

CARACTERIZACIÓN Y VARIACIÓN ESPACIAL DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y DEL PLANCTON EN UN RÍO URBANO CONTAMINADO (RÍO RECONQUISTA, ARGENTINA)

Patricia M. CASTAÑÉ¹, Carolina R. LOEZ^{1,2}, Héctor F. OLGUÍN^{1,2}, Alba PUIG^{1,3},
María G. ROVEDATTI¹, Mirta L. TOPALIÁN¹ y Alfredo SALIBIÁN^{1,4}

¹ Programa de Ecofisiología Aplicada, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, Casilla 221, 6 700 - Luján, Argentina.

² Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Universitaria, 1428 - Buenos Aires, Argentina.

³ Museo Argentino de Ciencias Naturales «B. Rivadavia» e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Carrera del Investigador Científico Tecnológico, Comisión de Investigaciones Científicas. Provincia de Buenos Aires, Argentina.

(Recibido agosto 1997, aceptado agosto 1998)

Palabras clave: parámetros fisicoquímicos, fitoplancton, zooplancton, variación espacial, contaminación, río Reconquista, Argentina, América del Sur.

RESUMEN

Durante 1994 se muestreó mensualmente el agua superficial (hasta 50 cm) en cinco sitios (a 5, 10, 20, 38 y 46 km de las nacientes) del río Reconquista (Buenos Aires, Argentina), receptor de efluentes domésticos, agrícolas e industriales. Con el fin de profundizar la caracterización de este río y determinar sus tendencias espaciales, se evaluaron 22 parámetros físicos y químicos, así como la composición y densidad del fito y zooplancton. Se notó un mayor deterioro de la calidad del agua río abajo, manifestando gradientes o un cambio brusco después de la desembocadura del arroyo Morón, altamente contaminado. Amonio, ortofosfatos, dureza, temperatura, alcalinidad, DBO, DQO, fenoles, cloruros y conductividad aumentaron aguas abajo, mientras que oxígeno disuelto y pH disminuyeron. El oxígeno disuelto (19 veces entre valores extremos de las medias anuales de los cinco sitios), el amonio (16 veces) y la DBO (6 veces) mostraron la mayor variación espacial. Las concentraciones de los metales pesados generalmente excedieron los niveles de protección para la vida acuática. La densidad del fitoplancton (media: 6 400 ind/mL) estuvo dominada por Chlorophyceae, Bacillariophyceae y Cyanophyceae; y la del zooplancton (media: 67 ind/L), por los rotíferos y nauplii. La densidad media del fitoplancton total aumentó hasta el sitio distante 38 km de las nacientes, lo que pudo interpretarse como una consecuencia del progresivo enriquecimiento en nutrientes, y disminuyó en el último, donde habrían prevalecido los efectos tóxicos de los contaminantes. El deterioro espacial creciente de la calidad del agua se asoció negativamente con la abundancia de los grupos de crustáceos planctónicos.

ABSTRACT

During 1994 monthly surface water (up to 50 cm) samples were taken from five sites (5, 10, 20, 38 and 46 km away from the origin) along the Reconquista river (Buenos Aires), which receives domestic, agricultural and industrial effluents. In order to thoroughly characterize this river and to evaluate its spatial trends, 22 physical and chemical parameters, as well as the phyto- and zooplankton composition and abundance were determined. Most of the physical and chemical parameters evidenced an increased water quality deterioration downstream, displaying gradients or a sudden change after the discharge of the highly polluted Morón stream. Ammonium, orthophosphates, hardness, temperature, alkalinity, BOD, COD, phenols, chlorides and conductivity increased along the river, whereas dissolved oxygen and pH decreased. The parameters that showed highest spatial variation were dissolved oxygen (19 times, when comparing the higher and lower annual means of the five sampling sites), ammonium (16 times) and BOD (6 times). Heavy metals concentration generally exceeded the aquatic life protection levels. Phytoplankton density (mean: 6 400 ind/mL) was mainly made up by Chlorophyceae, Bacillariophyceae and Cyanophyceae, while zooplankton (mean: 67 ind/L) was mainly made up by rotifers and nauplii. The mean density of total phytoplankton increased up to 38 km away from the origin, which could be interpreted as a consequence of the progressive nutrient enrichment downstream, and decreased in the last site, where toxic effects of pollutants were probably prevalent. The increasing deterioration of water quality was negatively associated with the abundance of planktonic crustaceans.

INTRODUCCIÓN

Los ríos son sistemas abiertos, cambiantes a lo largo del tiempo y de su curso, sometidos a la influencia del clima y las características de la cuenca. La actividad humana incide en su funcionamiento, llegando a determinarlo en muchos casos (Sabater *et al.* 1993). La capacidad que los ríos presentan para degradar total o parcialmente algunas de las sustancias de origen antrópico es limitada y resulta superada, en muchos casos, por la magnitud y velocidad de dicho proceso (Allan 1995).

El río Reconquista es un curso de agua templado de llanura en cuya cuenca se establecieron aproximadamente 3 millones de habitantes (alrededor del 10 % de la población total de la Argentina y un 31.5 % de la población de la Capital Federal y su región metropolitana) (INDEC 1994), así como varios miles de industrias.

En los últimos 30 años la calidad del río se ha ido deteriorando debido a descargas domiciliarias e industriales con poco o nulo tratamiento. Actualmente es considerado como uno de los cuerpos de agua dulce que presenta características más críticas en el país, por la variedad y la cantidad de desechos vertidos en él y por el posible impacto de sus descargas en el Río de la Plata, estuario binacional que abastece de agua a la ciudad de Buenos Aires y parte del área suburbana. Este particular cuadro de situación ambiental podría agravarse en el futuro próximo considerando que las proyecciones globales preveen que en el año 2025 más del 92% de la población argentina será urbana (Escalona y Winchester 1994).

Las aguas contaminadas del río avanzaron sobre el área circundante en las frecuentes inundaciones que ha sufrido esta cuenca (las mayores en 1959, 1967, 1982 y 1985), alcanzando los

mantos acuíferos, de los cuales se abastece gran parte de los habitantes de la zona.

