

Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile

Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality of southern Chile rivers

RICARDO FIGUEROA, CLAUDIO VALDOVINOS, ELIZABETH ARAYA & OSCAR PARRA

Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile; e-mail: rfiguero@udec.cl

RESUMEN

La Cuenca Hidrográfica del Río Damas (40°39' S, 72°23' O), presenta una intensa actividad agrícola y ganadera en un 78,2 % de su superficie, lo cual se ha traducido en importantes aportes de nutrientes al ecosistema acuático. Los objetivos de este estudio fueron: (a) analizar la distribución espacial de la macrofauna bentónica en la cuenca y (b) determinar la viabilidad de utilizar el Índice Biótico de Familias (IBF) para evaluación de la calidad de las aguas. Los muestreos se realizaron en enero de 1998 con una red Surber (0,09 m²), en 15 sitios distribuidos en el curso principal y sus tributarios. Se registró un total de 77 taxa, siendo los grupos más diversos Plecoptera (16 %), Trichoptera (16 %), Diptera (14 %) y Ephemeroptera (12 %). Se observó una marcada tendencia a la disminución de riqueza específica desde la cabecera de la cuenca hacia aguas abajo. Las abundancias, biomasa y el IBF, presentaron una tendencia inversa a la riqueza específica. IBF se correlacionó significativamente y positivamente con el fósforo total ($r^2 = 0,71$), temperatura ($r^2 = 0,66$), nitrito ($r^2 = 0,56$), conductividad eléctrica ($r^2 = 0,50$), demanda biológica de oxígeno ($r^2 = 0,46$) y nitrógeno total ($r^2 = 0,46$), y negativamente con oxígeno disuelto ($r^2 = 0,53$), variables estrechamente asociadas al uso intensivo de fertilizantes en la cuenca. Los resultados sugieren que el IBF es un buen indicador de la calidad de las aguas de los ríos de cuencas agrícolas y ganaderas del sur de Chile.

Palabras clave: macroinvertebrados bentónicos, Índice Biótico de Familias, calidad de agua, ecosistema fluvial, Chile.

ABSTRACT

The Damas River Hydrographic Basin (40°39'S, 72°23' W) presents an intense agricultural and cattle ranching activities in 78.2 % of its surface, which has resulted in important inputs of nutrients into the aquatic ecosystem. The objectives of this study were: (a) to analyze the spatial distribution of the benthic macrofauna in the Damas basin, and (b) to determine the feasibility of using the Families Biotic Index (FBI) for the evaluation of water quality. The samplings were conducted in January 1998 using a Surber net (0.09 m²) at 15 sites, distributed along the main course of the river and its tributaries. A total of 77 taxa was recorded, being the most diverse Plecoptera (16 %), Trichoptera (16 %), Diptera (14 %) and Ephemeroptera (12 %). A marked tendency to a decrease of specific richness was observed from the head of the basin towards downstream. The abundance, biomass and FBI presented an inverse trend to the species richness. The FBI was significantly and positively correlated with total phosphorous ($r^2 = 0.71$), temperature ($r^2 = 0.66$), nitrite ($r^2 = 0.56$), electrical conductivity ($r^2 = 0.50$), biological oxygen demand ($r^2 = 0.46$) and total nitrogen ($r^2 = 0.46$) and negatively correlated with dissolved oxygen ($r^2 = 0.53$). All of these variables are closely associated with the intense use of fertilizers in the basin. The results obtained suggest that the FBI is an appropriate indicator for determining the water quality of rivers of agricultural and cattle ranching basins in southern Chile.

Key words: benthic macroinvertebrates, Family Biotic Index, water quality, fluvial ecosystem, Chile.

INTRODUCCIÓN

El creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, ha estimulado en las últimas décadas el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas en ellos (Norris & Hawkins 2000). Dentro de los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de los ecosistemas fluviales del mundo,

destacan los macroinvertebrados bentónicos (> 500 μ m), debido a que presentan ventajas respecto a otros componentes de la biota acuática. Entre estas ventajas, Rosenberg & Resh (1993) destacan: (a) presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual posibilita realizar estudios comparativos; (b) su naturaleza sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente; (c) los muestreos cuantitativos y análisis de

las muestras, que pueden ser realizados con equipos simples y de bajo costo, y (d) la disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, los que han sido validados en diferentes ríos del mundo.

Los métodos que consideran macroinvertebrados bentónicos para determinar la calidad de las aguas han sido empleados en Europa desde principios del siglo XX. Muchos de ellos tienen su origen en los trabajos desarrollados por Kolkwitz & Marsson (1909), quienes propusieron el Sistema Saprobítico Continental, que sentó las bases para el desarrollo de nuevos índices (o modificaciones), como: Trent Biotic Index (TBI), Biological Monitoring Working Party (BMWP), Belgium Biotic Index (BBI), The River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) (Rosenberg & Resh 1993). Chutter (1972) desarrolló un índice de calidad de agua para ríos de Sudáfrica, el cual fue levemente modificado por Hilsenhoff (1988) para ser utilizado en ríos de Norteamérica, con el nombre Índice Biótico de Familias (IBF). Este índice, sobre la base del tipo de familias presentes en un tramo del río, un puntaje asignado a cada familia en función a su sensibilidad a las contaminación y el número de morfoespecies existentes en cada familia, permite clasificar el tramo de un río de Clase I (excelente) a Clase VII (muy malo). Dada la simplicidad en la estimación de este índice debido a su bajo nivel de resolución taxonómica y a su adecuada correlación con factores estresores antropogénicos (e.g., contaminación química, modificaciones del hábitat), en la actualidad ha sido ampliamente utilizados en diferentes zonas del mundo (e.g., DeWalt et al. 1999, Maxted et al. 2000, Wentz 2000, Whiles et al. 2000, Eaton 2001, Stewart et al. 2001, Blocksom et al. 2002, Klemm et al. 2002), presentando una gran potencialidad para su uso en Chile. En contraste a lo ocurrido en la mayor parte de los países del hemisferio norte, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ecosistemas acuáticos continentales chilenos han sido estudiadas sistemáticamente recién en las últimas décadas (e.g., Campos et al. 1984, Valdovinos et al. 1993, Arenas 1995, Habit et al. 1998, Valdovinos & Araya 1998, Figueroa et al. 2000, Valdovinos & Figueroa 2000, Muñoz et al. 2001, Valdovinos 2001, Moya et al. en prensa). Por ello, no existe hasta la fecha ningún estudio que trate el tema de la evaluación biológica de la calidad o condición de los ecosistemas fluviales chilenos.

