

VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA Y SU INFLUENCIA EN LA BIOMASA DEL PERIFITON EN UN TRAMO INFERIOR DEL RÍO LUJÁN (PROVINCIA DE BUENOS AIRES)

HAYDÉE PIZARRO ✉ & MARÍA E ALEMANNI *

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, CONICET. Buenos Aires, Argentina

RESUMEN. El objetivo del presente trabajo es analizar algunas variables físicas y químicas del agua y su influencia sobre el perifiton (peso seco, cenizas, peso seco libre de cenizas y clorofila 'a') que se desarrolla sobre sustratos artificiales (acetatos) en cuatro sitios del tramo inferior del Río Luján, Provincia de Buenos Aires. Se realizaron muestreos con frecuencia aproximadamente mensual, desde enero hasta octubre de 1999. Debido a la discontinuidad que genera el ingreso del arroyo Gobernador Arias, que incorpora gran caudal de agua proveniente del río Paraná, los análisis numéricos (correlaciones y regresiones lineales múltiples) se realizaron separadamente entre las estaciones aguas arriba de la desembocadura (E1 y E2) y las ubicadas aguas abajo (E3 y E4). Se aplicaron los índices de Lakatos y el índice autotrófico para el perifiton. Las variables físicas y químicas indicaron que el Río Luján presentó signos de polución, alternando períodos de baja y mejor calidad del agua. Algunas variables superaron los límites permitidos para el uso humano y protección de vida acuática. E1 y E4 presentaron momentos de muy baja calidad del agua. E1 se vería afectada por la polución urbana del tramo superior del río. En E4 actuarían en conjunto el Arroyo Claro y el reflujo provocado por el canal Aliviador del Río Reconquista. Las diferentes fracciones de masa perifítica se mantuvieron menos variables en E1 y E2 que en E3 y E4, en donde las fluctuaciones del nivel hidrométrico conformarían el principal factor regulador del perifiton. Los valores obtenidos del índice de Lakatos considerando el peso seco, mostraron un paulatino aumento temporal de la masa de la comunidad. Considerando el porcentaje de cenizas, los tipos registrados fueron generalmente inorgánico-orgánico, siendo el tipo inorgánico el que prevaleció en la E2. Según el porcentaje de clorofila 'a', el tipo de comunidad que predominó fue el hetero-autotrófico, observándose a veces tipos heterotróficos. Los valores del índice autotrófico fueron generalmente mayores que 100 debido a las altas cantidades de materia orgánica del agua, las que permitirían el mayor desarrollo de heterótrofos y acumulación de detritos. Los resultados indicaron que el Río Luján tiene alta carga de sólidos inorgánicos y está enriquecido con materia orgánica. De acuerdo a los resultados de las regresiones múltiples, las variables de biomasa se explicaron principalmente por los nutrientes.

[Palabras clave: biofilm, peso seco, peso seco libre de cenizas, clorofila 'a', sustratos artificiales, ríos urbanos poluidos, Argentina]

ABSTRACT. Physical and chemical variables of the water and its influence on the periphytic biomass on the lower parts of the Luján river (Buenos Aires Province): The influence of some physical and chemical variables of the water on the periphyton (dry weight, ash, ash-free dry weight, chlorophyll 'a') located on an artificial substratum (acetate) of four different polluted sites of the lower parts of the Luján River, Buenos Aires province, was studied. Samplings were conducted nearly monthly, from January to October 1999. Because of the discontinuity on the

✉ Depto. de Ecología, Genética y Evolución, Fac. de Cs. Exactas y Naturales, Univ. de Buenos Aires, CONICET. C1428EHA Buenos Aires, Argentina.
hay@bg.fcen.uba.ar
* memd@arnet.com.ar

Recibido: 31 de julio de 2003; Fin de arbitraje: 11 de septiembre de 2003; Revisión recibida: 28 de abril de 2004; Aceptado: 11 de agosto de 2004

water level, caused by the Gobernador Arias stream which discharges a great amount of water from the Paraná River, numerical analyses (correlations and multiple linear regressions) were separately done for stations located up (E1 and E2) and downstream (E3 and E4) of the river outlet. Lakatos and autotrophic indexes were used to characterize the periphyton. Physical and chemical variables of the water showed that the Luján River presented signs of pollution, alternating periods of poorer and better water quality. Some of the variables exceeded the allowed limits for human use and aquatic life protection. E1 and E4 showed periods of very low water quality. E1 was likely to be affected by urban pollution from the upper stretch of the river and E4 by the simultaneous action of the Claro stream and the water reflux produced by the relief channel of the Reconquista River. The different fractions of periphytic mass were less variable in E1 and E2 than in E3 and E4, where the fluctuations in the hydrometric level would represent the main regulating factor for the periphyton. The values of the Lakatos indexes regarding dry weight, showed a gradual increase in community mass with time. The recorded types resulting from the percentage of ashes were generally inorganic-organic, with prevalence of the inorganic type in E2. According to the percentage of chlorophyll 'a', the hetero-autotrophic type predominated in the community, with heterotrophic types occasionally observed. Autotrophic index values were usually greater than 100 due to the high concentrations of organic matter in the stream which, in turn, supported a larger biomass of heterotrophs and detritus. The results indicated that the Luján River has a high concentration of inorganic solids, enriched with organic matter. According to the results of multiple regression analyses, biomass variables were mainly explained by nutrients.

[Keywords: biofilm, dry weight, ash-free dry weight, chlorophyll 'a', artificial substrata, urban polluted rivers, Argentine]

INTRODUCCIÓN

Varios cursos de agua de la provincia de Buenos Aires están poluidos al igual que otros ríos del mundo que atraviesan grandes centros urbanos, es decir, sufren cambios ecológicos debido a la incorporación en el ambiente de sustancias de origen antrópico. Al evaluar la calidad de las aguas, es conveniente complementar el análisis de las variables físicas y químicas del ambiente con estudios biológicos. Estos estudios incluyen desde la evaluación de los efectos de los contaminantes sobre la morfología y/o fisiología de organismos hasta sobre las propiedades de las comunidades biológicas (Whitton 1975). El perifiton es una comunidad que presenta características que la convierten en ideal para su utilización en estudios de biomonitorio de calidad de agua; entre ellas, la imposibilidad de evadir la polución por encontrarse adherida a un sustrato generalmente fijo, reflejando las características históricas del lugar (Biggs 1989).

Wetzel (1983) define al perifiton como la compleja comunidad de microbiota (bacterias, hongos, algas, protozoos y animales), detritos orgánicos e inorgánicos, adheridos a un sustrato sumergido, natural o artificial, vivo o

muerto. Esta comunidad, también llamada 'biofilm' (Burns & Ryder 2001), cubre rocas, madera, partículas de sedimento y otras superficies en cuerpos de agua, tanto lénticos como lóxicos. Para estudiar la respuesta del perifiton a una perturbación, se pueden analizar sus aspectos estructurales o funcionales. Dentro de los estructurales, además de la composición taxonómica y diversidad específica, pueden evaluarse las distintas fracciones de su masa (autótrofa, heterótrofa e inorgánica) permitiendo inferir aspectos funcionales de la comunidad.

En Argentina, son escasos los trabajos en los que se analiza la biota de forma integral con las variables ambientales de ríos urbanos poluidos. En alguno de estos trabajos, se utiliza a la comunidad fitoplanctónica como indicadora de calidad del agua en ríos como el Reconquista (Loez & Salibián 1990; Loez & Topalian 1999) o el Matanza (Conforti et al. 1995). Son más escasos los estudios sobre perifiton en ríos poluidos del país (Gómez 1998; Gómez & Licursi 2001).

El Río Luján es un típico río de llanura de la provincia de Buenos Aires y uno de los más importantes ríos urbanos de Argentina ya que fluye por zonas con grandes asentamientos de

población humana. Es un río contaminado cuya calidad del agua ha sido estudiada desde el punto de vista químico y físico como también biológico (Andrade, Universidad de Buenos Aires, com. pública; Frida et al., Universidad de La Plata, com. pública; Josch et al., Universidad de La Plata, com. pública; Del Giorgio et al. 1991; Feijóo et al. 1999; O'Farrell et al. 2002).