Dado que se han iniciado medidas de saneamiento en el Río Reconquista, este estudio constituye una línea de base útil para el control futuro de los efectos de las acciones que se implementen. Asimismo, la evaluación de los patrones espaciales de distintos parámetros limnológicos contribuye a definir las zonas más críticas, orientando las decisiones tendientes a su recuperación.

Durante los años 1985-1987 se realizó el primer monitoreo sistemático de algunas variables físicas, químicas y del fitoplancton de este río y se establecieron correlaciones entre ellas (Loez y Salibián 1990, Topalián *et al.* 1990, Loez 1995).

Dentro del marco de un proyecto más amplio sobre evaluación ecotoxicológica del Río Reconquista (Salibián 1996), el objetivo de este trabajo consistió en determinar las tendencias espaciales de parámetros físicos, químicos y biológicos, con el fin de profundizar la caracterización de este río.

Algunos resultados parciales fueron dados a conocer en forma preliminar con anterioridad (Castañé *et al.* 1996, Ferrari *et al.* 1994, García *et al.* 1996, Loez *et al.* 1994, Olgún y Loez 1996).

Área de estudio

El río Reconquista, situado en la zona Noroeste de la Región Metropolitana de Buenos Aires ($34^{\circ} 41' S$; $59^{\circ} 24' W$), se origina en la confluencia de los arroyos Durazno, La Chozza y La Horqueta, y se une finalmente al río Luján, que desemboca en el Río de la Plata (Fig. 1). En su recorrido de aproximadamente 55 km recibe el aporte de 82 pequeños cursos de agua. Su cuenca (1670 km²) limita al N y al E con la del río Luján y al S y O, con la del río Matanza.

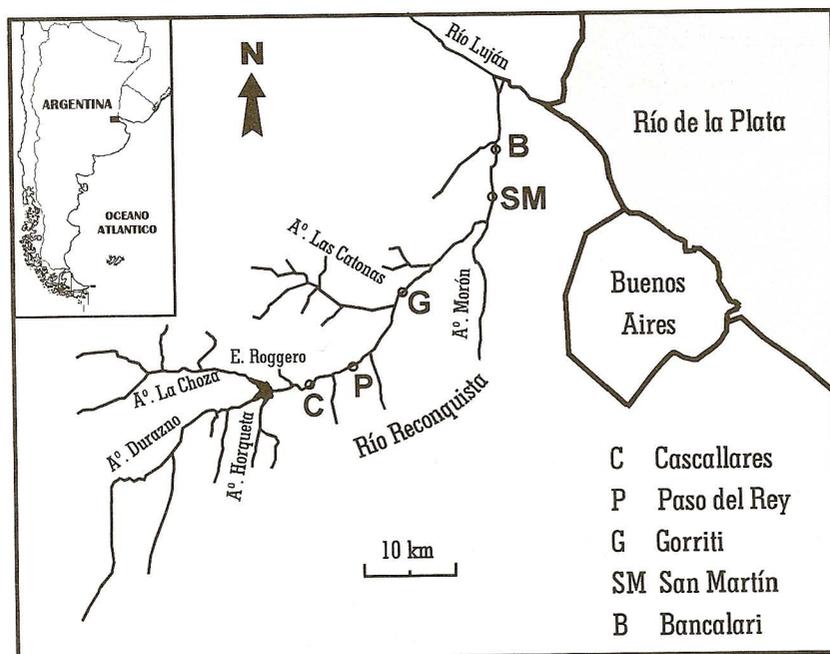


Fig. 1. Mapa de la cuenca del Río Reconquista donde se indican los sitios de muestreo

Las precipitaciones están distribuidas a lo largo del año, sin estación seca definida (clima isohigro) con máximos en mayo y diciembre (Kuczynski 1981). Durante 1994 la precipitación fue de 912 mm con un rango de 0 a 65 mm diarios, según registros de la estación meteorológica de la Universidad Nacional de Luján.

En la llanura alta de la cuenca 72 000 ha se utilizan para actividades agropecuarias, mientras en la llanura media y baja 95 000 ha están urbanizadas o dentro de los planes de desarrollo urbano futuro e incluyen áreas verdes y públicas. Con el objeto de regular los caudales de la cuenca superior del río se construyeron diques en los arroyos La Choza y Durazno y en el curso principal la represa Ing. Roggero, que posee un sistema de compuertas manuales (Zalazar 1996).

El arroyo Morón (16 km de longitud; 0.9 m³/seg de caudal promedio) le aporta un importante flujo de contaminantes de efluentes domésticos y de numerosas fábricas (frigoríficos, tejedurías, productos químicos, mataderos, etc.) (Kuczynski 1994).

Se seleccionaron cinco sitios de muestreo libres de la influencia de las mareas del Río de la Plata (Fig. 1): Cascallares, en un área rural (a 5 km del nacimiento del río); Paso del Rey (a 10 km); Gorriti (a 20 km); Parque San Martín (a 38 km), luego de la desembocadura del arroyo Morón, y Bancalari (a 46 km). En Cascallares el ancho del río es de 4 a 14 m y la profundidad de 0.5 a 1 m, aproximadamente, llegando en Bancalari hasta cerca de 25 m de ancho y 2.5 m de profundidad.

Paso del Rey y Gorriti se hallan ubicados en una zona urbana-rural, afectada por abundantes descargas de efluentes domiciliarios e industriales. Entre San Martín y Bancalari una parte importante del área adyacente al río es utilizada por el CEAMSE (Coordinación Ecológica Área Metropolitana S. E.) como zona de descarga de desechos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante 1994 se realizaron muestreos mensuales en el agua subsuperficial (hasta 50 cm) de los cinco sitios mencionados.

La metodología utilizada para los análisis de agua se basó en métodos estándar (APHA, AWWA y WPCF 1992).

En el campo se determinaron por duplicado: temperatura y pH (sensor Luftman P300), conductividad (sensor Luftman C400), alcalinidad total (por titulación con HCl) y dureza total (suma de alcalino térreos por valoración con EDTA-Na₂ e indicador mixto).