La Cuenca Hidrográfica del Río Damas (40°39' S, 72°23' O), presenta una intensa actividad agrícola y ganadera en un 78,2 % de su superficie, lo cual se ha traducido en importantes aportes de nutrientes al ecosistema acuático (fósforo y nitró-

geno), que son manifestados en un gradiente de concentraciones en dirección a su desembocadura (Parra et al. 1999). Recientemente se ha estado elaborando una base de datos ambiental sobre la cuenca, incluyendo aspectos físicos, químicos, biológicos y de la intervención humana (Parra et al. 1999). Dado el grado de conocimiento que se dispone, se está en condiciones de estudiar cómo responden a las perturbaciones antropogénicas los grupos de macroinvertebrados presentes en los ríos del centro-sur de Chile, en particular el uso intensivo de fertilizantes agrícolas. En tal sentido, los objetivos del presente estudio fueron: (a) analizar la distribución espacial de la macrofauna bentónica en esta cuenca, y (b) determinar la viabilidad de utilizar el IBF, para la evaluación de la calidad de las aguas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Cuenca Hidrográfica del Río Damas, corresponde a una subcuenca del sistema hidrográfico del Río Bueno. Nace en las proximidades del Lago Puyehue y desemboca en el Río Rahue, en la ciudad de Osorno. Parra et al. (1999), informa que las principales características de la cuenca son las siguientes: superficie 514 km², longitud máxima 50 km, orden cinco (Strahler 1985), longitud del cauce principal 198,6 km, pendiente media 1,8 %, promedio de precipitaciones 1.300 mm año⁻¹ (régimen pluvial) y caudal medio al cierre de la cuenca 3,1 m³ s⁻¹. Los principales usos de la cuenca son los siguientes: agrícola y ganadero 78,2 % (401,6 km²), forestal 19,3 % (98,9 km²) y urbano-industrial 2,6 % (13,23 km²). El ecosistema fluvial se caracteriza por presentar fondo de bolones en toda su extensión, con acumulación de sedimento fino sólo en algunos lugares de la parte terminal del río con menor pendiente. En la mayoría de sus afluentes así como en el curso principal, el sistema presenta una zonación típica para ríos de montaña de rápidos y remansos. La Tabla 1 muestra la calidad de agua del río Damas y sus tributarios al momento del estudio.

Muestreo y análisis

Los macroinvertebrados bentónicos fueron muestreados en enero de 1998, en 14 estaciones distribuidas en el curso principal de la cuenca y sus tributarios (Fig. 1). Como una manera de estandarizar los sitios de muestreo en cuanto a sus características físicas, se muestrearon sólo los

hábitats con fondos de bolones (60-100 mm de diámetro), con velocidades moderadas ($0,2-0,3 \text{ m s}^{-1}$) y baja profundidad (0,20-0,25 m). Los muestreos se realizaron mediante una red Surber de $0,09 \text{ m}^2$ de área de superficie de muestreo, considerando cuatro muestras por estación, las cuales fueron agrupadas para el análisis posterior de datos. Las muestras fueron almacenadas en bolsas plásticas, etiquetadas y fijadas con formalina neutra al 5 %, para la posterior separación e identificación de los organismos hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Se determinó biomasa como peso húmedo empleando una balanza analítica Precisa 240A.

Las estaciones fueron comparadas para definir áreas de la cuenca con similar composición taxonómica. Para ello se analizó una matriz de densidad correspondiente a la abundancia de cada taxa por estación de muestreo (datos con transformación $\log_{10} x + 1$), empleando como medida de disimilitud el índice de Bray & Curtis (1957) y el método de la media ponderada para construir el dendrograma (UPGMA).

Para el cálculo del IBF, los taxa fueron agrupados en sus respectivas familias, asignando el puntaje de tolerancia sugeridos por Hauer &

Lamberty (1996), y se determinó el número total de individuos pertenecientes a cada familia. En la Tabla 2 se presentan las tolerancias de cada familia empleadas en el cálculo del índice; estas varían entre 0 (taxa sensible) a 10 (taxa tolerante). Para el cálculo del índice se siguió a Hilsenhoff (1988), para lo cual los puntajes de tolerancia fueron multiplicados por su correspondiente número de individuos. Posteriormente, los resultados obtenidos para cada familia fueron sumados y luego divididos por el número total de individuos de todas las familias obtenidos en la estación de muestreo. Los valores obtenidos fueron clasificados en siete clases de calidad (Tabla 3).

Con el objeto de contrastar los puntajes obtenidos del IBF con las características físico-químicas del ecosistema fluvial, los puntajes de cada estación se correlacionaron con los valores medidos contemporáneamente por Parra et al. (1999), de las siguientes variables de la columna de agua: temperatura, pH, conductividad eléctrica, color, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), turbidez y sólidos suspendidos (orgánicos, inorgánicos y totales).

