

Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile

Francisco Correa-Araneda^{1,2,*}, Reinaldo Rivera^{2,4}, Jonathan Urrutia^{2,5}, Patricio De Los Ríos³, Ángel Contreras² y Francisco Encina-Montoya³

¹ Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco. Casilla 15-D, Temuco, Chile.

² Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

³ Laboratorio de Limnología, Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco. Casilla 15-D, Temuco, Chile.

⁴ Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

⁵ Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

* Autor responsable de la correspondencia: franciscocorrea@udec.cl

Recibido: 14/7/2009

Aceptado: 18/11/2009

ABSTRACT

Effects of an urban zone on the benthonic macroinvertebrate community of a fluvial ecosystem in southern Chile

A healthy body of freshwater can provide numerous benefits to the society, although currently, the degradation of such ecosystems has been increased due to the establishment of urban areas along its riverbanks. In this study we analyzed the spatial effect of these zones on the water quality, using the benthonic macroinvertebrate communities as bioindicators of fluvial contamination in the Gibbs channel of the Temuco commune ($38^{\circ}46'S$ $72^{\circ}38'W$). The samplings were performed in spring, in six sites. The macrozoobenthos was composed by a total of 15 taxa, corresponding to organisms tolerant to anoxic conditions and high concentrations of organic matter, such as amphipods (*Hyalella*), dipterans (Quironomidae), and oligochaetes (Oligochaeta). There was a marked difference in the composition and abundance of taxa between the pre-urban, urban, and post-urban areas (ANOSIM Global $R = 0.882$, $p = 0.001$) tendency that was also recorded by the physicochemical parameters (ANOSIM Global $R = 0.498$, $p = 0.001$), of which pH, total suspended solids, and dissolved oxygen are those that best explained the patterns observed in the macrozoobenthos. The results obtained with the biotic family index (ChIBF) were similar to those registered in the lower parts of the basins of southern Chile and the invertebrate community was shown to be sensitive to anthropogenic disturbances.

Key words: Zoobenthos, bioindicators, fluvial ecosystem, urbanization, pollution.

RESUMEN

Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile

Un cuerpo de agua dulce saludable puede proveer de numerosos beneficios a la sociedad, aunque actualmente la degradación de este tipo de ecosistemas se ha visto incrementada por el establecimiento de centros urbanos en sus riberas. En este estudio analizamos el efecto espacial de estas zonas sobre la calidad del agua, utilizando la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de contaminación fluvial en el canal Gibbs de la comuna de Temuco ($38^{\circ}46'S$ $72^{\circ}38'W$). Los muestreos fueron realizados en la época de primavera en seis sitios. El macrozoobenthos estuvo compuesto por un total de 15 taxones, correspondientes a organismos tolerantes a condiciones de anoxia y a altas concentraciones de materia orgánica, tales como anfípodos (*Hyalella*), dípteros (Quironomidae) y oligoquetos (Oligochaeta). Hubo una marcada diferencia en la composición y abundancia de taxones entre las zonas pre-urbana, urbana y post-urbana (ANOSIM R Global = 0.882; $p = 0.001$), tendencia que también fue registrada por los parámetros fisicoquímicos (ANOSIM R Global = 0.498; $p = 0.001$), de los cuales el pH, sólidos suspendidos totales y oxígeno disuelto son los que mejor explicaron los patrones observados en

el macrozoobentos. Los resultados obtenidos con el índice biótico de familias (ChIBF) fueron similares a los registrados en las partes bajas de las cuencas del Sur de Chile y la comunidad de invertebrados demostró ser sensible a perturbaciones de origen antrópico.

Palabras clave: Zoobentos, bioindicadores, ecosistema fluvial, urbanización, contaminación.

INTRODUCCIÓN

Las perturbaciones de origen antrópico, son las que producen uno de los mayores cambios en los ecosistemas (Marchesse & Paggi, 2004). Entre ellos, los sistemas fluviales ubicados en zonas urbanas se encuentran entre los ambientes más degradados (Pavé & Marchese, 2005), debido a que su deterioro paulatino y constante, es el resultado de la interacción de aportes de contaminantes, modificación del régimen hidrológico, y cambios en la estructura de los microhábitats fluviales y riparios (Blakely & Harding, 2005).

Los aportes de contaminantes urbanos hacia flujos de aguas naturales provienen tanto de fuentes difusas (Voelz *et al.*, 2005), mediante la escorrentía superficial de las aguas pluviales (Pavé & Marchese, 2005; Blakely & Harding, 2005), como de fuentes puntuales, desde desagües cloacales y efluentes industriales (Beasley & Kneale, 2002). Ello incorpora al ambiente una alta carga de nutrientes, desechos orgánicos y compuestos químicos, cuya degradación es crítica para la calidad del agua de los ambientes dulce-acuáticos (Pavé & Marchese, 2005).