Se tomaron muestras de agua del río, por duplicado, se trasladaron al laboratorio a 4 °C y se analizaron en el día de su recolección. En cada alícuota se determinó por duplicado: turbidez (por nefelometría), sólidos totales (secado a 103-105 °C), oxígeno disuelto (Winkler), DBO (consumo de oxígeno en 5 días) y DQO (método del dicromato de potasio). En agua filtrada (0.45 µm de abertura de poro) se evaluaron por colorimetría amonio, nitritos, nitratos, ortofosfatos, cloruros y fenoles. Para determinar metales pesados disueltos (As, Cd, Cr, Cu, Pb y Zn) se filtraron (0.45 µm) las muestras de agua de Cascallares, San Martín y Bancalari, las que se conservaron acidificadas (pH < 2) con ácido nítrico

hasta su análisis por espectrofotometría de absorción atómica (equipo Shimadzu AA 6501), con horno de grafito acoplado (Shimadzu GFA 6000). Los límites de detección (µg/L) fueron: As= 10, Cd= 1, Cr= 2, Cu= 2, Pb= 5 y Zn= 1.

Se tomaron muestras cualitativas de fitoplancton con red cónica de 15 µm de abertura de poro y cuantitativas (250 mL) por duplicado, sin filtrar, fijándose *in situ* con lugol 3 - 5 %. El reconocimiento taxonómico de las microalgas se efectuó con microscopio óptico "Nikon". Los recuentos algales se realizaron a nivel de género, salvo en el caso de floraciones, donde se alcanzó el de especie para las dominantes, consultando principalmente a Bourrelly (1966, 1968 y 1970). Las muestras cuantitativas se dejaron sedimentar en cubetas de 5 y 10 mL y se efectuaron los recuentos, mediante un microscopio óptico invertido "Zeiss", siguiendo la metodología propuesta por Utermöhl (1958). Por convención, se contaron por lo menos 200 organismos totales, alcanzándose un error máximo del 10-15 % (Venrick 1978). Los resultados se expresan en individuos por mililitro (ind/mL).

Las muestras de zooplancton se obtuvieron filtrando 100 L de agua, tomada con bomba de succión sumergible, a través de una red de 48 µm de abertura de poro y se fijaron "in situ" con formol 3-5 %. Las submuestras de 5 mL, tomadas con pipeta tipo Hensen, se contaron totalmente en cámara de Bogorov bajo microscopio estereoscópico "WildM8" (hasta 100 aumentos), siguiendo pautas similares a las de Lewis (1979). Se calculó la densidad de organismos en individuos por litro (ind/L).

Las medias anuales de fito y zooplancton se calcularon ponderando los valores de densidad por el lapso transcurrido entre sucesivos muestreos.

Con el objeto de determinar patrones espaciales, independientemente de los temporales, se promediaron muestras no contemporáneas de un mismo sitio (Boesch 1977).

RESULTADOS

Las medias anuales de Cd, Cr, Cu, Pb y Zn, así como el máximo de arsénico (Tabla I) excedieron los límites para la protección de la vida acuática permitidos en la Argentina (Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24.051/93). Los máximos de estos metales pesados superaron el límite respectivo en 1.7 (As), 300 (Cd), 150 (Cr), 65 (Cu), 40 (Pb) y 17 veces (Zn). Sus concentraciones no evidenciaron patrones espaciales definidos.

Los restantes parámetros físicos y químicos (Tabla II) se agruparon de acuerdo con el patrón de variación espacial de sus medias anuales por sitio (Fig. 2). Las mismas se expresaron en porcentajes, con el fin de uniformar las escalas y facilitar la comparación. La media anual máxima de cada parámetro se consideró como 100 % para el mismo.

Las medias anuales de algunas variables físicas y químicas consideradas manifestaron un gradiente espacial más o menos marcado. El amonio, los ortofosfatos, la dureza, temperatura y alcalinidad (Fig. 2a) tendieron a aumentar desde Cascallares hasta Bancalari, mientras que el oxígeno y el pH (Fig. 2b) disminuyeron en ese sentido. El grado de variación espacial fue mayor para

TABLA I. METALES PESADOS DISUELTOS (mg/L) EN CASCALLARES, SAN MARTÍN Y BANCALARI*

	Cascallares	San Martín	Bancalari	Media anual	Niveles guía (a)
Arsénico	< 10 - 60	< 10 - 87	< 10 - 34	28	50
Cadmio	< 1 - 11	< 1 - 5	< 1 - 60	7	2-4 (b)
Cromo	< 2 - 20	6 - 250	15 - 300	52	2
Cobre	20 - 130	8 - 94	15 - 57	43	0.8-1.8 (b)
Plomo	< 5 - 20	< 5	< 5 - 40	15	2-7 (b)
Zinc	50 - 510	44 - 400	16 - 390	165	30

* Medias anuales, valores mínimos y máximos de las concentraciones y niveles guía de calidad de agua dulce superficial para la protección de la vida acuática en Argentina

(a) Corresponde a la concentración total del metal según Ley N° 24051, Año 1993, Residuos Peligrosos.

(b) Variación dentro del rango de dureza encontrado

TABLA II. PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS EN EL RÍO RECONQUISTA. MEDIAS ANUALES Y VALORES MÍNIMOS Y MÁXIMOS

Parámetro	Media	Mínimo	Máximo
Temperatura (°C)	20.4	9.2	30.4
Conductividad (mS/cm)	1096	357	1792
pH	8.1	7.5	9.3
Dureza (mmol CaCO ₃ /L)	1.5	0.8	2.6
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	982	400	1485
Turbidez (UTF)	106	33	645
Sólidos totales (mg/L)	874	341	1240
Oxígeno disuelto (mg/L)	3.5	0	10.9
DBO (mg/L)	22.1	2.6	80.8
DQO (mg/L)	116	46	339
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	6.9	0.2	19.0
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	0.18	0.01	0.59
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	1.74	0.15	4.85
Ortofosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /L)	3.62	0.30	7.90
Cloruros (mg/L)	81.5	20.0	168.0
Fenoles (mg/L)	0.68	0.15	1.70

el oxígeno (la media máxima fue 19 veces superior a la media mínima), amonio (16 veces) y ortofosfatos (3 veces).