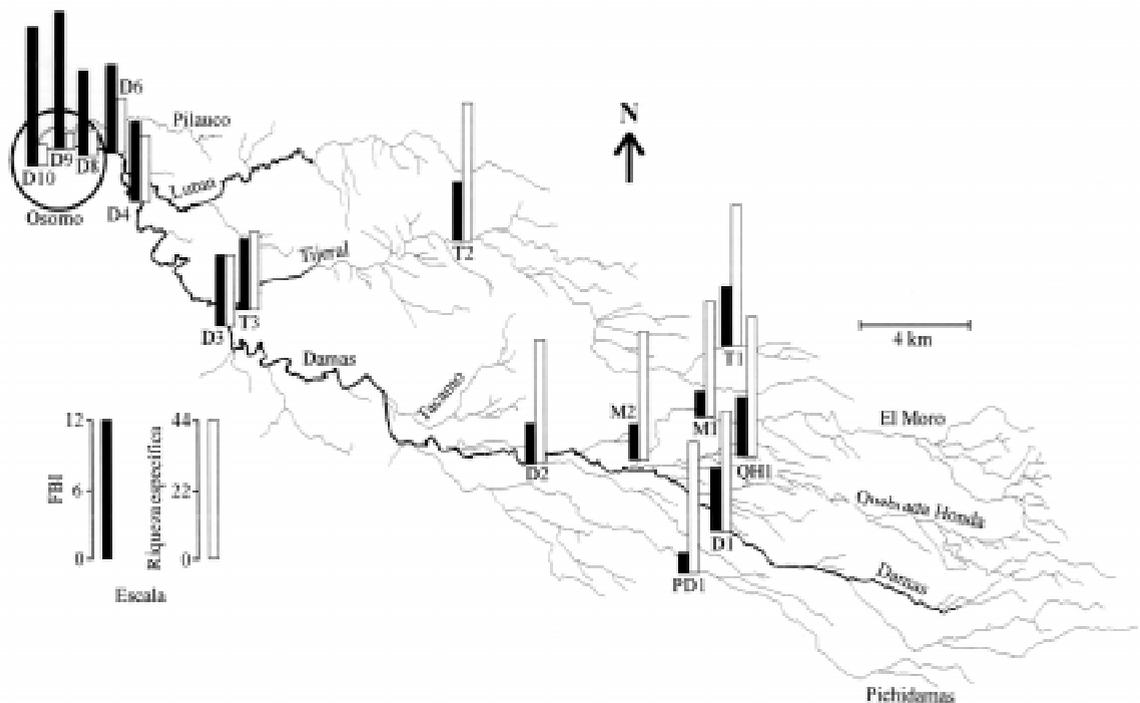


Fig. 1: Localización de los sitios de muestreo y variabilidad espacial de la riqueza específica y del Índice Biótico de Familias (IBF), en la Cuenca Hidrográfica del río Damas (Chile).

Location of sampling sites and spatial variability in species richness and the Family Biotic Index (FBI), in the Damas River Basin (Chile).

TABLA 1

Datos físico-químicos de calidad de agua en 14 estaciones de muestreo localizadas en la cuenca de río Damas (modificada de Parra et al. 1999). La ubicación de cada estación de muestreo aparece señalada en la Fig. 1

Physico-chemical data of water quality recorded at 14 sampling stations located throughout the Damas river basin (modified from Parra et al. 1999). Location of each sampling stations can be seen in seen in Fig. 1

Parámetro	D1	D2	D3	D4	D6	D8	D9	D10	T1	T2	T3	M1	QH1	PD1
Temperatura (°C)	13,4	15,3	15,7	18,4	19,5	19,2	19,7	20,3	12,7	12,7	16,0	15,2	13,5	14,2
pH	7,40	7,2	7,3	7,3	7,2	7,2	7,2	7,1	7,3	7,6	7,49	7,3	7,42	7,3
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	65,9	74,6	76,3	96,7	118,9	117,3	105,7	94,4	83,9	85,4	86,8	68,5	77,2	61,3
Turbidez (UTN)	3,8	3,1	3,2	5,4	5,8	3,3	3,3	5,1	2,5	2,6	4,6	3,2	6,0	5,8
Oxígeno disuelto (mg L^{-1})	8,2	7,5	7,4	6,8	3,0	4,6	5,0	6,4	6,3	6,0	8,8	7,1	7,6	7,9
Color (Pt/Co)	26,3	27,3	34,9	32,6	46,3	45,2	44,4	43,3	39,3	37,2	41,8	24,7	23,7	24,3
Sólidos orgánicos en suspensión (mg L^{-1})	1,8	4,2	3,0	5,2	5,4	5,4	4,4	4,6	4,4	2,6	3,4	9,2	10,4	
Sólidos inorgánicos en suspensión (mg L^{-1})	2,6	3,0	2,0	6,1	4,6	2,4	4,4	3,6	3,8	2,0	5,2	4,8	6,8	3,6
DBO ₅ (mg L^{-1})	1,2	1,1	1,8	3,2	8,8	3,3	2,5	2,6	2,0	1,0	1,8	1,0	1,1	1,1
DQO (mg L^{-1})	19,1	11,9	9,6	12,7	20,6	13,7	11,9	11,9	11,9	12,2	14,3	10,0	9,9	10,1
Nitrógeno total (mg L^{-1})	0,38	0,28	0,34	0,45	0,94	0,71	0,68	0,75	0,47	0,34	0,54	0,36	0,43	0,35
Nitrito (mg L^{-1})	0,003	0,002	0,010	0,020	0,060	0,023	0,030	0,020	0,010	0,010	0,012	0,003	0,005	0,002
Fósforo total (mg L^{-1})	0,03	0,05	0,04	0,07	0,18	0,14	0,14	0,15	0,05	0,07	0,07	0,03	0,07	0,04
Cadmio (mg L^{-1})	<0,001	-	<0,001	-	<0,001	-	-	<0,001	<0,001	-	<0,001	-	-	-
Cromo (mg L^{-1})	<0,001	-	<0,001	-	<0,001	-	-	<0,001	<0,001	-	<0,001	-	-	-
Mercurio ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,07	-	0,14	-	0,12	-	-	0,12	<0,10	-	<0,10	-	-	-
Plomo (mg L^{-1})	<0,001	-	<0,001	-	<0,001	-	-	<0,001	<0,001	-	<0,001	-	-	-
Cobre (mg L^{-1})	0,007	-	0,006	-	0,008	-	-	0,008	<0,010	-	0,008	-	-	-
Manganeso (mg L^{-1})	0,042	-	0,043	-	0,062	-	-	0,026	0,029	-	0,024	-	-	-
Fierro (mg L^{-1})	0,75	-	0,47	-	0,78	-	-	1,08	0,78	-	0,55	-	-	-
Aluminio (mg L^{-1})	0,18	-	0,22	-	0,22	-	-	0,17	0,38	-	0,22	-	-	-
Hidrocarburos totales (mg L^{-1})	0,25	-	0,05	-	0,06	-	-	0,32	0,64	-	0,12	-	-	-
a-BHC (ng L^{-1})	<0,1	-	0,24	-	<0,1	-	-	<0,1	<0,1	-	<0,1	-	-	-
Heptacloro (ng L^{-1})	0,93	-	2,61	-	0,94	-	-	1,36	0,99	-	0,74	-	-	-
Endosulfan (ng L^{-1})	0,17	-	<0,1	-	0,31	-	-	0,27	<0,1	-	<0,1	-	-	-
Endrin (ng L^{-1})	<0,1	-	<0,1	-	<0,1	-	-	<0,1	<0,1	-	<0,1	-	-	-
pp'DDD (ng L^{-1})	<0,1	-	<0,1	-	<0,1	-	-	<0,1	<0,1	-	<0,1	-	-	-
pp'DDT (ng L^{-1})	2,96	-	<0,1	-	<0,1	-	-	0,79	1,31	-	<0,1	-	-	-
Metoxyclor (ng L^{-1})	<0,1	-	<0,1	-	<0,1	-	-	<0,1	<0,1	-	<0,1	-	-	-