Dentro de los estudios en los que se complementó el análisis físico y químico del agua con el estudio de la comunidad perifítica, se incluyen los trabajos de Giorgi et al. (obs. pers.), Giorgi (Universidad de Luján, com. pública) y el de Rodríguez et al. (en prensa).

El objetivo de este trabajo es analizar en cuatro sitios del tramo inferior del Río Luján algunas de las variables físicas y químicas del agua y su influencia sobre algunas características estructurales del perifiton (peso seco, cenizas, peso seco libre de cenizas y concentración de clorofila 'a') que se desarrolla sobre sustratos artificiales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Río Luján nace en el partido de Suipacha, al Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (59°37'O; 34°43'S), atraviesa los partidos de Mercedes, Luján, Pilar, Exaltación de la Cruz, Campana, Escobar, Tigre y San Fernando, desembocando en el estuario del Río de la Plata (Fig. 1). La cuenca del río se encuentra ubicada sobre la planicie de acumulación conocida como Pampasia (Andrade, Universidad de Buenos Aires, com. pública). Se distinguen en este río una zona superior, una media y una inferior. El curso superior se ubica en el área con menor densidad de habitantes de la cuenca, con actividades predominantemente agropecuarias de carácter extensivo, mientras que río abajo se acrecientan las actividades industriales y los asentamientos urbanos.

La región presenta clima templado subtropical con temperatura media de 25°C en verano y 9.5°C en invierno. La precipitación media anual es de 950 mm y el período de máximas

lluvias corresponde a la primavera y el otoño (Andrade, Universidad de Buenos Aires, com. pública.). El régimen hidrológico está determinado por las lluvias y el drenaje subterráneo en el cauce medio y superior, influenciado en su tramo inferior por las fluctuaciones del río Paraná (Andrade, Universidad de Buenos Aires, com. pública). En este último tramo, el río recibe varios afluentes permanentes de mayor envergadura que en los tramos superiores. Entre los más importantes se encuentran el arroyo Escobar, Garín, Gobernador Arias, Arroyo Claro, Canal Aliviador del Reconquista y el Río Reconquista. El Río Reconquista y el Canal Aliviador le aportan agua al Río Luján con alto contenido de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos (Loez 1990; Rovedatti et al. 2001; O'Farrell et al. 2002).

Trabajo de campo y análisis físicos y químicos

A partir de observaciones previas realizadas en la región (O'Farrell et al. 2002) se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo (E) sobre la margen derecha de una parte del tramo inferior del Río Luján: E1, en un tramo de meandros aguas arriba de la desembocadura del arroyo Correntino; E2, aguas arriba de la desembocadura del canal Gdor. Arias; E3, aguas arriba de la confluencia con el Arroyo Claro y E4, aguas abajo de esta confluencia (Fig. 1). El canal Gdor. Arias le aporta periódicamente al Río Luján agua de buena calidad proveniente del río Paraná, en tanto que el Arroyo Claro aporta agua altamente poluída (O'Farrell et al. 2002; Rodríguez et al. en prensa).

Se realizaron 10 muestreos, con frecuencia aproximadamente mensual, desde enero hasta octubre de 1999. Considerando el efecto del estuario del Río de la Plata sobre el nivel hidrométrico de los ríos que en él confluyen, las fechas de muestreo se seleccionaron de acuerdo al régimen de oscilaciones de la marea del estuario, eligiendo el día del mes de menor altura hidrométrica de acuerdo a la tabla de mareas del ciclo (± 3 días).

Se dispuso de los registros diarios de máximo y mínimo nivel hidrométrico del Río Luján con respecto al nivel del Río Reconquista a la altura de la estación de Prefectura Naval Argentina de Dique Luján. El caudal se estimó en cada

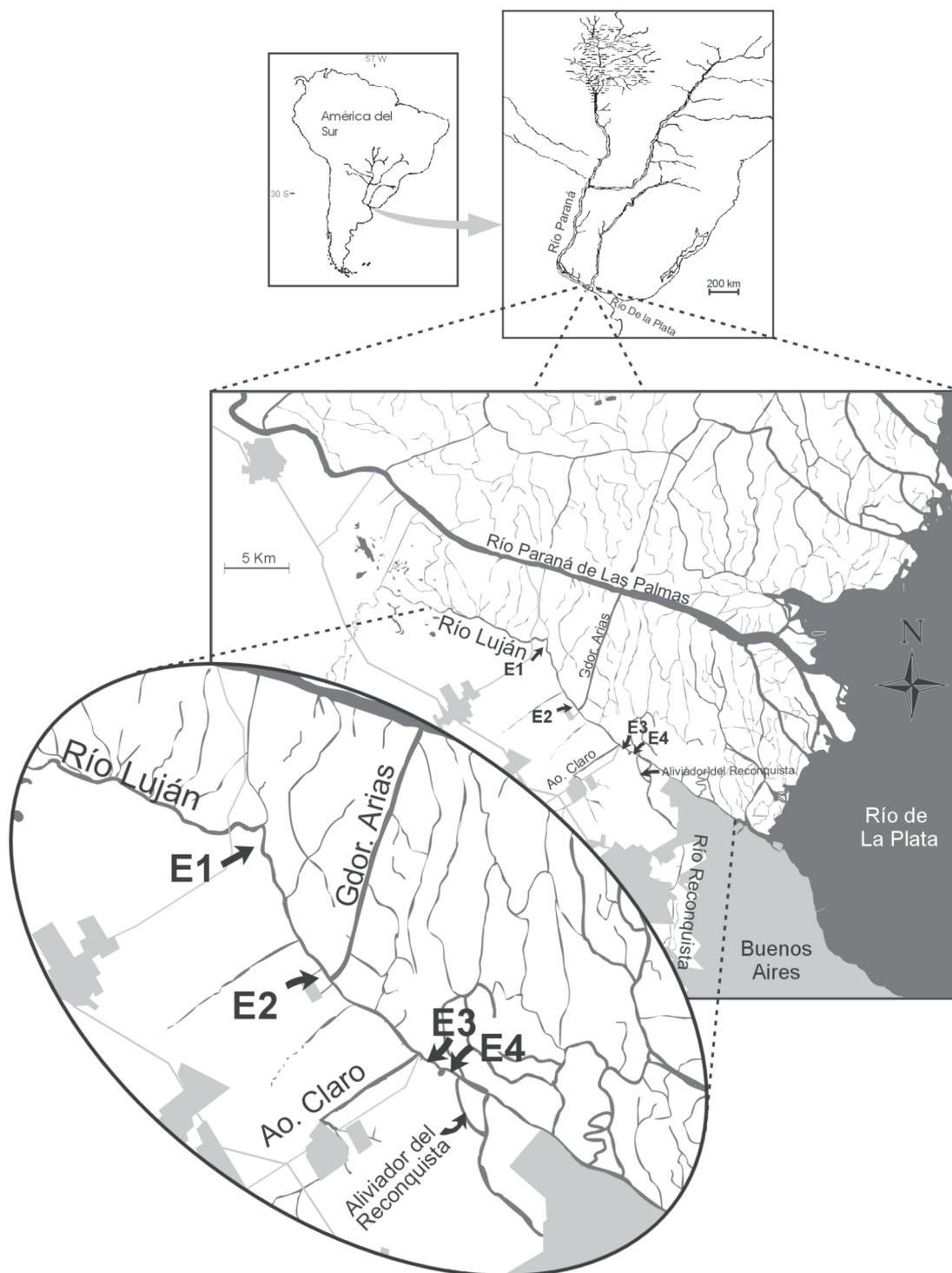


Figura 1. Mapa del Río Luján con detalle de su tramo inferior y la ubicación de las estaciones de muestreo (E).