Otro grupo de parámetros, constituido por DBO, DQO, fenoles, cloruros y conductividad (Fig. 2c), experimentaron un patrón de contraste (cambio brusco), presentándose el mayor aumento relativo entre Gorriti y San Martín y manteniéndose valores altos en Bancalari. Los sólidos totales concordaron parcialmente con este patrón. La diferencia entre sitios extremos fue más notoria para DBO (6 veces).

Los nitritos y nitratos (Fig. 2d) alcanzaron valores mayores en Paso del Rey y Gorriti, presentando en San Martín y Bancalari niveles semejantes a los de Cascallares. El patrón de la turbidez presentó máximos en Cascallares y San Martín y mínimos en Bancalari y Paso del Rey.

En el estudio cualitativo del fitoplancton se identificaron 92 géneros pertenecientes a las clases Chlorophyceae (34), Bacillariophyceae (29), Cyanophyceae (15), Euglenophyceae (5), Chrysophyceae (4), Xanthophyceae (3) y Zygothryx (2).

Los géneros más frecuentemente registrados (> 90 %) fueron *Nitzschia*, *Cyclotella*, *Aulacoseira*, *Navicula* y *Synedra* (Bacillariophyceae), mientras *Scenedesmus*, *Monoraphidium* y *Pediastrum* (Chlorophyceae) alcanzaron frecuencias de aparición entre 75 y 90 %.

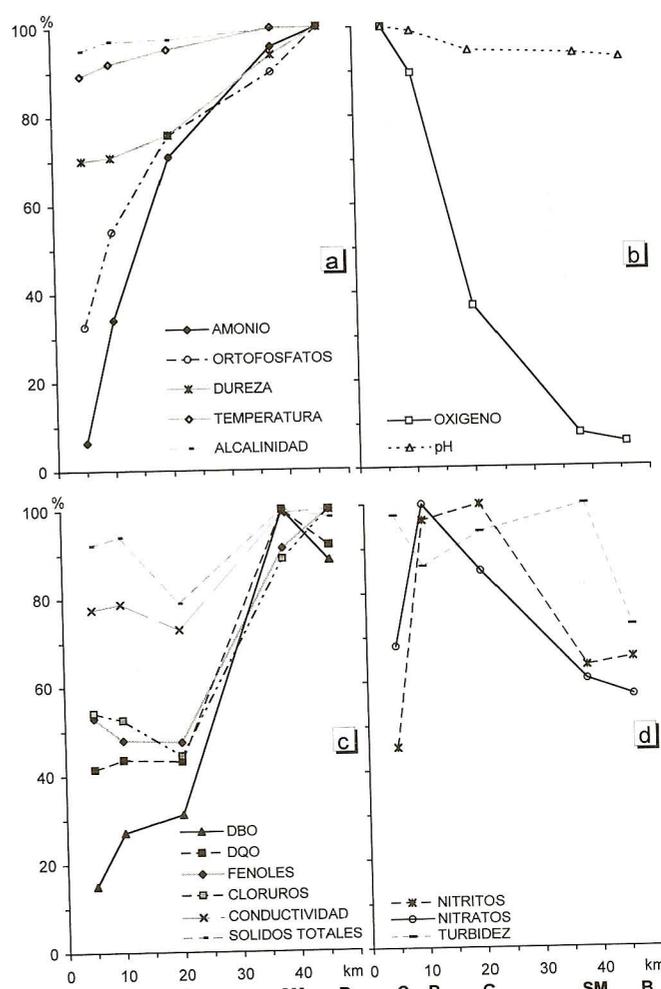


Fig. 2. Variación espacial de las medias anuales de distintos parámetros físicos y químicos. La media anual máxima de cada parámetro se consideró como el 100 % para el mismo. (amonio: 11.1 mg N-NH₄⁺/L; ortofosfatos: 5.1 mg/L; dureza: 1.9 mmol CaCO₃/L; temperatura: 21.3 °C; alcalinidad: 997 mg CaCO₃/L; oxígeno disuelto: 7.3 mg/L; pH: 8.5; DBO: 41 mg O₂/L; DQO: 158 mg O₂/L; fenoles: 0.98 mg/L; cloruros: 118.5 mg/L; conductividad: 1279 mS/cm; sólidos totales: 943 mg/L; nitritos: 0.25 mg N-NO₂⁻/L; nitratos: 4.47 mg N-NO₃⁻/L; turbidez: 123.3 UTF). Los sitios se ubicaron según su distancia a las nacientes. C: Cascallares, P: Paso del Rey, G: Gorriti, SM: San Martín, B: Bancalari

La abundancia total del fitoplancton varió entre 1.5 y 55,000 ind/mL, con un promedio de 6,400 ind/mL. Chlorophyceae (41 %), Bacillariophyceae (38 %) y Cyanophyceae (19 %) fueron las clases dominantes (Tabla III). La mayor importancia numérica de Chlorophyceae y Cyanophyceae estuvo acotada al verano, época en que se registraron floraciones de la clorofita *Chlorella vulgaris* y de las cianofitas *Microcystis aeruginosa* y *Merismopedia punctatae* y la de Bacillariophyceae a invierno-primavera, dada principalmente por *Cyclotella meneghiniana*.

La densidad media anual del fitoplancton total aumentó desde Cascallares hasta San Martín (8 veces) y luego disminuyó hacia Bancalari (Fig. 3). Las medias de Chlorophyceae, Cyanophyceae y Bacillariophyceae también alcanzaron su máximo en San Martín. El grado de variación espacial fue mayor para Chlorophyceae (40 ve-

T. BLA III. CLASES ALGALES EN EL RÍO RECONQUISTA. DENSIDADES MEDIAS ANUALES (ind/mL) EN CADA SITIO Y EN PROMEDIO

	C	P	G	SM	B	media
Bacillariophyceae	1047	2040	2153	3732	3433	2481
Chlorophyceae	422	137	4426	5563	2787	2667
Cyanophyceae	99	137	273	5587	161	1251
Euglenophyceae	76	29	43	62	54	53
Zygo-phyceae	2.89	0.51	1.60	0	0.57	1.11
Chryso-phyceae	2.30	0.24	0	0	10	2.43
Xantho-phyceae	0	0.28	0	0	0	0.06
Fitoplanc-ton total	1649	2344	6897	14944	6445	6456

C: Cascallares, P: Paso del Rey, G: Gorriti, SM: San Martín, B: Bancalari

ces) y Cyanophyceae (56 veces), lo que refleja la ocurrencia de floraciones acotadas en el espacio.