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La cuenca del Río Damas posee una elevada diversidad con respecto a otras áreas del centro-sur chileno. Se registró un total de 77 taxa (Tabla 4), 75 % de los cuales correspondió a estados inmaduros de insectos. Los órdenes más diversos fueron Plecoptera (16 %), Trichoptera (16 %), Diptera (14 %) y Ephemeroptera (12 %). A pesar de su reducida superficie (514 km²), la cuenca posee aproximadamente un 60 % del número de taxa registrados en cuencas chilenas grandes, tales como la cuenca del río Bio-Bío con una superficie de 24.200 km² (Valdovinos et al. 1993) y la del río Itata de 11.090 km² (Valdovinos & Araya 1998).

En relación al hábitat fluvial, el río Damas y sus tributarios presentan a lo largo de prácticamente todo su cauce características típicas de rítrón, con

un fondo predominantemente de bolones y alternancias de rápidos y pozones, por lo cual se esperaba encontrar una biota con una de distribución espacial relativamente homogénea en toda la cuenca (Whiles et al. 2000, Rice et al. 2001), situación que claramente no fue observada. En contraste, la biota presentó un gradiente desde la cabecera de la cuenca hasta su confluencia con el río Rahue, revelando que la riqueza específica tiende a decrecer hacia aguas abajo, siendo excluidos todos los taxa reconocidamente sensibles y moderadamente sensibles a la contaminación, pertenecientes a los órdenes Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera (Norris & Hawkins 2000, Battle & Golladay 2001, Mebane 2001, Rabeni & Wang 2001, Rice et al. 2001, Timm et al. 2001, Klemm et al. 2002, Ogbeibu & Oribhabor 2002). En la situación más extrema, localizada en la ciudad de Osorno (ubicada al cierre de la cuen-

ca), sólo dominaron taxa de gran tolerancia a la contaminación, como Oligochaeta (*Tubifex*), Hydrudinea, Diptera (Chironomidae spp.) y Gastropoda (*Physa*), capaces de habitar por extensos periodos en aguas con concentraciones muy bajas de oxígeno (Beavan et al. 2001, Kay et al. 2001, Newall & Tiller 2002). La mayor parte de estos taxa tolerantes también se encuentran presentes en la parte media y alta de la cuenca. Sin embargo, sólo en la parte baja alcanzan elevada abundancia y biomasa, favorecidos por su tolerancia y la elevada disponibilidad de detritus orgánico que forma parte de su dieta. Se observó un gradiente en la riqueza específica a lo largo de la cuenca (Fig. 1, Tabla 5), con valores que fluctuaron entre 33 y 34 especies en la cabecera de la cuenca (D1-D3) y entre 6 y 8 en la parte baja, dentro de la ciudad de Osorno (D8-D10). Una tendencia inversa se observó en el caso de las abundancias y biomásas. Las abundancias fueron moderadas en la cabecera ($9,6 \cdot 10^3 - 22,6 \cdot 10^3 \text{ N m}^{-2}$, D1-D3) y notablemente elevadas en la parte baja ($345,8 \cdot 10^3 - 1.410,4 \cdot 10^3 \text{ N m}^{-2}$, D8-D10). Por otra parte, las biomásas fueron moderadas en la cabecera ($17,1 - 29,0 \text{ g húmedo m}^{-2}$, D1-D3) y notablemente elevadas en la parte baja ($653,7 - 2.111,9 \text{ g húmedo m}^{-2}$, D8-D10).

La clasificación de las estaciones de muestreo mediante análisis de conglomerados (Fig. 2), permitió reconocer tres grupos de estaciones (a una línea arbitraria de corte de un 35 % de similitud), los cuales se ajustan a su ubicación espacial dentro de la cuenca. El Grupo 1 se localiza en la parte alta (D1-2, T1, M1-2, T2, PD1, QH1), el Grupo 2 en la parte media (D3-4, D6, T3) y el Grupo 3 en la

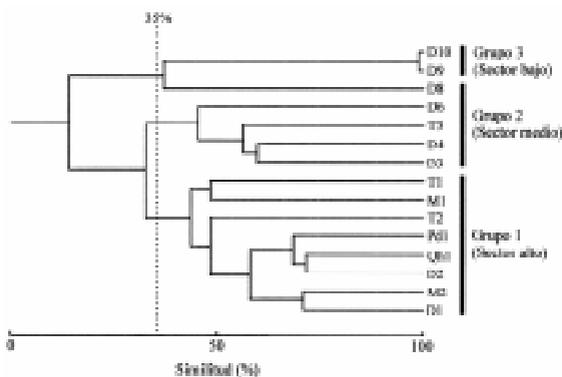


Fig. 2: Dendrograma que agrupa los sitios de muestreo de acuerdo a la composición de especies y abundancia poblacional de macroinvertebrados bentónicos de la Cuenca Hidrográfica del río Damas (Chile).