Figure 1. Map showing the River Luján with details of its lower stretch and sampling sites (E).

fecha y estación de muestreo a partir del producto entre la profundidad máxima en cada punto (medida con la ecosonda de la embarcación de la Prefectura Naval), el ancho del curso (medido en cada oportunidad) y la velocidad superficial de la corriente (medida mediante un dispositivo neutro flotante) (Allan 1995). Se midió la transparencia con disco de Secchi y el pH, temperatura y conductividad del agua con sensores de campo Hanna HI8314 y Hanna HI8033. Estas mediciones 'in situ' se realizaron en la franja sub-superficial del agua. Se tomaron muestras de agua para el cálculo de los sólidos en suspensión llevando a peso constante a 103-105°C el residuo seco no filtrable resultante de pasar 100 ml de agua a través de filtros de fibra de vidrio Whatman®GF/C. Se tomaron muestras para la evaluación del oxígeno disuelto por el método de Winkler (APHA 1992) y se calculó el porcentaje de saturación de oxígeno a partir del monograma de Mortimer (Wetzel 1981).

Para determinar la concentración de nutrientes se tomaron muestras sub-superficiales de agua y se trasladaron al laboratorio en botellas de PVC. En el laboratorio, se filtraron las muestras a través de filtros de fibra de vidrio Whatman®GF/F. El amonio fue medido por el método de indofenol (APHA 1992) (límite de detección del método: 0.001 mg/L). Las concentraciones de nitratos y fosfatos (fósforo reactivo soluble) (límites de detección de los métodos: 0.001 mg/L y 0.005 mg/L respectivamente) se midieron por cromatografía iónica usando una doble columna Dionex provista con AS4-AG4 o CS10-CG10 (APHA 1992). El nitrógeno y el fósforo total se determinaron luego de la oxidación simultánea del nitrato y del fosfato con persulfato (límites de detección de los métodos: 0.005 mg/L y 0.001 mg/L respectivamente) (Koroleff 1983). La concentración del nitrógeno inorgánico disuelto se calculó a partir de la suma de las concentraciones de nitrato y amonio disueltos.

La concentración de clorofila 'a' del fitoplancton se calculó a partir de muestras sub-superficiales de 100 ml de agua, transportadas en frío y oscuridad hasta el laboratorio. La concentración del pigmento se obtuvo por filtrado de la muestra a través de filtros Whatman®GF/F, los que se llevaban inmediatamente a -18°C. La extracción del pigmento se

realizó adicionando a cada filtro etanol caliente (70-80°C) y dejándolo en oscuridad durante toda la noche a 4°C. La concentración de clorofila 'a' se valoró espectrofotométricamente, previa deducción de los feopigmentos mediante la lectura de las absorbancias antes y después de acidificar con HCl 1N. La concentración final de clorofila 'a' se calculó a través de las ecuaciones de Marker et al. (1980).

Se realizaron análisis de correlación entre las variables físico-químicas y la concentración de clorofila 'a' del fitoplancton utilizando el coeficiente de correlación de Pearson ($P < 0.05$) (Sokal & Rohlf 1980). Debido a la fuerte discontinuidad provocada por el ingreso de aguas del canal Gdor. Arias al río, según lo observado por O'Farrell et al. (2002), los análisis estadísticos se aplicaron para E1 y E2 por un lado y para E3 y E4 por el otro.

Análisis del perifiton

Para el estudio del perifiton se instalaron sustratos artificiales sostenidos por un bastidor rectangular de caño de PVC de 3 cm de diámetro y 1.1 m x 0.5 m unido a la costa por sogas que le permitieron ubicar el lado mayor longitudinal a la corriente del río (Fig. 2). Al bastidor se fijaron hilos de nylon para sostener los sustratos artificiales en los que se adheriría el perifiton. Los sustratos consistieron en láminas rectangulares de acetato de alto impacto de 6 cm x 3 cm unidos por un extremo al hilo. Los hilos se distanciaron entre sí para evitar el contacto entre sustratos mientras que los acetatos de cada hilo se separaron mediante trozos cilíndricos de plástico de 2 cm de longitud. Se colocaron en cada bastidor todos los acetatos que se utilizarían durante el estudio. En diciembre de 1998 se instalaron los bastidores en las cuatro estaciones de muestreo.

En cada fecha de muestreo, se extrajeron tres sustratos al azar (réplicas) para medir peso seco, cenizas y peso seco libre de cenizas, y otros tres, también al azar (réplicas), para medir concentración de clorofila 'a', colocando cada sustrato en un recipiente con agua del lugar filtrada a través de red de fitoplancton (15 µm de tamaño de poro). Los frascos se trasladaron en frío y oscuridad hasta el laboratorio.

El material adherido a cada sustrato se extrajo mediante un cepillo de cerdas duras y agua destilada. Para la medición de peso seco, cenizas y peso seco libre de cenizas se filtró el material obtenido de cada réplica a través de filtros de fibra de vidrio Whatman®GF/F previamente calcinados (440°C). El peso seco se obtuvo dejando cada filtro en estufa a 65°C hasta peso constante. Para el cálculo del contenido de cenizas, el mismo filtro se llevó a calentar (440°C) durante 3 horas (Moschini-Carlos 1996). Por diferencia de pesos se obtuvo el peso seco libre de cenizas. Todos los valores se refirieron a unidad de superficie (cm²).

Para calcular la concentración de clorofila 'a' se filtró el material de cada réplica a través de filtros de fibra de vidrio Whatman®GF/F. La clorofila 'a' retenida se extrajo siguiendo la metodología mencionada para la clorofila del fitoplancton. En este caso, la concentración final se expresó por unidad de superficie (cm²).

Las fluctuaciones temporales de cada parámetro en cada estación se analizaron mediante el coeficiente de variación (CV) (Zar 1996). Para caracterizar a la comunidad perifítica, evaluar

sintéticamente los efectos de la contaminación orgánica en el río y realizar inferencias funcionales sobre la comunidad, se calcularon los índices de Lakatos (Lakatos 1989) y el índice autotrófico (APHA 1992). Los índices de Lakatos permiten clasificar al perifiton en relación a su masa, contenido de materia inorgánica, y proporción de autótrofos/heterótrofos dentro de la porción orgánica a partir de los valores de peso seco, porcentajes de cenizas y de clorofila 'a' respectivamente. Estos índices, desarrollados en lagos eutróficos someros de Europa Central (Lakatos 1989; Lakatos et al. 1998), fueron aplicados en diferentes tipos de cuerpos de agua por otros autores (Moschini-Carlos 1996; Pizarro 1999; Pizarro & Vinocur 2000; Fernández & Estévez 2003; Rodríguez et al. en prensa).

El índice autotrófico, cociente entre el peso seco libre de cenizas y la concentración de clorofila 'a', permite evaluar la proporción algal presente en la biomasa total del perifiton, ya que compara la proporción autotrófica con la masa heterotrófica representada por bacterias, hongos, protozoarios, pequeños animales y restos orgánicos en degradación depositados (Bicudo 1990). Se utiliza como indicador de contaminación orgánica, ya que valores superiores a 100 indicarían el aumento en la proporción de organismos heterótrofos y/o detritus orgánico (APHA 1992; Lowe & Pan 1996).

Se realizaron análisis de las relaciones entre cada variable del perifiton y las variables abióticas utilizando regresiones lineales múltiples ('stepwise') (Zar 1996), considerando por separado las estaciones E1 y E2 de la E3 y E4. En ecología, las regresiones múltiples se pueden realizar en dos tipos de contextos: predictivo o descriptivo (Brown 1973). Tal como se aplicaron en estudios semejantes (Moschini-Carlos et al. 2000; Pizarro 1999), nosotros las utilizaremos de forma descriptiva para ordenar las variables físicas y químicas en términos de su relativa importancia en su influencia sobre el perifiton.

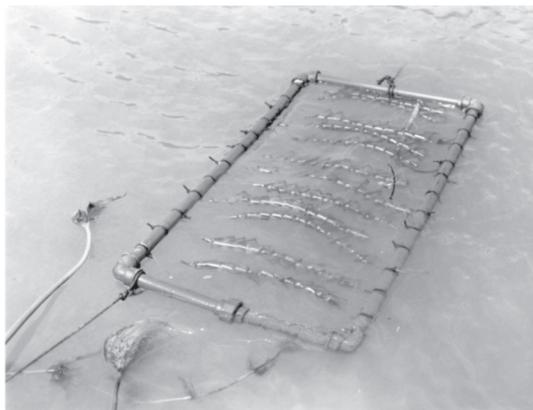


Figura 2. Sustratos artificiales de acetatos sujetos a un dispositivo flotante diseñados para el estudio del perifiton y ubicados en el tramo inferior del Río Lujan.