La abundancia total del zooplancton varió entre 0.8 y 268 ind/L, con un promedio de 67 ind/L. Los rotíferos fueron más abundantes (40 ind/L) que los crustáceos (27 ind/L) (Tabla IV). Dentro de este último grupo, las larvas nauplii (18 ind/L) y los copépodos ciclopoideos (8 ind/L) presentaron densidades superiores a aquellas de los cladóceros (0.9 ind/L) y de los copépodos calanoideos (0.02 ind/L).

Las densidades medias anuales de la gran mayoría de los grupos del zooplancton presentaron un gradiente de disminución desde Cascallares hacia Bancalari (Fig. 4). En los rotíferos se manifestó descenso hasta Gorriti, aumento en San Martín y nueva disminución en Bancalari y en los escasos calanoideos detectados, un máximo en Gorriti. El grado de variación espacial en las medias de densidad de los grupos mayoritarios de crustáceos fue algo superior en cladóceros (29 veces) y nauplii (19 veces) que en ciclopoideos (12 veces).

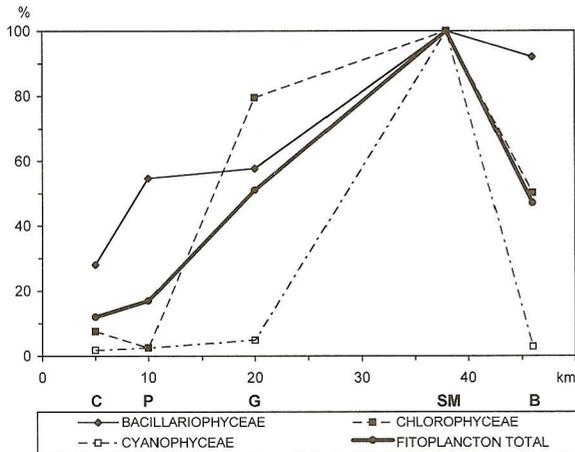


Fig. 3. Variación espacial de las densidades medias anuales del fitoplancton total y sus clases más abundantes. La media anual máxima de cada clase se consideró como el 100% para la misma. Los sitios se ubicaron según su distancia a las nacientes. C: Cascallares, P: Paso del Rey, G: Gorriti, SM: San Martín, B: Bancalari

T. BLA IV. GRUPOS DE ZOOPLANCTON EN EL RÍO RECONQUISTA. DENSIDADES MEDIAS ANUALES (ind/mL) EN CADA SITIO Y EN PROMEDIO

	C	P	G	SM	B	media
Nauplii	58.63	17.04	6.12	5.88	3.02	18.14
Ciclopoideos	18.40	12.23	4.57	2.60	1.5	27.86
Calanoideos	0.01	0.003	0.11	0	0	0.02
Cladóceros	2.63	1.01	0.51	0.28	0.09	0.91
Crustáceos	79.68	30.29	11.32	8.76	4.63	26.94
Rotíferos	68.95	26.58	18.35	60.44	27.40	40.35

C: Cascallares, P: Paso del Rey, G: Gorriti, SM: San Martín, B: Bancalari

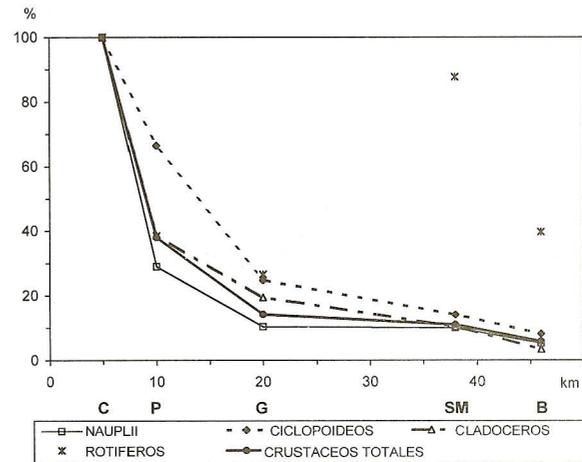


Fig. 4. Variación espacial de las densidades medias anuales de distintos grupos del zooplancton. La media anual máxima de cada grupo se consideró como el 100% para el mismo. Los sitios se ubicaron según su distancia a las nacientes. C: Cascallares, P: Paso del Rey, G: Gorriti, SM: San Martín, B: Bancalari

DISCUSIÓN

Según un índice de calidad del agua (ICA) (Berón 1984) basado en los valores de temperatura, cloruros, nitrógeno amoniacal, DBO y oxígeno disuelto, que varía entre 0 (contaminación muy elevada con calidad semejante a un cloacal crudo y séptico) y 10 (pureza original), Cascallares se calificó como un sitio poluído (6.5) y los restantes con polución elevada a muy elevada (Paso del Rey: 4.3; Gorriti: 3.5; San Martín: 1.8 y Bancalari: 2). La magnitud con que las máximas concentraciones de metales pesados superaron los límites permitidos para la protección de la vida acuática refleja la gravedad de la situación.