Cluster of sampling sites according to species composition and population abundance of benthic macroinvertebrates of the Damas River Basin (Chile).

el curso inferior, en la ciudad de Osorno (D9 y D10). Los taxa dominantes responsables de estas agrupaciones de estaciones fueron los siguientes: Grupo 1 = Gripopterygidae indet. (Plecoptera), *Andesiops* sp. (Ephemeroptera) y Elmidae indet. (Coleoptera), que corresponden a taxa altamente sensibles a la contaminación (Abel 1989); Grupo 2 = *Smicridea* spp. (Trichoptera), *Deceptiviosa* sp. (Ephemeroptera) y *Meridialaris* sp. (Ephemeroptera), que son taxa moderadamente sensibles (Abel 1989), y Grupo 3 = *Tubifex* sp. (Oligochaeta), Chironomidae (Diptera) y *Messobdella* sp. (Hirudinea), los cuales son taxa reconocidamente tolerantes a la contaminación (Woodiwiss 1964, Abel 1989).

El IBF presenta un patrón similar a las abundancias y biomásas e inverso a la riqueza específica, con una clara tendencia a valores mayores (menor calidad) hacia el cierre de la cuenca; Fig. 1, Tabla 5). La cabecera de la cuenca presentó valores entre 3,3 y 6,0 (D1-D3), lo cual corresponde de Clase I (excelente) a Clase V (relativamente mala). En contraste, al cierre de la cuenca fluctuaron entre 7,5 y 11,2 (D8-D10), correspondiendo a la Clase VII (muy mala).

El estudio de los macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores de calidad de agua, permite estimar si han sido afectados por cambios físicos o químicos de su hábitat, pero no indica directamente cual es la causa específica que los afecta, lo cual debe ser estimado mediante su asociación con información del hábitat físico (e.g., substrato de fondo, velocidad de la corriente, profundidad) y a potenciales fuentes de estrés (e.g., contaminantes acuáticos) (Bis et al. 2000, Nerbonne & Vondracek 2001, Liljaniemi et al. 2002). Al respecto, el IBF se correlacionó positivamente ($n = 15$; $P < 0,05$) con las variables: fósforo total ($r^2 = 0,71$), temperatura ($r^2 = 0,66$), nitrito ($r^2 = 0,56$), conductividad eléctrica ($r^2 = 0,50$), demanda biológica de oxígeno ($r^2 = 0,46$) y nitrógeno total ($r^2 = 0,46$), y negativamente con oxígeno disuelto ($r^2 = 0,53$), las cuales son variables estrechamente asociadas a actividades agrícolas y ganaderas (Bis et al. 2000, Lyons et al. 2000, Whiles et al. 2000, Fitzpatrick et al. 2001, Stewart et al. 2001, Liljaniemi et al. 2002), que en este caso se desarrollan en ca. 78 % de la superficie de la cuenca (Parra et al. 1999). Por otra parte, no se evidenció una correlación significativa con las variables pH, turbidez, color, sólidos suspendidos (orgánicos, inorgánicos y totales) y demanda química de oxígeno.

Sobre la base de un análisis integrado de 32 variables físico-químicas y microbiológicas, cuantificadas en la columna de agua contemporáneamente al presente estudio, Parra et al. (1999)

elaboraron un mapa de calidad de agua de la cuenca, empleando los criterios de Lombardía (ver Vighi et al. 1993). Esta normativa fue empleada en el estudio mencionado, dada la ausencia en Chile en ese momento, de una normativa de clasificación de la calidad de aguas continentales. La clasificación obtenida para las mismas estaciones en base a datos de la columna de agua

(Parra et al. 1999), con la clasificación obtenida en base a información biológica (IBF del presente estudio), no muestran una correlación significativa ($r^2 = 0,24$; $n = 15$; $P > 0,05$; Fig. 3A), sugiriendo que el IBF es más sensible al efecto de las prácticas agrícolas y ganaderas (e.g., fósforo, Fig. 3B), que los criterios de Lombardía, los que serían más sensibles a los aportes de tipo urbano

TABLA 2

Valores de tolerancia de macroinvertebrados bentónicos utilizados en la determinación de Índice Biótico de Familias (IBF) (adaptada de Hauer & Lamberti 1996)

Tolerance values of benthic macroinvertebrates based on the determination of the Family Biotic Index (FBI)
(adapted from Hauer & Lamberti 1996)

Orden (o Clase)	Familia	Valor de tolerancia	Orden (o Clase)	Familia	Valor de tolerancia		
Plecoptera	Gripopterygiidae	1	Megaloptera	Corydalidae	0		
	Notonemouridae	0		Sialidae	4		
	Perlidae	1	Lepidoptera	Pyalidae	5		
	Diamphipnoidae	0					
	Eustheniidae	0					
	Austroperlidae	1	Platyhelminthes	Turbellaria	4		
Ephemeroptera	Baetidae	4		Acari	4		
	Caenidae	7	Decapoda	6			
	Leptophlebiidae	2	Coleoptera	Elmidae	4		
	Siphonuridae	7				Psephenidae	4
	Oligoneuridae	2					
	Ameletopsidae	2					
	Coloburiscidae	3	Diptera	Athericidae	2		
	Oniscigastridae	3		Blephariceridae	0		
Odonata	Aeshnidae	3		Ceratopogonidae	6		
	Calopterygidae	5		Chironomidae	7		
	Gomphidae	1		Empididae	6		
	Lestidae	9		Ephydriidae	6		
	Libellulidae	9		Psychodidae	10		
	Coenagrionidae	9		Simuliidae	6		
	Cordulidae	5	Tipulidae	3			
	Petaluridae	5	Amphipoda	Gammaridae	4		
Trichoptera	Calamoceratidae	3		Hyalellidae	8		
	Glossosomatidae	0	Mollusca	Amnicolidae	6		
	Helicopsychidae	3		Lymnaeidae	6		
	Hydropsychidae	4		Physidae	8		
	Hydroptilidae	4		Sphaeriidae	8		
	Leptoceridae	4		Chiliniidae	6		
	Limnephilidae	2		Oligochaeta	Hirudinea	8	
	Ecnomidae	3					
	Helicophidae	6					
	Polycentropodidae	3	Hirudinea	Hirudinea	10		
	Philopotamidae	2					
	Hydrobiosidae	0					
	Sericostomatidae	3					