Figure 2. Acetate artificial substrata holding from a floating structure designed for the study of the periphyton and located in the lower stretch of the Lujan River.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se resumen los valores máximos y mínimos de los parámetros medidos durante todo el período de estudio.

El nivel hidrométrico del Río Luján fluctuó entre 1.95 m y 0 m con respecto al Río Reconquista. Las épocas de aguas relativamente altas fueron en abril y agosto, y las de aguas relativamente bajas, en septiembre. Los valores de caudal se diferenciaron en dos zonas, una río arriba del cruce con el Canal Gdor. Arias (E1 y E2) con valores poco fluctuantes en el tiempo, y otra río abajo (E3 y E4) donde los valores registrados fueron más variables y en promedio mayores. La temperatura del agua tuvo sus mayores valores en verano y los menores en invierno y, como en el caso de los valores de pH, no mostraron variación espacial con patrón definido. Los valores de pH siempre estuvieron dentro de los niveles guía para la protección de la vida acuática (NGPVA) (ley Nacional No. 24054, Cuenca del Plata, com. pública). Los valores de sólidos en suspensión alcanzaron su máximo hacia fines de verano y otoño y fueron menos fluctuantes en el tiempo en E1 que en las demás estaciones. La

transparencia del agua disminuyó en marzo y junio y alcanzó su máximo valor en febrero, sin evidencia de patrón espacial definido.

El oxígeno disuelto se correlacionó negativamente con los fosfatos aguas arriba del Canal Gdor. Arias. Sus valores tendieron a disminuir hacia los meses cálidos y río abajo de enero a agosto, revirtiendo esta situación en septiembre y octubre lo que se evidenció en las correlaciones negativas con la temperatura del agua (Tabla 2). Río arriba de la confluencia con el Canal Gdor. Arias, se registraron valores más fluctuantes de oxígeno disuelto, no superando el 80% de saturación en la mayoría de los casos, mientras que aguas abajo de ese punto, los valores de saturación de oxígeno fueron menos variables y superiores al 70%. De acuerdo a los valores de oxígeno disuelto registrados para ríos contaminados (Berón, Ministerio de Salud y Acción Social, com. pública), las aguas del Río Luján estuvieron siempre poluídas pudiendo ser sólo utilizadas para uso industrial con baja exigencia de calidad y sólo con intensivo tratamiento para otros usos más exigentes.

Tabla 1. Valores máximos y mínimos de las variables físicas y químicas y de la concentración de clorofila 'a' del fitoplancton durante el período de muestreo.

Table 1. Maximum and minimum values of the physical and chemical variables and concentration of the phytoplanktonic chlorophyll 'a' analyzed during the sampling period.

	Rango
Nivel Hidrométrico (m)	0-1.95
Caudal (m ³ /seg)	0-394
Temperatura del agua (°C)	11.5-25.9
pH	6.27-7.86
Sólidos en suspensión (mg/L)	23-148
Profundidad disco de Secchi (cm)	14-42
Oxígeno disuelto (mg/L)	1.26-11.1
Porcent. saturación de oxígeno (%)	14-120
Conductividad (µS/cm)	137-562
Amonio (µg/L)	18-1068
Nitratos (µg/L)	55-3056
Nitrógeno Inorg. Disuelto (µg/L)	221-3305
Nitrógeno total (µg/L)	234-15444
Fostafos (µg/L)	1-199
Fósforo total (µg/L)	13-1492
Clorof. 'a' fitop. (µg/L)	0-19.6

La conductividad presentó su máximo valor en E1 en agosto y el mínimo en E2 en julio. Este parámetro se correlacionó positivamente con amonio y fosfatos (Tabla 2 a-b). La tendencia de los valores fue disminuir río abajo desde enero a agosto, revirtiendo esta situación en septiembre y octubre. Los valores de conductividad encontrados no superaron los niveles máximos aceptables de 700 µS/cm que Berón (Ministerio de Salud y Acción Social, com. pública) señala como tope máximo de tolerancia.

Los nutrientes mostraron fluctuaciones irregulares, tanto en tiempo como en espacio. Los valores promedio de todo el estudio fueron mayores río arriba de la confluencia del Luján con el Gdor. Arias que río abajo. Dentro de las especies químicas del nitrógeno, los valores máximos se detectaron en E1 y en E2 y en ciertas épocas del año, los valores mayores se dieron en E4 (Figs. 3 a-d). En varias oportunidades, se detectaron concentraciones de amonio superiores a 20 µg/L, valor máximo admitido por los NGPVA (Fig. 3a). También se superó la concentración de amonio de 500 µg/L, valor máximo del nivel guía para consumo humano (NGCH) (Cuenca del Plata, com. pública).

Tabla 2. Correlaciones significativas ($P < 0.05$) entre las variables físicas y químicas y la concentración de clorofila 'a' del fitoplancton en las 4 estaciones de muestreo. a: E1 y E2; b: E3 y E4.

Table 2: Significant correlations ($P < 0.05$) among the physical and chemical variables and phytoplanktonic chlorophyll 'a' in the 4 study sites. a: E1 and E2; b: E3 and E4.

	Sól. susp (mg/L)	Temp. (°C)	amonio (µg/L)	fosfatos (µg/L)	Secchi (cm)
A					
Secchi (cm)	-0.85				
Oxígeno disuelto (mg/L)		-0.63		-0.63	
Saturación de oxígeno(%)				-0.67	
Conductividad (µS/cm)			0.7	0.41	
Clorofila 'a' fitop. (µg/L)		0.55			0.48
B					
Secchi (cm)	-0.77				
Oxígeno disuelto (mg/L)		-0.74			
Conductividad (µS/cm)			0.64	0.41	
Caudal (m ³ /seg)	0.58				0-19.6

Según los límites mencionados por Berón (Ministerio de Salud y Acción Social, com. pública) para el Río de la Plata y el Matanza, el Río Luján alcanzó valores característicos de alta polución, especialmente en la E1. Las concentraciones de nitratos fueron en general altas, llegando a superar el valor máximo permitido de 1000 µg/L en los NGCH (Fig. 3 b).

Dentro de las especies químicas del fósforo, la tendencia fue semejante a las del nitrógeno con una disminución de las concentraciones aguas abajo en la mayoría de las fechas (Figs. 3 e-f). Las concentraciones de fosfato se encontraron por debajo del valor máximo aceptado por las normas de composición del agua potable (Leviel 1973) (Fig. 3 e).

La concentración de clorofila 'a' del fitoplancton no mostró un claro patrón espacial, detectándose las mayores concentraciones promedio en verano y las mínimas en invierno (Fig. 4), situación que se evidencia en la correlación de este parámetro con la temperatura del agua aguas arriba de la entrada del Gdor. Arias (Tabla 2). En nuestro estudio, la correlación entre la concentración de clorofila 'a' del fitoplancton y la transparencia en E1 y E2 resultó significativa (Tabla 2).

En la Tabla 3 se presentan los valores de las variables del perifiton obtenidos en todo el

estudio por cada estación de muestreo. No se registraron los datos en la E3 en el mes de mayo por encontrarse el dispositivo con los sustratos fuera del agua en el momento del muestreo; tampoco en septiembre y octubre porque el bastidor desapareció como producto del vandalismo. Del análisis de los valores obtenidos se observa que el CV es la variable que muestra valores menores en E1 y E2 en relación a E3 y E4, con la excepción del CV de la clorofila 'a'. Los valores de las variables del perifiton por estación y fecha de muestreo se observan en la Fig. 5. En términos generales se observa que los valores aumentan con el tiempo, con algunas fluctuaciones.