Actualmente, los macroinvertebrados bentónicos, son reconocidos y usados en todas partes del mundo como indicadores de los efectos de las actividades humanas sobre la calidad de los ecosistemas fluviales (Helawell, 1986; Plafkin *et al.*, 1989; Rosenberg & Resh, 1993; Resh *et al.*, 1995; Marchant *et al.*, 1997; Prat *et al.*, 1999; Cauchie *et al.*, 2000; Gaete *et al.*, 2000; Goitia *et al.*, 2001; Figueroa *et al.*, 2003; Xiaocheng *et al.*, 2008). Presentan una variedad de ventajas, en términos comparativos con otros métodos y con otros componentes de la biota acuática (Thor-

ne & Williams, 1997; Figueroa *et al.*, 2003), tales como; su presencia en prácticamente todos los ecosistemas acuáticos continentales, su naturaleza sedentaria, simplicidad y bajos costos de muestreo y análisis (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Jonson *et al.*, 1992; Rosenberg & Resh, 1993), además por habitar y alimentarse en los sedimentos, donde tienden a acumularse toxinas (Reece & Richardson, 2000).

En las últimas décadas, se ha observado un mayor esfuerzo por conocer las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ecosistemas acuáticos continentales chilenos (e.g. Campos *et al.*, 1984; Valdovinos *et al.*, 1993; Arenas, 1995, Habit *et al.*, 1998; Figueroa *et al.*, 2000; Valdovinos & Figueroa, 2000; Muñoz *et al.*, 2001; Valdovinos, 2001; Moya *et al.*, 2002; Bertrán *et al.*, 2006). Incorporándose recientemente como indicadores de la calidad biológica de ambientes fluviales (e.g. Figueroa *et al.*, 2003, 2005, 2006; Córdova *et al.* 2009). Sin embargo, son inexistentes estudios de ese tipo en ecosistemas lóticos de áreas urbanas de Chile.

El canal Gibbs, corresponde a un ecosistema fluvial que cruza de Este a Oeste la ciudad de Temuco, capital de la región de La Araucanía, siendo la ciudad con mayor densidad poblacional de dicha región (OESA, 2002). A lo largo de su recorrido, recibe aportes de contaminantes provenientes principalmente (en orden de importancia) de la actividad urbana, agro-ganadera e industrial, los que según Voelz *et al.* (2005) generan efectos potencialmente negativos sobre la calidad del agua. Debido a lo anterior, la presente investigación tuvo por objetivo determinar el efecto de la zona urbana de Temuco, sobre la calidad del ambiente acuático del canal Gibbs, mediante la

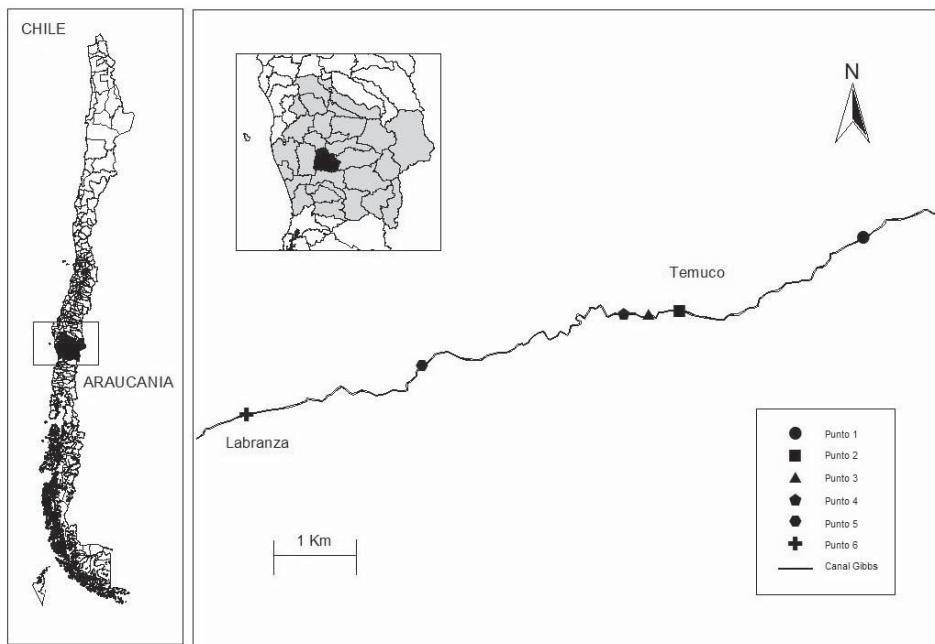


Figura 1. Ubicación del área de estudio y los puntos de muestreo, en el canal Gibbs de la ciudad de Temuco y localidad de Labranza (Chile). *Location of the study area and the sampling points, in the Gibbs channel of Temuco city and Labranza village (Chile).*