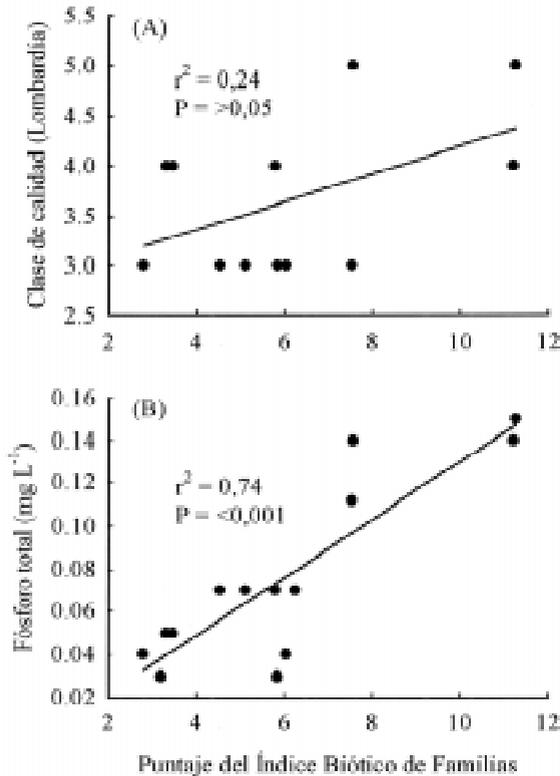


Fig. 5: Correlación entre el puntaje del índice Biótico de Familias (IBF) con los siguientes parámetros del ecosistema fluvial: (A) clases de calidad de agua según criterios físico-químicos (Norma de Lombardía) y (B) concentraciones de fósforo total.

Correlation between the Family Biotic Index (FBI) scores and the following parameters of the fluvial ecosystem: (A) water quality classes according to physico-chemical criteria (Lombardy Normative) and (B) concentrations of total phosphorous.

(e.g., colimetrías) e industrial. Según Parra et al. (1999), el aporte difuso de nutrientes es el principal factor que afecta la calidad del agua en los sectores medios de la cuenca, adquiriendo las fuentes puntuales mayor relevancia en el curso inferior (e.g., descargas de purinas de lecherías, de agroindustrias y domésticas). Al respecto se estimó que el aporte de nutrientes al río debido a fuentes difusas, era en el momento del presente estudio, de 43 ton año⁻¹ de fósforo y de 567 ton año⁻¹ de nitrógeno, ambos procedentes entre un 86 y 88 % de fertilizantes empleados en las praderas artificiales con fines ganaderos. Estos fertilizantes serían los principales factores que explicarían el empobrecimiento de la macrofauna bentónica a lo largo de la cuenca. Este empobrecimiento en la macrofauna no pudo deberse a la presencia de otro tipo de contaminantes tales como metales pesados o plaguicidas, los cuales se

encuentran ausentes o en muy bajas concentraciones a lo largo de toda la cuenca (Tabla 1). Tampoco podría asociarse directamente a un incremento en la abundancia de peces. Por el contrario, el estudio de la ictiofauna efectuado contemporáneamente al estudio de los macroinvertebrados bentónicos (Parra et al. 1999), mostró que las nueve especies registradas (*Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*, *Galaxias maculatus*, *G. platei*, *Brachygalaxias bullocki*, *Trichomycterus aerolatus*, *Percichthys trucha*, *Percilia gillissi*, *Cheirodon australe* y *Geotria australis*), presentan una distribución más o menos homogénea en la cuenca, a excepción del tramo final del río Damas, en el cual se observó un marcado empobrecimiento de la diversidad y abundancia.

Los resultados obtenidos en el presente estudio, sugieren que el IBF es un buen indicador de la calidad de las aguas de los ríos de cuencas agrícolas y ganaderas del sur de Chile. Sin embargo, la aplicación del IBF en otras cuencas debiera realizarse con precaución, debido a que pueden existir factores diferentes a los nutrientes que pudieran estar afectando a las comunidades acuáticas. Al respecto, se sugiere complementar el estudio de los macroinvertebrados bentónicos con adecuadas caracterizaciones de la columna de agua, ictiofauna y de las actividades productivas desarrolladas en las cuencas. Si bien los valores de tolerancia de macroinvertebrados bentónicos se correlacionaron con algunas de las variables físico-químicas consideradas, es fundamental desarrollar estudios adicionales que permitan evaluar experimentalmente la tolerancia de taxa locales frente a otro tipo de contaminantes.

TABLA 3

Sistema de clasificación de calidad de agua basado en los valores del Índice Biótico de Familias (IBF) (Hauer & Lamberti 1996)

Water quality classification system based on the Family Biotic Index (FBI) (Hauer & Lamberti 1996)

Clase de calidad	Rangos del índice Biótico de Familias (FBI)	Calidad del agua
I	< 3,75	Excelente
II	3,76-4,25	Muy buena
III	4,26-5,00	Buena
IV	5,01-5,75	Regular
V	5,76-6,50	Relativamente mala
VI	6,51-7,25	Mala
VII	> 7,26	Muy mala

TABLA 4

Listado taxonómico de los macroinvertebrados bentónicos (> 250 µm) registrados en la Cuenca Hidrográfica del río Damas (Chile)

Taxonomic list of benthic macroinvertebrates (>250 µm) recorded in the Damas river basin (Chile)