Los valores obtenidos del índice de Lakatos considerando el peso seco, muestran un paulatino aumento con el tiempo de la masa de la comunidad con algunas oscilaciones (Tabla 4). El tipo de perifiton registrado, considerando el porcentaje de cenizas, fue principalmente inorgánico-orgánico en casi todas las estaciones y fechas de muestreo siendo el tipo inorgánico el que prevaleció en la E2. Según el índice que considera el porcentaje de clorofila 'a', el tipo de comunidad que predomina es el hetero-autotrófico, observándose tipos heterotróficos en algunas oportunidades. Los valores del índice autotrófico se ubicaron por encima de 100 en la mayoría de los casos (Tabla 4).

Los resultados de los análisis de regresión múltiple se observan en la Tabla 5. Para el tramo comprendido entre E1 y E2, se obtuvieron ecuaciones significativas. Para el caso de la clorofila 'a', la regresión explica el 73%; para el peso seco, el 75%; y para el peso seco libre de cenizas el 73 % de toda la variabilidad. En el caso de la sección comprendida por las estaciones tres y cuatro, sólo se pudo encontrar una ecuación de regresión significativa para la clorofila 'a', que explica el 53% del total de la variabilidad. No se pudo ajustar a un modelo de regresión lineal ni el peso seco ni el peso seco libre de cenizas en este tramo.

DISCUSIÓN

Las aguas del Río Luján son naturalmente alcalinas debido al tipo de sustrato calcáreo (Andrade, Universidad de Buenos Aires, com. pública). Algunos valores de pH levemente ácidos podrían deberse al aumento en la descomposición como consecuencia de importantes descargas de materia orgánica en la cuenca (Del Giorgio et al. 1991).

Los aumentos puntuales en la conductividad en la E1 y en algunos casos, en la E4, estarían

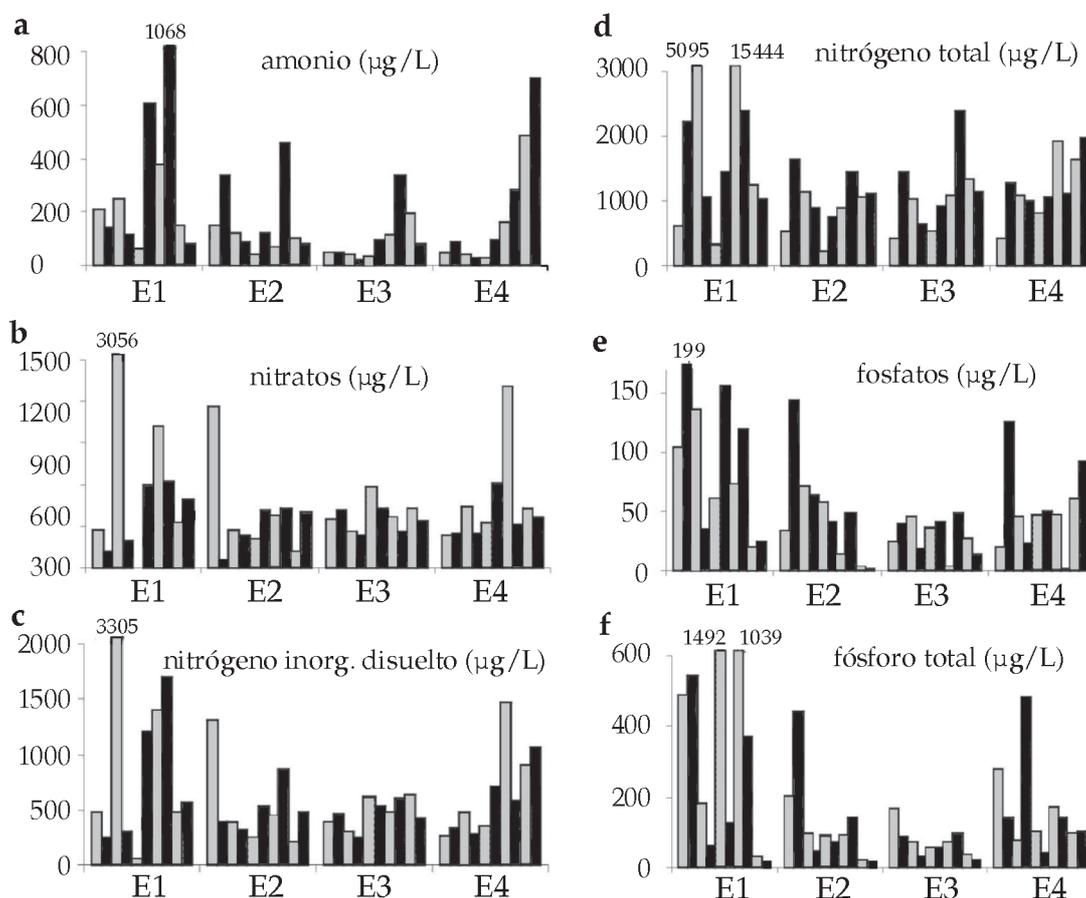


Figura 3. Concentraciones de los distintos nutrientes registradas de enero a octubre de 1999 en cada estación de muestreo (E). a: amonio; b: nitratos; c: nitrógeno inorgánico disuelto; d: nitrógeno total; e: fosfatos; f: fósforo total. Para cada estación de muestreo las barras de izquierda a derecha se corresponden con los meses de enero a octubre respectivamente.

Figure 3. Nutrient concentrations registered from January to October 1999 at each sampling site (E). a: ammonium; b: nitrate; c: dissolved inorganic nitrogen; d: total nitrogen; e: phosphate; f: total phosphorous. For each sampling site the bars from left to right correspond to the months of January to October respectively.

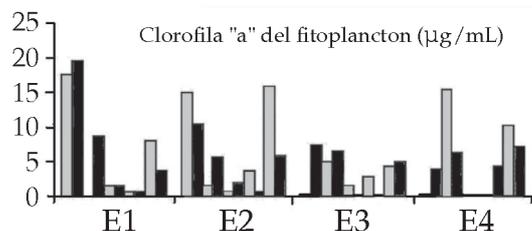


Figura 4. Concentraciones de clorofila 'a' del fitoplancton registradas desde enero a octubre de 1999 en cada estación de muestreo (E). Para cada estación de muestreo las barras de izquierda a derecha se corresponden con los meses de enero a octubre respectivamente.

Figure 4. Phytoplanktonic chlorophyll 'a' concentrations registered from January to October 1999 at each sampling site (E). For each sampling site the bars from left to right correspond to the months of January to October respectively.

reflejando el vertido de aguas residuales en el sistema como lo señala Pesson (1979). En general, los valores encontrados son semejantes a los encontrados por Feijóo et al. (1999) para el Luján y menores a los registrados en otros ríos altamente poluídos de Argentina (Loez 1990; Conforti 1991; Gómez 1998; Loez & Topalián 1999).

Las concentraciones totales de nitrógeno y fósforo, claramente mayores río arriba de la confluencia del Río Luján con el canal Gdor. Arias, corresponderían, según Del Giorgio et al. (1991), a descargas cloacales y secundariamente industriales. El enriquecimiento de las aguas en fosfatos puede deberse al aporte de los efluentes domésticos, polvos de lavar, detergentes y fertilizantes (Pesson 1979). Los valores de nitratos y fosfatos coinciden con los de otros ríos altamente poluídos de Argentina (Conforti 1991) y del mundo (Biggs 1989; Dokulil 1996).