El número de géneros de fitoplancton detectados en el Río Reconquista (92) superó a los registrados en el Luján (68) (del Giorgio *et al.* 1991) y en el Matanza-Riachuelo (76) (Conforti *et al.* 1995). Los cursos de agua mencionados corresponden a cuencas vecinas de dimensiones similares, que concuerdan con el Reconquista en las características climáticas y geológicas generales y presentan también problemas de contaminación. Las máximas densidades de fitoplancton total alcanzadas fueron similares en los tres casos. Estos valores se encuentran en la zona central del rango reportado por Descy (1987) y Kiss (1984) para

ríos de llanura de alto estado trófico. En un estudio anterior (Loez y Salibián 1990) también se obtuvieron resultados indicadores de ese estado. La proporción en abundancia de las clases algales difirió de la presentada típicamente en ríos de zonas templadas, donde la dominancia se alterna durante el ciclo anual entre Bacillariophyceae y Chlorophyceae, con bajos niveles de Cyanophyceae (Descy 1987, del Giorgio *et al.* 1991). En general, a lo largo de este río, las Cyanophyceae se encuentran asociadas, durante todo el año, con Bacillariophyceae y Chlorophyceae, lo que señala una condición de moderada contaminación salvo en períodos estivales (XII/94) (Gorriti: 85% y San Martín: 99%). Estas floraciones estacionales de Cyanophyceae estarían relacionadas con altas temperaturas, bajas concentraciones de oxígeno y altas de amonio (Angeli 1979). Entre otras especies que presentaron floraciones destacó *Chlorella vulgaris*, que pertenece a las Chlorococcales (Chlorophyceae), grupo considerado por Loez *et al.* (1995) y Topalián y Loez (1995) como resistente a ciertos tóxicos. Conforti *et al.* (1995) también detectaron en el río Matanza-Riachuelo, altamente contaminado, una desviación del patrón general observado en ríos de zonas templadas, ya que dominaron alternativamente Bacillariophyceae y Euglenophyceae.

Los grupos dominantes del zooplancton concordaron con lo observado habitualmente en ríos, en cuanto al predominio de rotíferos (Hynes 1976, Winner 1975) y, en general, de taxa de pequeño tamaño (Shiel *et al.* 1982, Pace *et al.* 1992), en este caso rotíferos y larvas nauplii. Consecuentemente, Basu y Pick (1997) plantearon que en estos ambientes los efectos del pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton, frecuentemente no serían significativos. El predominio de copépodos ciclopoideos sobre calanoideos, observado en este río, también fue registrado por Kuczynski (1984) en muestreos de otoño en este mismo ambiente y caracterizó a los cursos de agua situados al norte del mismo, en la provincia de Buenos Aires (Modenutti 1991).

La falta de patrones espaciales definidos en la concentración de metales pesados es atribuible al vertido de los mismos en forma intermitente.

La tendencia a manifestar gradientes principalmente en oxígeno disuelto, amonio y ortofosfatos, se correspondería con un aumento progresivo de aportes de materia biodegradable, debido a descargas domiciliarias e industriales no tratadas. El ligero gradiente espacial de temperatura, en cambio, puede deberse al diagrama de los muestreos, ya que generalmente se realizaron río abajo desde la mañana.

La variación de contraste evidenciada en algunos parámetros registrados en el Río Reconquista antes y después de la desembocadura del arroyo Morón, podría deberse al considerable aporte de efluentes contaminados de dicho arroyo. En el sitio más próximo a su desembocadura, Kuczynski (1991, 1994) estimó valores medios de conductividad, DQO, cloruros y sólidos totales muy superiores a los del río Reconquista, por lo que el arroyo Morón contribuiría significativamente a su aumento.

En el río Luján (del Giorgio *et al.* 1991) el pH y el oxígeno disminuyeron río abajo, como en el Reconquista, pero la variación del último parámetro fue menos marcada. El fósforo total

del río Luján aumentó en una proporción semejante a los ortofosfatos del Reconquista y el nitrógeno total aumentó en proporción similar a lo largo de ambos ríos. Por el contrario, en el río Luján, donde los núcleos urbanos se encuentran principalmente en la cabecera, la conductividad tendió a disminuir río abajo, debido a dilución por los tributarios; mientras que en el Reconquista aumentó después de la desembocadura del arroyo Morón.

La disminución de nitritos y nitratos evidenciada luego de su aumento en Paso del Rey y Gorriti, probablemente se deba a la fuerte declinación del oxígeno disuelto. Esto inhibiría la nitrificación y contribuiría, si bien en baja proporción, al aumento del amonio en las dos últimas estaciones de muestreo.

El hecho de que la disminución en densidad entre San Martín y Bancalari haya sido menos pronunciada en Bacillariophyceae, se correspondería con una tolerancia a condiciones desfavorables. La misma se comprobó mediante bioensayos multiespecíficos realizados en condiciones de altas concentraciones de Zn, como las que imperan en ese sitio (Loez *et al.* 1995, 1998, Topalián y Loez 1995). Numerosas diatomeas que resultaron tolerantes al zinc en dichos bioensayos fueron las más abundantes en este muestreo.

El patrón particular de los rotíferos, dentro de los grupos principales del zooplancton, podría deberse a un cambio en su composición. Las especies con mayor densidad en la vecindad del nacimiento del río Reconquista podrían diferir de aquellas más abundantes cerca de su desembocadura, ya que en este grupo hay especies adaptadas a condiciones de alta contaminación (Angeli 1979).

El aumento del fitoplancton total hacia San Martín pudo deberse al aumento de nutrimentos, en particular de amonio y ortofosfatos. Hasta ese sitio habría dominado el efecto estimulante del crecimiento algal sobre el posible efecto adverso de distintos tóxicos. Este predominio se confirmó a través de bioensayos con cultivos monoespecíficos de algas, realizados con aguas tomadas de diferentes puntos del río durante el mismo año (Olguín y Salibián 1994, 1996). En los tres meses en que se llevaron a cabo dichos bioensayos, el crecimiento algal de dos especies de clorofitas fue menor en muestras extraídas de Cascallares que en agua de San Martín, demostrándose además una limitación por nutrientes en el primer sitio. Los resultados de los bioensayos concordaron con las tendencias en la abundancia de clorofitas observadas en el río en los mismos meses. Dado que los bioensayos se realizaron con agua del río filtrada, lo que remueve la mayoría del zooplancton, contribuyeron a demostrar que la tendencia al aumento del fitoplancton río abajo no sería consecuencia de una disminución del pastoreo por parte del zooplancton herbívoro.

La disminución en Bancalari de la densidad media del fitoplancton total, así como de sus clases dominantes, podría responder a un cambio en el balance entre los factores estimulantes y los adversos para el crecimiento algal, pasando a predominar los últimos, posiblemente por el efecto conjunto del aumento de algunos tóxicos.