Phylum (o Clase)	Clase (u Orden)	Familia	Especie (o grupo)		
Cnidaria	Hydrozoa	Familia indet.	<i>Hydra</i> sp.		
Aschelminthes	Adenophorea	Familia indet.	Nematoda indet.		
Platyhelminthes	Turbellaria	Dugesidae	<i>Dugesia anceps</i>		
	Temnocephala	Temnocephalidae	<i>Temnocephala chilensis</i>		
Annelida	Oligochaeta	Tubificidae	<i>Tubifex</i> sp.		
	Hirudinea	Familia indet.	<i>Mesobdella</i> sp.		
Mollusca	Gastropoda	Ancylidae	<i>Gundlachia gayana</i>		
		Physidae	<i>Physa chilensis</i>		
Crustacea	Bivalvia	Chilinae	<i>Chilina ampullacea</i>		
		Amnicolidae	<i>Littoridina cumingi</i>		
		Sphaeriidae	<i>Pisidium chilense</i>		
		Hyriidae	<i>Diplodon chilensis</i>		
		Aegidae	<i>Aegla</i> sp.		
		Parastacidae	<i>Samastacus spinifrons</i>		
		Hyalellidae	<i>Hyalella curvispina</i>		
		Asellidae	<i>Heterias</i> sp.		
		Chelicerata	Acari	Familia indet.	Hydracarina indet.
				Protura	Protura indet.
Insecta	Odonata	Familia indet.	Zigoptera indet.		
		Ephemeroptera	<i>Syphlonella</i> sp.		
Insecta	Plecoptera	Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> spp.		
			<i>Penaphlebia</i> sp.		
			<i>Nousia</i> sp.		
			<i>Massartelopsis</i> sp.		
			<i>Massartela</i> sp.		
			<i>Hapsiphlebia</i> sp.		
			<i>Andesiops</i> sp.		
			<i>Deceptiviosa</i> sp.		
			<i>Limnoperla jaffueli</i>		
			<i>Antarctoperla michaelsoni</i>		
			<i>Pelurgoperla personata</i>		
			<i>Senzilloides</i> sp.		
			Gripopterygidae indet. 1		
			Gripopterygidae indet. 2		
			<i>Udamocercia</i> sp.		
			<i>Astronemoura</i> sp.		
			<i>Klapopteryx armillata</i>		
			<i>Klapopteryx kuscheli</i>		
			<i>Kemnyella genualis</i>		
			<i>Diamphipnopsis samali</i>		
Homoptera	Aphidae	Familia indet.	Aphidae indet.		
		Corixidae	Corixidae indet.		
Hemiptera	Corydalidae		<i>Protochauliodes</i> sp.		
			<i>Sialis chilensis</i>		
Megaloptera	Sialidae		<i>Nothotauna reedi</i>		
			<i>Mastigoptyla brevicornuta</i>		
Mecoptera	Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Smicridea</i> sp.		
		Hydropsychidae	<i>Metricia</i> sp.		
Insecta	Plecoptera	Limnephilidae	Limnephilidae indet.		
		Leptoceridae	<i>Brachysetodes</i> sp.		
			Leptoceridae indet. 1		
			Leptoceridae indet. 2		
			Leptoceridae indet. 3		
			Ecnomiidae indet.		
			Helicophidae indet.		
			Philopotamidae indet.		
			Hydrobiosidae indet.		
		Coleoptera	Elmidae		Elmidae indet.
					Gyrinidae indet.
		Diptera	Psephenidae		Psephenidae indet.
					Limnichidae indet.
		Diptera	Curculionidae		Curculionidae indet.
					Chironomidae spp. indet.
		Diptera	Psychodidae		Psychodidae indet.
					Dixidae indet.
		Diptera	Ceratopogonidae		Ceratopogonidae indet.
					Empididae indet.
		Diptera	Simuliidae		Simuliidae indet.
	<i>Aphrophila bidentata</i>				
Diptera	Tipulidae		Limoniinae indet.		
			Ephryidae indet.		
Lepidoptera	Athericidae		Athericidae indet.		
			Pyrilidae indet.		

TABLA 5

Abundancia, biomasa, Índice Biótico de Familias (IBF) y clases de calidad asociadas, para cada sitio de muestreo de la Cuenca Hidrográfica del Río Damas (Chile)

Abundance, biomass, family biotic index (FBI) and associated class of quality for each sampling site of the Damas river basin (Chile)

Río	Estación	Riqueza específica	Abundancia (N 10 ³ m ⁻²)	Biomasa (g húmedo m ⁻²)	Valor de calidad	Clase de IBF	
Damas	D1	34	22,6	22,9	5,84	V	
	D2	33	3,9	29,0	3,32	I	
	D3	22	9,6	17,1	6,04	V	
	D4	21	14,2	9,8	6,25	V	
	D6	18	272,3	126,0	7,54	VII	
	D8	8	1.410,4	2111,9	7,57	VII	
	D9	5	485,4	901,3	11,21	VII	
	D10	6	345,8	653,7	11,26	VII	
	Pichidamas	PD1	42	13,5	46,2	2,80	I
	El Moro	M1	36	6,5	23,6	3,20	I
M2		42	14,6	11,4	4,54	III	
Quebrada Honda	QH1	43	33,4	43,9	5,11	III	
Tacamo	T1	43	58,2	33,6	3,47	I	
	T2	42	12,5	24,4	4,53	III	
	T3	23	18,6	10,0	5,79	V	

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a nuestro querido amigo y maestro Dr. Hugo Campos Cereceda (†), de la Universidad Austral de Chile, por sus valiosos comentarios y el estudio de la ictiofauna. Igualmente se agradece al Dr. Lisandro Chuecas, al Sr. Raúl Arteaga de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) de la Décima Región de Chile, y a la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción, por las facilidades dadas para la realización de este estudio. Proyecto financiado por CONAMA 07-0002-046/97 y parcialmente por FONDECYT 1000526.