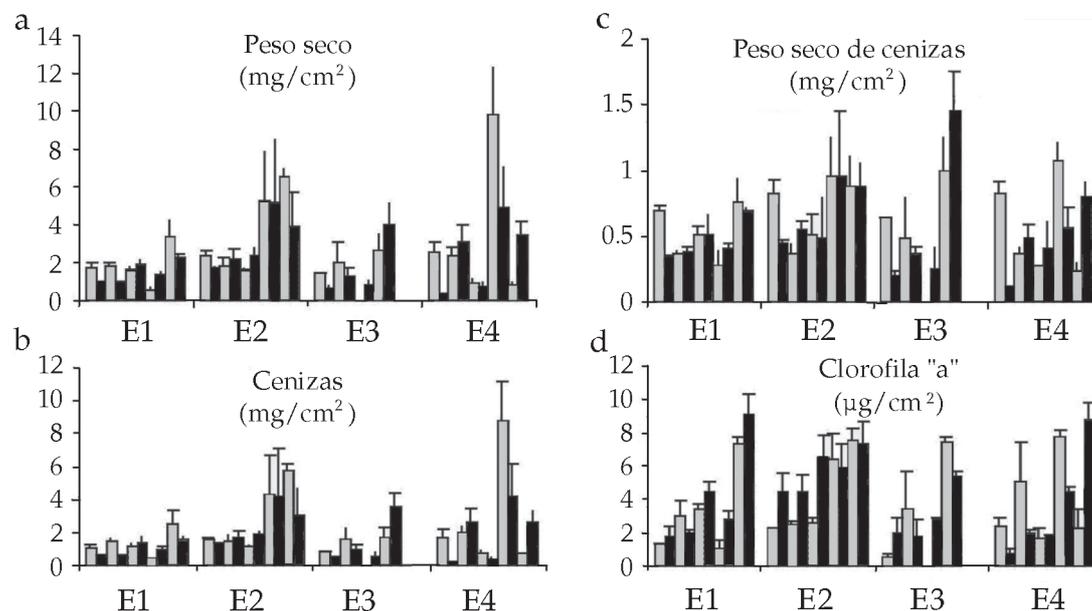


Figura 5. Variables del perifiton registradas desde enero a octubre de 1999 en cada estación de muestreo. a: peso seco; b: cenizas; c: peso seco libre de cenizas; d: clorofila 'a'. (barra = DS = ± 1). Para cada estación de muestreo las barras de izquierda a derecha se corresponden con los meses de enero a octubre respectivamente.

Figure 5. Periphytic variables registered from January to October 1999 at each sampling site. a: dry weight; b: ash; c: ash-free dry weight; chlorophyll 'a'. (bar = SD = ± 1). For each sampling site the bars from left to right correspond to the months of January to October respectively.

Tabla 3. Valores promedio, coeficientes de variación (CV) en % y máximos y mínimos de las variables del perifiton en cada estación de muestreo (E).**Table 3.** Mean values, variation coefficient (VC) in % and maximum and minimum values of the periphyton variables analyzed at each sampling site (E).

	E1	E2	E3	E4
Peso seco (mg/cm²)				
promedio	1.64	3.3	2.6	2.9
CV	41	54	75	77
máx	3.32	6.58	4	9.81
mín	0.56	1.61	0.62	0.33
Cenizas (mg/cm²)				
promedio	1.15	2.6	1.72	2.4
CV	56	61	78	108
máx	2.55	5.72	35	8.74
mín	0.28	1.1	0.43	0.21
Peso seco libre de cenizas (mg/cm²)				
promedio	0.49	0.68	0.76	0.51
CV	35	34	73	59
máx	0.76	0.96	1.45	1.07
mín	0.28	0.37	1.19	0.113
Clorofila 'a' (mg/cm²)				
promedio	3.62	4.98	4	37
CV	74	41	72	74
máx	9.11	7.51	7.48	8.75
mín	1.06	2.24	0.51	0.76

Las bajas concentraciones registradas de clorofila 'a' del fitoplancton están en el rango de las obtenidas por O'Farrell et al. (2002), quienes concluyen que la limitación en el crecimiento del fitoplancton en este tipo de ambiente se debería a la escasa penetración de la luz por al alto contenido de sólidos en suspensión, ya que los nutrientes no resultarían limitantes para el crecimiento fitoplanctónico. En el Río Luján, los sólidos en suspensión, tanto orgánicos como inorgánicos, reducen la penetración de la luz (Andrade, Universidad de Buenos Aires, com. pública). En el tramo de las E3 y E4, los sólidos provienen principalmente de los compuestos inorgánicos del río Paraná vía el canal Gdor. Arias. El aumento en sólidos aguas abajo de la desembocadura del canal estaría provocado además por la resuspensión de las partículas provocada por el aumento del caudal en ese tramo. Los valores de sólidos que registramos en este estudio se corresponden con los ya mencionados para el Luján como para otros ríos típicos de llanura

(Hynes 1970; Del Giorgio et al. 1991; Feijóo et al. 1999; O'Farrell et al. 2002).

Los valores obtenidos de oxígeno disuelto indicarían que los altos niveles de materia orgánica en el agua estarían creando condiciones favorables para el desarrollo de descomponedores que aumentarían la demanda biológica de oxígeno (disminuyendo el oxígeno disuelto). Aguas abajo del canal, los valores de oxígeno disuelto tenderían a aumentar por el mayor caudal del trecho que favorece la disolución mecánica del gas en el agua.

Los fuertes aumentos en algunas fechas en las concentraciones de nutrientes explicarían el mecanismo de polución orgánica en la cuenca. Se observa el efecto conjunto del Arroyo Claro, altamente poluído, y del canal Aliviador del Río Reconquista, los que en ciertas épocas desmejoran la calidad del agua de forma puntual en el curso del Luján. El Río Reconquista además de aportar gran cantidad de

Tabla 4. Tipificación mediante el índice de Lakatos (Lakatos 1989) y el índice autotrófico (IA) para cada estación de muestreo (E) durante el período de estudios. Índice de Lakatos según: a) el tipo de masa sobre la base del peso seco: elevada: > 4 mg/cm², media: 2-4 mg/cm², baja: < 2 mg/cm²; b) según el % de cenizas: inorgánico: > 75%, inorgánico-orgánico: 50-75%, orgánico-inorgánico: 25-50%, orgánico < 25%; c) según el tipo de biomasa según la concentración de clorofila 'a': autotrófico: > 0.60%; auto-heterotrófico: 0.25-0.60%; hetero-autotrófico: 0.10-0.25%; heterotrófico: < 0.10%. ** sin datos.

Table 4. Lakatos's index (Lakatos, 1989) and Autotrophic index at each sampling site (E) registered during the study period. Lakatos's mass type according to: a) the dry weight: high mass: > 4 mg/cm², medium: 2-4 mg/cm², small: < 2 mg/cm²; b) according to the ash type: inorganic (> 75%), inorganic-organic (50-75%), organic-inorganic (25-50%), organic (< 25%); according to the periphytic chlorophyll 'a': autotrophic (> 0.60%), auto-heterotrophic (0.25-0.60%), hetero-autotrophic (0.10-0.25%), heterotrophic (< 0.10%). ** no data available.

	tipo según masa	tipo según cenizas	tipo según clorofila "a"	IA
E1				
enero	baja	inorg-org.	heterotrófico	570
febrero	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	185
marzo	baja	inorgánico	hetero-autotrófico	117
abril	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	193
mayo	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	148
junio	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	114
julio	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	269
agosto	baja	inorg-org.	heterotrófico	143
septiembre	media	inorgánico	hetero-autotrófico	103
octubre	media	inorg-org.	auto-heterotrófico	76
E2				
enero	media	inorg-org.	heterotrófico	366
febrero	baja	inorg-org.	auto-heterotrófico	101
marzo	baja	inorgánico	hetero-autotrófico	151
abril	media	inorgánico	hetero-autotrófico	122
mayo	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	202
junio	media	inorgánico	auto-heterotrófico	74
julio	elevada	inorgánico	hetero-autotrófico	147
agosto	elevada	inorgánico	heterotrófico	163
septiembre	elevada	inorgánico	hetero-autotrófico	115
octubre	media	inorgánico	hetero-autotrófico	121
E3				
enero	baja	inorg-org.	heterotrófico	1264
febrero	baja	inorg-org.	auto-heterotrófico	96
marzo	media	inorgánico	hetero-autotrófico	145
abril	media	inorg-org.	hetero-autotrófico	211
mayo	**	**	**	**
junio	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	87
julio	elevada	inorg-org.	hetero-autotrófico	134
agosto	baja	inorg-org.	auto-heterotrófico	269
septiembre	**	**	**	**
octubre	**	**	**	**

Tabla 4. Continuación.