La tendencia a la disminución río abajo de la densidad de los crustáceos planctónicos no pudo relacionarse con una disminución en el mismo sentido del alimento disponible para estos or-

g) mismos, ya que la densidad media anual del fitoplancton total y la mayoría de sus clases aumentaron hacia San Martín; ni con un aumento de turbidez, ya que ésta tendió a disminuir hacia Gorriti (en casi todos los meses); ni con las concentraciones de metales pesados, sin patrón definido de variación espacial. La importancia como factor regulador, de las floraciones registradas de algunas especies de cianofitas, que pueden tener efecto tóxico o inhibitorio para el zooplancton (De Mott *et al.* 1991), posiblemente se haya limitado a los momentos de dichas floraciones. Los crustáceos planctónicos habrían sido afectados negativamente por el progresivo deterioro espacial de la calidad química del agua. Si bien la respuesta del zooplancton resultó probablemente de la interacción de distintos factores, la declinación del oxígeno habría sido uno de los más determinantes. La reducción de la densidad a lo largo del río fue más acentuada en los cladóceros, lo que podría deberse a su mayor sensibilidad a determinados tóxicos (Mount y Norberg 1984); al igual que en las larvas nauplii, por tratarse de estadios tempranos de desarrollo (USEPA 1991).

Las especies de rotíferos que serían capaces de prosperar en las condiciones de San Martín encontrarían en ese sitio abundancia de alimento (máxima concentración media de fitoplancton y sus clases dominantes y abundante materia orgánica, aportada en gran parte por el arroyo Morón). La declinación de la abundancia de rotíferos desde San Martín hacia Bancalari, en concordancia con las clases dominantes del fitoplancton, indicaría que allí las condiciones se volverían desfavorables inclusive para las posibles especies adaptadas a tolerar un mayor grado de contaminación.

CONCLUSIONES

Los grupos dominantes de fito y zooplancton fueron comunes con los de ríos templados de llanura en general, salvo las cianofitas que se corresponden con la mayor polución orgánica de este ambiente. Si bien Cyanophyceae constituye el grupo subdominante más importante numéricamente sólo alcanza las densidades mayores en épocas estivales, lo que podría relacionarse con la sucesión estacional de este río de llanura templado. Dado que las máximas densidades fueron alcanzadas en sitios con mayor carga orgánica, esa predominancia también respondería a un aumento en la contaminación aguas abajo del Reconquista.

Las concentraciones de metales disueltos encontradas en el agua del río superaron ampliamente los límites para la protección de la vida acuática, sin evidenciarse patrones espaciales definidos debido al vertido de efluentes en forma intermitente.

La mayoría de los restantes parámetros físicos y químicos analizados variaron en forma continua a lo largo del sector estudiado del río o presentaron un contraste entre antes y después de la desembocadura del arroyo Morón. El grado de contaminación aumentó aguas abajo, calificándose las aguas de Cascallares como poluidas y las de los restantes sitios, como de contaminación elevada a muy elevada.

La tendencia espacial en la densidad del fitoplancton total puede atribuirse principalmente al efecto estimulante del progresivo enriquecimiento en nutrientes aguas abajo, mientras que más cerca de la desembocadura habrían prevalecido los efectos tóxicos. Por el contrario, el deterioro creciente de la calidad del agua se asoció negativamente con la densidad de los grupos de crustáceos planctónicos desde los primeros sitios de muestreo.

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo en el marco del Proyecto Concertado Secretaría de Ciencia y Técnica-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (SECYT-CONICET) «Evaluación ecotoxicológica del río Reconquista: proyección del estado de la calidad del agua del río» (Resolución 2466/92) y contó con subsidios de la Universidad Nacional de Luján (Programa de Incentivos). Se utilizó infraestructura del Departamento de Ciencias Básicas (Universidad Nacional de Luján); del Laboratorio de Limnología y Ficología (Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires) y del Museo Argentino e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Se reconoce especialmente la ayuda técnica del Ing. J. Katz y del Lic. F. R. de la Torre. Se agradece a la estación meteorológica de la Universidad Nacional de Luján por la provisión de los datos de precipitaciones del área del río.

REFERENCIAS

- Allan J.D. (1995). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall, Oxford, 388 p.
- Angeli N. (1979). Influencia de la polución del agua sobre los elementos del plancton. En: *La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas*. (P. Pesson, Ed.). Mundi-Prensa, Madrid, pp. 115-158.
- APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation). (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington DC.
- Basu B.K. y Pick F.R. (1997). Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *J. Plankton Res.* 19, 237-253.
- Berón L. (1984). *Evaluación de la calidad de las aguas de los ríos de la Plata y Matanza-Riachuelo mediante la utilización de índices de calidad de agua*. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental. Ministerio de Salud y Acción Social, Buenos Aires, 51 p.
- Boesch D.F. (1977). *Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution*. Virginia Institute of Marine Sciences, Gloucester Point, US Department of Commerce, 114 p.
- Bourrelly P. (1966). *Les algues d'eau douce; 1. Les algues vertes*. N. Boubée et. Cie., Paris, 511 p.