utilización de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de dicha calidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde al canal Gibbs, un sistema lótico ubicado en la ciudad de Temuco ($38^{\circ}46'S$ - $72^{\circ}38'W$; Fig. 1), capital de la región de la Araucanía. Sus aguas nacen ($38^{\circ}40'S$ - $72^{\circ}30'W$; 121,9 m.s.n.m.) y desembocan ($38^{\circ}46'S$ - $72^{\circ}46'W$; 57,6 m.s.n.m.) en la ribera norte del río Cautín. Tiene una longitud de 30 km, ocupa una superficie total de 84 km², y sus riberas presentan una densidad poblacional de 529 Hab./km² (OESA, 2002).

Muestreo

Los muestreos fueron realizados en la época de primavera de 2007, por ser el periodo en que la fauna bentónica se encuentra mejor representa-

da (Figueroa *et al.*, 2007), mediante la selección previa de seis puntos de muestreo (Fig. 1).

La estructura del hábitat de los puntos de muestreo fue estandarizada, seleccionando microhábitats con fondos de cantos rodados (entre 6-10 cm) y a una profundidad entre 0.25 y 0.30 cm, con el objeto de que los patrones espaciales de la comunidad de macroinvertebrados estuvieran explicados sólo por las variables fisicoquímicas.

El primer punto de muestreo del canal Gibbs (P1; zona pre-urbana), se localiza a 3.3 km. de su nacimiento, donde aún el impacto de la urbanización no está presente, sino que presenta un uso de suelo agrícola. Los puntos de muestreo 2, 3 y 4 (P2, P3 y P4; zona urbana) se ubican a 11.4 km, 12.7 km y 15.2 km respectivamente del inicio del canal y sus riberas están completamente urbanizadas.

Los puntos de muestreo 5 y 6 (P5 y P6; zona post-urbana) se ubican a 22.5 y 28.5 km, respectivamente, del inicio del canal y el área circundante presenta un uso de suelo agrícola para el primero de ellos y semi-urbano para el segundo punto (localidad de Labranza, figura 1), con una densidad poblacional cercana a los 25 hab./km²

(OESA, 2002), notablemente menor que en la ciudad de Temuco. En el punto 5 además se acumulan impactos provenientes de la actividad agro-ganadera desarrollada a lo largo de un tramo de 9 km posterior a la comuna de Temuco, lo que sin embargo es amortiguado por la presencia de vegetación riparia.

La fauna bentónica, fue recolectada mediante la utilización de una red Surber de 250 μm de abertura de malla (Valdovinos *et al.*, 1993; Moya *et al.*, 2002; Figueroa *et al.*, 2003a, b, 2005) y de un área de 0.25 m^2 , a través de la recolección de 3 réplicas en cada punto. Estas fueron definidas en un muestreo previo mediante la curva entre la riqueza de taxa y el número de muestras. La recolección de las muestras fue realizada en sentido contrario a la dirección del flujo del agua (remontando el cauce), con el fin de evitar la perturbación de las muestras sucesivas, por efecto de la deriva de los organismos en el proceso de remoción del sustrato. Las muestras fueron almacenadas, etiquetadas, fijadas en etanol al 95 % e identificadas a nivel taxonómico de familia (Figueroa *et al.*, 2005, 2006), a través de literatura especializada de Froehlich (1960) y claves dicotómicas de Benedetto (1974), Caamaño (1985), Fernández & Domínguez (2001), González (2003) y McLellan *et al.* (2005).

Se midieron parámetros físico-químicos *in situ* de caudal, temperatura, pH y oxígeno disuel-

to, con un kit multiparamétrico ORION modelo 250, y se recolectaron muestras de agua para el análisis de los parámetros de color, turbidez, sólidos suspendidos totales, sólidos filtrables (filtro de cerámica de 1.5 μm), materia orgánica, dureza total, cálcica y magnésica (APHA-AWWA-WPCF, 1990) obteniéndose los resultados que se representan en la Tabla 1.