Table 4. Continued.

	tipo según masa	tipo según cenizas	tipo según clorofila "a"	IA
E4				
enero	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	341
febrero	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	147
marzo	media	inorgánico	hetero-autotrófico	72
abril	media	inorgánico	heterotrófico	252
mayo	baja	inorg-org.	hetero-autotrófico	155
junio	baja	inorg-org.	auto-heterotrófico	219
julio	elevada	inorgánico	heterotrófico	138
agosto	media	inorgánico	hetero-autotrófico	127
septiembre	baja	inorg-org.	auto-heterotrófico	102
octubre	media	inorgánico	auto-heterotrófico	92

materia orgánica, aporta diferentes sustancias tóxicas tanto para el ser humano como para la biota en general (Giorgi et al. obs. pers.; O'Farrell et al. 2002). Por su parte, el canal Gdor. Arias aporta aguas limpias al Río Luján, lo que provocaría una mejora en la calidad del agua del río aguas abajo de su desembocadura en el río (O'Farrell et al. 2002). Los aportes del arroyo Claro y de los canales Aliviador del Reconquista y Gdor. Arias son muy fluctuantes dependiendo sus dinámicas de procesos locales como por ejemplo, eventos de 'sudestas' (Pizarro et al. datos no publ.).

Son variados los factores que en un río contribuyen tanto al aumento como a la pérdida de biomasa del perifiton, entre los que encontramos fluctuaciones de caudal, características químicas del agua, luz, temperatura, tipo de sustrato y pastoreo (Lowe & Pan 1996). Una de las mayores causas de pérdida de masa perifítica se da en ambientes con descargas variables de caudal donde la comunidad es reducida a causa de los efectos de las crecidas y el pulido producido por los sedimentos en suspensión (Allan 1995). El patrón de descarga hídrico en el tramo inferior del Río Luján se caracteriza por poseer grandes fluctuaciones diarias, ocurriendo crecidas repentinas debidas a fuertes lluvias y al incremento del nivel hídrico del sistema río Paraná-Río de la Plata. Este tipo de descargas extremas puede ejercer un fuerte impacto negativo sobre la comunidad perifítica, ya que el aumento del caudal provoca el desprendimiento de parte

de la comunidad del sustrato. Los sólidos en suspensión ejercen un fuerte efecto abrasivo y de sombreado en las comunidades fotótrofas microscópicas (Stumm & Morgan 1996 en De Tezanos Pinto obs. pers.). En el Río Luján, este fenómeno se acentuaría en las estaciones aguas abajo del ingreso del canal Gdor. Arias, el que aporta grandes cantidades de agua provenientes del río Paraná provocando marcadas fluctuaciones del caudal con el concomitante efecto sobre la masa perifítica. El análisis de las diferentes variables del perifiton muestra la diferencia entre las estaciones del Río Luján aguas arriba del ingreso del canal Gdor. Arias (E1 y E2) y las ubicadas aguas abajo (E3 y E4). Los valores se mantienen más estables aguas arriba que aguas abajo, tramo en donde las variaciones en las fracciones de masa perifítica son mucho más marcadas entre fechas de muestreo.

En este sector estudiado del Río Luján, con alto aporte de nutrientes, se registraron valores de biomasa moderadamente altos que se corresponden con los típicos de ríos enriquecidos (Biggs 1995 en Stevenson 1996). La mayor concentración de clorofila 'a' del perifiton encontrada, en la E1, no alcanzó al umbral considerado como excesivo correspondiente a niveles altos de enriquecimiento orgánico (100 a 150 mg/m²) (Welch et al. 1988 en Dodds et al. 2002).

La caracterización de la comunidad perifítica sobre la base de los índices de Lakatos, eviden-

cia que el peso seco fue más fluctuante en aquellas estaciones aguas abajo del canal Gdor. Arias. El perifiton analizado de tipo inorgánico o inorgánico-orgánico estaría generado por el alto porcentaje de material inorgánico que se depositaría en la matriz del perifiton proveniente de los sólidos en suspensión típico de este tipo de ríos. De acuerdo al índice basado en el porcentaje de clorofila 'a', los tipos encontrados reflejarían la alta proporción de materia orgánica (detritos) y organismos heterótrofos (principalmente bacterias), infiriendo que los procesos de respiración superarían a los de producción (Lakatos 1989; Pizarro 1999). Los valores calculados del índice autotrófico también indican que la comunidad perifítica es típica de ambientes enriquecidos, en donde aumenta la proporción bacteriana y de heterótrofos en general en respuesta a las altas concentraciones de nutrientes del medio (Weber 1973 citado en Stevenson 1996).

Sand-Jensen (1983) señala que el perifiton se ve afectado por muchos factores físicos y quí-

micos que están interrelacionados a la vez entre sí. Cuando se estudia esta comunidad en sistemas fluctuantes se hace muy dificultoso encontrar los factores que la regulan. De acuerdo a los resultados de las regresiones múltiples, las variables de biomasa se ven afectadas principalmente por los nutrientes, tanto aguas arriba como debajo de la desembocadura del canal Gdor. Arias. Estos resultados concuerdan con lo registrado por Dodds et al. (2002), quienes encontraron que el nitrógeno total y el fosfato constituyeron los parámetros que explicaron la variabilidad de la clorofila perifítica en un estudio extensivo que abarcó más de 300 estaciones en ríos en Estados Unidos, Nueva Zelanda y Canadá, utilizando tanto sustratos naturales como artificiales. El modelo de regresión aplicado en nuestro estudio permite sólo describir el comportamiento de las variables del perifiton con relativa fidelidad dado que, como lo expresáramos anteriormente, el sistema bajo estudio presenta gran complejidad. Por otro lado, tal como señala Cattaneo et al. (1993), el perifiton es extremadamente vari-

Tabla 5. Regresiones lineales múltiples ('stepwise') entre el peso seco, peso seco libre de cenizas y clorofila 'a' del perifiton con las variables físicas y químicas y la clorofila 'a' del fitoplancton en las 4 estaciones de muestreo. a: E1 y E2; b: E3 y E4.

Table 5. Multiple lineal regressions ('stepwise') among dry weight, ash-free dry weight and chlorophyll 'a' of the periphyton and the physical and chemical variables and phytoplanktonic chlorophyll 'a' in the 4 study sites. a: E1 and E2; b: E3 and E4.

Variable dependiente	Variable independiente	R ² Parcial	R ² Modelo	b
A				
peso seco	fosfatos	0.3	0.34	-4.00E-03
	pH	0.51	0.56	0.982
	nitrógeno total	0.71	0.75	-5.50E-05
	Constante			-5.53E-05
peso seco libre de cenizas	fosfatos	0.37	0.41	-1.46E-03
	pH	0.5	0.55	0.28
	nitrógeno total	0.68	0.73	-1.80E-05
	Constante			-1.43
clorofila 'a'	fosfatos	0.2	0.24	-3.40E-03
	pH	0.36	0.43	1.23
	nitrógeno total	0.54	0.61	-8.08E-05
	clorofila "a" fitoplanctónica	0.66	0.73	-2.82E-02
	Constante			-6.9
B				
clorofila 'a'	nitrógeno total	0.29	0.33	7.90E-04
	fosfatos	0.47	0.53	-8.70E-03
	Constante			0.85

able y muchas veces es imposible modelarlo. Cabe aclarar que en este trabajo no se evaluó el efecto del pastoreo sobre el perifiton aunque en sistemas lóticos, la velocidad de la corriente sería la principal fuerza de modificación estructural de la comunidad (Biggs 1996).

El presente estudio demostró que, en el lapso estudiado, analizando tanto variables físicas y químicas como las variables de biomasa del perifiton, el tramo inferior del Río Luján presentó signos de enriquecimiento orgánico. El canal Gdor. Arias ejerció una importante influencia sobre la calidad del agua y sobre la variación de la biomasa perifítica probablemente por su fuerte efecto modificador de caudal y por su aporte de aguas de mejor calidad. Por otro lado, el Arroyo Claro y el aliviador del río Reconquista afectaron las características físicas y químicas del tramo bajo estudio, corroborando lo ya encontrado en estudios anteriores.