LITERATURA CITADA

- ABEL P (1989) Water pollution biology. Ellis Horwood, Chichester, United Kingdom. 387 pp.
- ARENAS J (1995) Composición y distribución del macrozoobentos del curso principal del río Biobío, Chile. Medio Ambiente (Chile) 12: 39-50.
- BATTLE J & SW GOLLADAY (2001) Water quality and macroinvertebrate assemblages in three types of seasonally inundated limesink wetlands in southwest Georgia. Journal of Freshwater Ecology 16: 189-207.
- BEAVAN L, J SADLER & C PINDER (2001) The invertebrate fauna of a physically modified urban river. Hydrobiologia 445: 97-108.
- BIS B, A ZDANOWICZ & M ZALEWSKI (2000) Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. Hydrobiologia 422: 369-387.
- BLOCKSOM KA, JP KURTENBACH, DJ KLEMM, FA FULK & SM CORMIER (2002) Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. Environmental Monitoring and Assessment 77: 311-333.
- BRAY J & J CURTIS (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27: 325-349.
- CAMPOS H, J ARENAS, C JARA, T GONSER & R PRINS (1984) Macrozoobentos y fauna íctica de las aguas límnicas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). Medio Ambiente (Chile) 7: 52-64.
- CHUTTER F (1972) An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. Water Research 6: 19-30.
- DEWALT RE, DW WEBB & MA HARRIS (1999) Summer Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) species richness and community structure in the lower Illinois River basin of Illinois. Great Lakes Entomologist 32: 115-132.
- EATON L (2001) Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters. Marine Pollution Bulletin 42: 23-30.
- FIGUEROA R, E ARAYA & C VALDOVINOS (2000) Deriva de macroinvertebrados bentónicos en un sector de río: Río Rucúe, Chile centro-sur. Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción (Chile) 71: 23-32.

- FITZPATRICK FA, BC SCUDDER, BN LENZ & DJ SULLIVAN (2001) Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1489-1507.
- HABITE, C BERTRÁN, S AREVALO & P VICTORIANO (1998) Benthonic fauna of the Itata river and irrigation canals (Chile). *Irrigation Sciences* 18: 91-99.
- HAUER F & G LAMBERTY (1996) *Methods in stream ecology*. Academic Press, New York, New York, USA. 674 pp.
- HILSENHOFF W (1988) Rapid field assesment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68
- KAY WR, SA HALSE, MD SCANLON & MJ SMITH (2001) Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 182-199.
- KLEMM DJ et al. (2002) Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the mid-Atlantic highlands region. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 169-212.
- KOLKWITZ R & M MARSSON (1909) *Okologie der tierischen Saprobien. Beitrage zur Lehre von der biologischen Gewasserbeurteilung. Internationale der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 2: 126-152.
- LILJANIEMI P, KM VUORI, B ILYASHUK & H LUOTONEN (2002) Habitat characteristics and macroinvertebrate assemblages in boreal forest streams: relations to catchment silvicultural activities. *Hydrobiologia* 474: 239-251.
- LYONS J, SW TRIMBLE & LK PAINE (2000) Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central North America. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 919-930.
- MAXTED JR et al. (2000) Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 128-144.
- MEBANE CA (2001) Testing bioassessment metrics: macro invertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. *Environmental Monitoring and Assessment* 67: 293-322.
- MOYA C, C VALDOVINOS & V OLMOS (en prensa) Efecto de un embalse sobre la deriva de macroinvertebrados en el río Bio-Bío (Chile central). *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* (Chile)
- MUÑOZ S, G MENDOZA & C VALDOVINOS (2001) Evaluación rápida de la biodiversidad en cinco sistemas lénticos de Chile central: macroinvertebrados bentónicos. *Gayana Zoológica* (Chile) 65: 173-180.
- NERBONNE BA & B VONDRACEK (2001) Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* 28: 87-99.
- NEWALL P & D TILLER (2002) Derivation of nutrient guidelines for streams in Victoria, Australia. *Environmental Monitoring and Assessment* 74: 85-103.
- NORRIS RH & CP HAWKINS (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.
- OGBEIBU AE & BJ ORIBHABOR (2002) Ecological impact of river impoundment using benthic macroinvertebrates as indicators. *Water Research* 36: 2427-2436.
- PARRA O, C VALDOVINOS, H CAMPOS, R FIGUEROA, P DEBELS & C ZAROR (1999) Diagnóstico de la calidad del río Damas, X Región, lineamientos para un plan de prevención y/o descontaminación. Informe Final, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción 1: 1-286.
- RABENI CF & N WANG (2001) Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the chironomidae necessary? *Environmental Monitoring and Assessment* 71: 177-185.
- RICE SP, MT GREENWOOD & CB JOYCE (2001) Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 824-840.
- ROSENBERG DM & VH RESH (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, New York, USA. 488 pp.
- STEWART JS, LZ WANG, J LYONS, JA HORWATICH & R BANNERMAN (2001) Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1475-1487.
- STRAHLER A (1985) *Modern physical geography*. Third edition. John Wiley & Sons, New York, New York, USA. 488 pp.
- TIMM H, M IVASK & T MOLS (2001) Response of macroinvertebrates and water quality to long-term decrease in organic pollution in some Estonian streams during 1990-1998. *Hydrobiologia* 464: 153-164.
- VALDOVINOS C (2001) Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 445-453.
- VALDOVINOS C & E ARAYA (1998) Zoobentos. Documento de síntesis, estudio de línea de base para la evaluación del impacto ambiental del Complejo Forestal Industrial Itata, centro EULA-Chile, Universidad de Concepción: 67-77.
- VALDOVINOS C & R FIGUEROA (2000) Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiologia* 429: 151-156.
- VALDOVINOS C, J STUARDO & J ARENAS (1993) Estructura comunitaria del macrozoobentos de la zona de transición rítrón-potamón del río Biobío. *Monografías Científicas EULA* (Chile) 12: 217-247.
- VIGHI M, O PARRA, C VALDOVINOS & R URRUTIA (1993) Mapas de la calidad del agua del río Biobío y afluentes principales. *Monografías Científicas EULA* (Chile) 12: 1-13.
- WENTE SP (2000) Proximity-based measure of land use impacts to aquatic ecosystem integrity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1148-1152.

- WHILES MR, BL BROCK, AC FRANZEN & SC DINSMORE (2000) Stream invertebrate communities, water quality, and land-use patterns in an agricultural drainage basin of northeastern Nebraska, USA. *Environmental Management* 26: 563-576.
- WOODIWISS F (1964) The biological system of stream classification used by Trend River Board. *Chemistry and Industry* 14: 443-447.

Editor Asociado: Sergio Navarrete

Recibido el 25 de enero de 2002; aceptado el 8 de enero de 2003