- Bourrelly P. (1968). *Les algues d'eau douce*; 2. *Les algues jaunes et brunes*. N. Boubée et. Cie., Paris, 438 p.
- Bourrelly P. (1970). *Les algues d'eau douce*; 3. *Les algues bleues et rouges*. N. Boubée et. Cie., Paris, 512 p.
- Castañé P.M., Topalián M.L., de la Torre F.R., Demichelis S.O. y García M.E. (1996). Nutrientes y características físico-químicas en el agua del río Reconquista. En: *Cuencas hídricas, contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento*. (R.H. Zalazar, Ed.). Instituto del Medio Ambiente y Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 115-116.
- Conforti V., Alberghina J. y González Urda E. (1995). Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *J. Aquatic Ecosystem Health* 4, 59-75.
- del Giorgio P.A., Vinocur A.L., Lombardo R.J. y Tell H.G. (1991). Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river—a multivariate approach. *Hydrobiologia* 224, 129-154.
- De Mott W.R., Zhang Q.-X y Carmichael W.W. (1991). Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.* 36, 1346-1357.
- Descy J.P. (1987). Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 78 (Algological Studies) 47, 225-245.
- Escalona L. y Winchester J.W. (1994). La tendencia de la urbanización en Sur América: inferencias a partir de una base de datos del World Resources Institute. *Interciencia* 19, 64-71.
- Ferrari L., Topalián M.L., Castañé P.M., de la Torre F.R., Demichelis S.O., García M.E., Loez C.R., Rovedatti M.G. y Salibián A. (1994). Evaluación exploratoria del estado del agua del río Reconquista (Bs. As.): Parámetros físicoquímicos. *Tankay* 1, 10-13.
- García M.E., Castañé P.M., Demichelis S.O., Ferrari L. y Topalián M.L. (1996). Indicadores de polución en el agua del río Reconquista. Monitoreo de otoño. En: *Cuencas hídricas, contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento*. (R.H. Zalazar, Ed.). Instituto del Medio Ambiente y Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 121-123.
- Hynes H.B.N. (1976). *The ecology of running waters*. 3a. Ed., Liverpool University Press, Liverpool, 555 p.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) (1994). *Censo Nacional de Población y Vivienda 1991. Resultados Definitivos. Características Generales*. Serie C, República Argentina, 149 p.
- Kiss K.T. (1984). Changes in trophity in the River Danube at God. *Annal. Sci. Budapest. Sect. Biol.* 24-26, 47-59.
- Kuczynski D. (1981). Ecología general del oeste del Gran Buenos Aires. *Rev. Univ. Morón* 6, 7-31.
- Kuczynski D. (1984). Zooplankton (especialmente rotíferos) del Río Reconquista (Provincia de Buenos Aires). *Physis* (Bs. As.) Sección B 42, 1-7.
- Kuczynski D. (1991). *Atlas ecológico del arroyo Morón*, Ed. Univ. de Morón, Argentina, 97 pp.
- Kuczynski D. (1994). Estudio ambiental de un curso de agua urbano altamente deteriorado por acción antropógena (arroyo Morón, provincia de Buenos Aires, Argentina). *Rev. Ecológ. Méd. Salud Amb.* 1, 1-14.
- Lewis W.M.Jr. (1979). *Zooplankton community analysis: studies on a tropical system*. Springer Verlag, New York, 163 p.
- Loez C.R. y Salibián A. (1990). Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du río Reconquista (Buenos Aires, Argentine), une rivière urbaine polluée. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 23, 283-296.
- Loez C.R., Olguín H.F., Puig A., Sánchez Caro A. y Casset M.A. (1994). Cambios espaciales y temporales del fito y zooplankton a lo largo de un gradiente de contaminación (río Reconquista, Bs. As.): información preliminar. *Tankay* 1, 48-50.
- Loez C.R. (1995). Estudios limnológicos en el río Reconquista (Pcia. de Buenos Aires): relación entre parámetros biológicos y químicos, especialmente el impacto del zinc sobre la estructura del fitoplancton. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 222 p.
- Loez C.R., Topalián M.L. y Salibián A. (1995). Effects of zinc on the growth and structure of a natural autumn phytoplankton sample reared in the laboratory. *Environ. Pollut.* 88, 275-281.
- Loez C.R., Topalián M.L. y Salibián A. (1998). Associations phytoplanctoniques indicatrices de la pollution par zinc. *Revue des Sciences de l'Eau*, Francia (en prensa).
- Modenutti B.E. (1991). Zooplankton de ambientes lóticos de la subcuenca Delta del Río Paraná, Buenos Aires, Argentina. *Iheringia, Sér. Zool.* 71, 67-80.
- Mount D.I. y Norberg T.J. (1984). A seven-day life cycle cladoceran toxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.* 3, 425-434.
- Olguín H.F. y Loez C.R. (1996). Estructura y dinámica espacio-temporal del fitoplancton del río Reconquista (Bs. As.): período XI/93 - III/94. En: *Cuencas hídricas, contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento* (R.H. Zalazar, Ed.). Instituto del Medio Ambiente y Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 124-126.
- Olguín H.F. y Salibián A. (1994). Bioensayos algales uniespecíficos para evaluar la calidad del agua del río Reconquista: experiencia preliminar. *Tankay* 1, 325-328.
- Olguín H.F. y Salibián A. (1996). Bioensayos con algas: descripción de la técnica y aplicación para determinar el grado de deterioro del agua del río Reconquista. En: *Cuencas hídricas, contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento*. (R.H. Zalazar, Ed.). Instituto del Medio Ambiente y Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 104-105.
- Pace M.L., Findlay S.E.G. y Lints D. (1992). Zooplankton in advective environments: the Hudson River community and a comparative analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 1060-1069.
- Sabater S., Sabater F. y Armengol J. (1993). Ecología de los ríos mediterráneos. *Investigación y Ciencia* 203, 72-79.
- Salibián A. (1996). Calidad del agua del río Reconquista: segunda etapa en el monitoreo físico, químico y biológico. En: *Cuencas hídricas, contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento*. (R.H. Zalazar, Ed.). Instituto del Medio Ambiente y Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 108-109.

- Shiel R.J., Walker K.F. y Williams W.D. (1982). Plankton of the Lower Murray, South Australia. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 33, 301-327.
- Topalián M. L., Loez C.R. y Salibián A. (1990). Metales pesados en el río Reconquista (Buenos Aires): resultados preliminares. *Acta Bioquím. Clín. Latinoam.* 24, 171-176.
- Topalián M.L. y Loez C.R. (1995). Efecto del Zn sobre microalgas dulceacuícolas del río Reconquista (Buenos Aires): bioensayo multiespecífico de invierno. *Acta Toxicol. Arg.* 2, 6-9.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1991). Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms (C.I. Weber, Ed). 4ª ed., EPA-600/4-90-027, 293 p.
- Utermöhl M. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 9, 1-38.
- Venrick E.L. (1978). How many cells to count? En: *Phytoplankton manual, monographs on oceanographic methodology.* (A. Sournia, Ed.). UNESCO Press, Paris, pp. 167-180.
- Winner, J.M. (1975). Zooplankton. En: *River ecology. Studies in Ecology* (B.A. Whitton, Ed.). Vol. 2, Blackwell Sc. Publ., Oxford, pp. 155-169.
- Zalazar R.H. (1996). *Cuencas hidricas, contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento.* Instituto del Medio Ambiente y Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, 184 p.