AGRADECIMIENTOS

Deseamos agradecer al personal de la Prefectura Naval Argentina, destacamento Dique Luján, por su colaboración logística sin la cual no hubiera podido realizarse el presente trabajo. Al Lic. R. Lombardo, por su asesoramiento estadístico, y a la Dra. M. dos Santos Afonso por su colaboración en las determinaciones químicas. Esta investigación fue financiada por subsidios de la Universidad de Buenos Aires, el CONICET y la ANPCYT (BID 802/OC-AR-PICT 04502).

BIBLIOGRAFÍA

- ALLAN, JD. 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. London. 388 pp.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. Washington. 1193 pp.
- BICUDO, DC. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnol. Brasil* 3:459-475.
- BIGGS, B.J.F. 1989. Biomonitoring of organic pollution using periphyton, South Branch, Canterbury, New Zealand. *New Zealand J. of Marine and Freshwater Research* 23:263-274.
- BIGGS, B.J.F. 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biol.* 33:419-438
- BIGGS, B.J.F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. Pp. 31-56. in: RJ Stenvenson; ML Bothwell & RL Lowe (eds.). *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto. 753 pp.
- BROWN, SD. 1973. Site variation in littoral periphyton populations: Correlation and regression with environmental factors. *Int. Revue. Ges. Hydrobiol.* 58(3):437-461.
- BURNS, A & DS RYDER. 2001. Potential for biofilms as biological indicator in Australian riverine systems. *Ecological Management & Restoration* 2(1):53-64.
- CATTANEO, A; P LEGENDRE & T NIYONSENGA. 1993. Exploring periphyton unpredictability. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 12(4):418-430.
- CONFORTI, V. 1991. Taxonomic study of the Euglenophyta of a highly polluted river of Argentina. *Nova Hedwigia* 53:73-78.
- CONFORTI, V; J ALBERGHINA & E GONZALEZ URDA. 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *J. of Aquatic Ecosystem Health* 4:59-75.
- DEL GIORGIO, PA; AL VINOCUR; RJ LOMBARDO & HG TELL. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river – a multivariate approach. *Hidrobiología* 224:129-154.
- DODDS, WK; VH SMITH & K LOHMAN. 2002. Nitrogen and phosphorous relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59:865-874.
- DOKULIL, M. 1996. Evaluation of eutrophication potential in rivers: The Danube example, a review. Pp. 173-179. in: BA Whitton & E Rott (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers II*. Innsbruck. 196 pp.
- FEIJÓO, CS; A GIORGI; ME GARCÍA & F MOMO. 1999. Temporal and spatial variability of a pampean basin. *Hidrobiología* 394:41-52.
- FERNÁNDEZ, VO & FA ESTÉVEZ. 2003. The use of indices for evaluating the periphytic community in two kinds of substrate in Imbossica Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. of Biol.* 63(2):233-243.
- GÓMEZ, N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Wat. Res.* 32(7): 2029-2034.
- GÓMEZ, N & M LICURSI. 2001. The Pampean Index for assesment of rivers and streams in Argentina.

- Aquatic Ecology* 35:173-181.
- HYNES, HBN. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Univ. Press. Liverpool, UK. 555 pp.
- KOROLEFF, F. 1983. Simultaneous oxidation of nitrogen and phosphorous compounds by persulfate. Pp. 168-169. in: K Grosshoff; H Eberhardt & K Kremling (eds.). *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie. Weinheimer, Germany.
- LAKATOS, G. 1989. Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertő. *Biol. Forschung. Für Burg.* 71:125-134.
- LAKATOS, G; I GRIGORSZKY & P BIRÓ. 1998. Reed-periphyton complex in the littoral of shallow lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 26:1852-1856.
- LEVIÉL, R. 1973. *Manual técnico del agua*. Degremont, Paris, Francia.
- LOEZ, C. 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du río Reconquista (Buenos Aires, Argentine). *Rev. Hydrobiol. Trop.* 23(4): 283-296.
- LOEZ, C & A SALIBIÁN. 1990. Premières dones sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques de río Reconquista (Buenos Aires, Argentina): une riviere urbaine pollué. *Revue du Hydrobiologie Tropicale* 23:283-296.
- LOEZ, C & ML TOPALIÁN. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with special emphasis for the Reconquista River (region of Buenos Aires). Pp. 72-83. in: J Prygiel; BA Whitton & J Bukowska (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers III*. Douai Cedex, Francia. 271 pp.
- LOWE, R & Y PAN. 1996. Benthic algal communities as biological monitors. Pp. 705-739. in: RJ Stevenson; ML Bothwell & RJ Lowe (Eds.). *Algal ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic press. San Diego, New York, Boston, Sydney, Tokio, Toronto, 753 pp.
- MARKER, AFH; CA CROWTHER & RJM GUNN. 1980. Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll *a* and phaeopigments by spectrophotometry. *Ergebnisse der Limnologie* 14:52-69.
- MOSCHINI-CARLOS, V. 1996. *Dinâmica e Estrutura da Comunidade Perifítica (substratos artificial e natural), na Zona de Desembocadura do Rio Paranapanema, represa de Jurumirim-SP*. Tesis doctoral. Universidad Federal de Brasil. Sao Carlos, Brasil.
- MOSCHINI-CARLOS, V; R HENRY & MLM POMPÊO. 2000. Seasonal variation of biomass and productivity of the periphyton community on artificial substrata in the Jurumirim Reservoir (Sao Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 434(1-3):35-40
- O'FARRELL I; R LOMBARDO; P DE TEZANOS PINTO & C LOEZ. 2002. The assessment of water quality in the Lower Lujan River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120(2):207-218.
- PESSON, P. 1979. *La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas*. Mundi Prensa. Madrid. 335pp.
- PIZARRO, H. 1999. Periphyton biomass on *Echinochloa polystachya* (HBK) Hitch, of a lake of the Lower Paraná River floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 397:227-239.
- PIZARRO, H & A VINOCUR. 2000. Epilithic biomass in an outflow stream at Potter Peninsula, King George Island, Antarctica. *Polar Biology* 23:851-857.
- RODRÍGUEZ, P; H PIZARRO; N MAIDANA; M DOS SANTOS AFONSO & SM BONAVENTURA. Environmental factors affecting the epixylic algae from a polluted lowland river of Buenos Aires province (Argentina). *Cryptogamie, Algologie* (en prensa)
- ROVEDATTI MG; PM CASTAÑÉ; ML TOPALIÁN & A SALIBIÁN. 2001. Monitoring of organochlorine and organophosphorus pesticides in the water of the Reconquista river (Buenos Aires, Argentina). *Water Research* 35(14):3457-3461).
- SAND-JENSEN, K. 1983. Physical and chemical parameters regulating growth of periphytic communities. Pp. 63-71. in: RG Wetzel (Ed.). *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Dr. W Junk. Publi-shers. The Hague.
- STEVENSON, RJ. 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. Pp. 3-30 in: RJ Stevenson; ML Bothwell & RL Lowe (eds.). *Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems*. Academic press. San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokio, Toronto. 753 pp.
- SOKAL, RR & FJ ROHLF. 1980. *Biometry. The principles and Practice of Statistics in Biological Research*. W.H. Freeman and Company. New York. 859 pp.
- STUMM, W & JJ MORGAN. 1996. *Aquatic chemistry. Chemical equilibria and rates in natural Waters*. John Wiley & Sons, Inc. New York, Toronto, Singapore.
- WEBER, CI. 1973. Recent developments in the measurements of the response of plankton and periphyton to changes in their environment. Pp. 132-138. in: GE Glass (ed.). *Bioassay Techniques and Environmental Chemistry*. Ann Arbor Sci. Pub. Ann Arbor, USA. 138 pp.
- WELCH, EB; JM JACOBY; RR HORNER & MR SEELEY. 1988. Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams. *Hydrobiologia* 157:161-168
- WETZEL, RG. 1981. *Limnología*. Omega. Barcelona. 679 pp.
- WETZEL, RG. 1983. Opening remarks. Pp. 3-4 in: RG Wetzel (Ed.) *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Dr. W. Junk. The Hague. 346 pp.
- WHITTON, B. 1975. *River Ecology*. University of California Press. Berkeley, California, USA.
- ZAR, JH. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, USA. 662 pp.