocido como muy tolerantes a las bajas concen-

traciones de oxígeno, las especies de *Pisidium* figuran entre las más sensibles (Hawkes, 1980) explicando su ausencia en la estación 3. Por último, entre los gasterópodos, las especies de *Helobia* se consideran indicadoras de aguas bien oxigenadas (Gaillard & de Castellanos, 1976). Sin embargo, *H. guaranítica* fue el único molusco encontrado en la estación cercana al colector.

Finalmente, cabe agregar que a pesar de no haber sido cuantificados, la presencia de poríferos en la estación 5 corrobora la recuperación parcial del sistema. Di Persia & Olazarri (1986) indican que antes de la construcción del Embalse de Salto Grande, esta clase dominaba en términos de variedad y abundancia, favorecidos por la velocidad de la corriente y la composición granulométrica del sedimento del río Uruguay.

Se detectaron cambios en la distribución y composición de la biocenosis zoobentónica del río Uruguay, como consecuencia de los aportes de desechos orgánicos de la ciudad de Paysandú. Sin embargo, el aumento de la concentración del oxígeno disuelto en las estaciones situadas aguas abajo del colector, con valores que alcanzan incluso la saturación y el cambio cualitativo del zoobentos, ponen de manifiesto la existencia de procesos efectivos de autodepuración del río en el tramo estudiado.

REFERENCIAS

- Abel, P. T. 1989. Water pollution biology. *J. Wiley & Sons*, New York, 231 pp.
- American Public Health Association. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. *APHA, AWWA, WPCF*, Washington, 1268 pp.
- Branco, S. M. 1984. Limnología Sanitaria. Es-

- tudio de la polución en aguas continentales. *OEA/Serie de Biología*, Monografía N° 28, Washington DC, 120 p.
- Branco, S. M.** 1986. Hidrobiología aplicada à engenharia sanitaria. 3era. ed. CETESB/AS-CETESB, Sao Pablo, 640 p.
- Di Persia, D.H. & J.J. Neiff.** 1986. The Uruguay River system. In: *The Ecology of River Systems*, B. R. Davies & K. F. Walker (eds.), *Dr. W. Junk Publ.*, Dordrecht, 629 pp.
- Di Persia, D.H. & J. Olazarri.** 1986. Zoobenthos of the Uruguay system. In: *The Ecology of River Systems*, B. R. Davies & K. F. Walker (eds.), *Dr. W. Junk Publ.*, Dordrecht, 629 pp.
- Elliot, J. M.** 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biological Association, Scientific Publication* 25, 158 pp.
- Friberg, F., C. Otto & B. S. Svensson.** 1980. Effects of acidification on the dynamics of allochthonous leaf material and benthic invertebrate communities. In: D. Drablos & A. Tollan (eds.), *Ecological impacts of acid precipitation*. Proc. Int. Conf. Ecol. Impacts Acid Precipitation., Acid Rain Forest & Fish Project., Aas, Sanderfjord, 304-305 pp.
- Gaillard, C. & Z.A. de Castellanos.** 1976. Fauna de agua dulce de la República Argentina, Vol. XV Moluscos gasterópodos, Fasc. 2 (Hydrobiidae), *PECIC*, Buenos Aires, 39 p.
- Giani, N.** 1983. Le Riu Mort, affluent du Lot pollué par métaux lourds. Etude faunistique générale, *Ann. Limnol.*, 19(1): 29-43.
- Giuffra, E. S.** 1935. La República del Uruguay. *Monteverde & Cia.*, Montevideo, 348 p.
- Hawkes, H. A.** 1980. Invertebrates as indicators of river water quality. In: A. James & L. Evinson (eds.). *Biological indicators of water quality*, *J. Wiley & Sons*, New York, II: 2-45 pp.
- Hynes, H. B. N.** 1969. The enrichment of streams. In: G. Rohlich (ed.). *Eutrophication: Causes, consequences and correctives*. *N. A. S. Publ.*, 188-196 pp.
- Hynes, H. B. N.** 1970. The ecology of running waters. *Liverpool University Press*, 555 pp.
- Lengendre, L. & P. Legendre.** 1984. *Ecologia numérique*. 1. Le traitement multiple des données écologiques. *Masson*, Québec, 260 pp.
- Margalef, R.** 1969. El concepto de polución en limnología y sus indicadores biológicos. *Doc. Inv. Hidrológicas*, Madrid, 7:105-133.
- Margalef, R.** 1983. *Limnología*. *Omega*, Barcelona, 1010 p.
- Pratt, N., M. Puig, G. Gonzalez & M. Tort.** 1982. Predicci i control de la qualitat de les aigües dels Besós i Llobregat. I. Els factors físics i químics del medi. *Estudis i Monografies*, nr. 6, *Servei del Medi Ambient*, Diputació de Barcelona, 206 p.
- Sculluon, J. & H. Edwards.** 1980. The effect of coal industry pollutants on the macroinvertebrate fauna of a small river in the south Wales coalfield. *Freshwater Biol.* 10 (2): 141-162.
- Strickland, J. & T. Parsons.** 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board. Can.* 167, 311 pp.
- Sutcliffe, D.W. & D. Carrick.** 1973. Studies on mountain streams in the English Lake District. I. pH, calcium and the distribution of invertebrates in the River Duddon. *Freshwater Biol.* 3 (5): 436-462.
- Trask, P. D.** 1950. *Applied sedimentology*. *J. Wiley & Sons*, New York, 280 pp.

Recibido/Received: 13 noviembre 1992

Aceptado/Accepted: 7 julio 1993