Análisis estadístico

Se calculó el Índice Biótico de Familias (IBF; Hilsenhoff, 1988), el cual permite determinar distintos niveles de calidad del ambiente acuático, en una escala numérica de 0 (mejor calidad) a 10 (peor calidad). Se utilizaron los valores de tolerancia adaptados por Figueroa *et al.* (2007) para macroinvertebrados bentónicos dulceacuícolas de ríos mediterráneos de Chile (ChIBF), a los que se les incluyeron las familias Hiriidae (Mollusca), Notonectidae y Corixidae (Hemiptera) designándoles un valor de tolerancia 8, de acuerdo a los autores Bachmann (1962, 1963, 1981) Lara *et al.*, (1991, 2002), Parada & Peredo (1994), Soto & Mena (1999) y Bouchard (2004). Además se calculó la riqueza de taxa (S) y los índices de Shannon-Wiener (H') y Jaccard (J').

Para determinar la relación entre las zonas del sistema fluvial (pre-urbana, urbana y post-urbana), se determinó la abundancia de macro-

Tabla 1. Valores de los parámetros físicos y químicos ($n = 3$; promedio \pm desviación estándar) medidos en los seis puntos de muestreo. *Values of physical and chemical parameters (n = 3, mean \pm standard deviation) measured in the six sampling points.*

Parámetro	Unidad	Zona Pre-urbana		Zona Urbana		Zona Post-urbana	
		P1	P2	P3	P4	P5	P6
pH	1-14 (H^+)	7.49 \pm 0.09	7.33 \pm 0.05	7.51 \pm 0.01	7.25 \pm 0.05	7.85 \pm 0.06	7.58 \pm 0.17
Color	UPC	4.21 \pm 0.03	4.73 \pm 0.15	5.16 \pm 0.05	5.07 \pm 0.15	4.95 \pm 0.04	4.37 \pm 0.08
Turbidez	NTU	16.19 \pm 0.30	12.1 \pm 0.72	20.11 \pm 0.05	16.04 \pm 0.44	16.34 \pm 0.08	16.74 \pm 0.35
Sól. Filtrables	mg l^{-1}	3.33 \pm 0.57	3.66 \pm 0.57	6.33 \pm 0.57	7.66 \pm 0.57	5.66 \pm 0.57	5.66 \pm 0.57
Sól. Susp. Totales	mg l^{-1}	137.66 \pm 4.10	203 \pm 3.60	118.66 \pm 2.30	150.33 \pm 6.02	133 \pm 3.00	123.33 \pm 3.50
Matéria Orgánica	mg l^{-1}	134.33 \pm 4.10	169 \pm 2.64	114.66 \pm 3.05	75 \pm 2.00	92.66 \pm 2.51	88.33 \pm 2.08
Dureza Total	$\text{mg CaCO}_3 \text{ l}^{-1}$	143.66 \pm 4.10	156.9 \pm 0.60	147.73 \pm 2.97	141.7 \pm 2.36	143.1 \pm 0.91	140.16 \pm 1.71
Dureza Cálcica	$\text{mg CaCO}_3 \text{ l}^{-1}$	43.56 \pm 4.70	44.36 \pm 0.94	43.06 \pm 0.65	47.93 \pm 1.36	41.93 \pm 0.15	37.73 \pm 2.30
Dureza Magnésica	$\text{mg CaCO}_3 \text{ l}^{-1}$	100.1 \pm 0.80	112.53 \pm 0.65	104.66 \pm 2.33	93.76 \pm 1.70	93.16 \pm 1.00	94.43 \pm 0.90
Caudal	$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	0.51 \pm 0.58	0.26 \pm 0.02	0.28 \pm 0.005	0.42 \pm 0.01	0.32 \pm 0.01	0.22 \pm 0.02
Oxígeno Disuelto	mg l^{-1}	11.06 \pm 0.03	7.63 \pm 0.02	6.56 \pm 0.01	7.62 \pm 0.01	8.72 \pm 0.08	10.07 \pm 0.03
Temperatura	°C	10.43 \pm 0.30	12.33 \pm 0.20	12.06 \pm 0.25	12.3 \pm 0.10	11.2 \pm 0.36	10.86 \pm 0.15

Tabla 2. Abundancia relativa (%) de los taxa registrados en los seis puntos de muestreo. *Relative abundance (%) of the taxa recorded in the six sampling points.*

	Zona Pre-urbana	Zona Urbana			Zona Post-urbana	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Orden/Familia						
Decapoda						
Aeglidae		1.8		2.4		
Amphipoda						
Hyalellidae		3.6	4.4	7.2	48.8	39.6
Diptera						
Chironomidae		35.9	38.8	8.4	4.0	
Tipulidae						17.0
Ephemeroptera						
Coloburiscidae	2.8	0.2				
Trichoptera						
Hydropsychidae	4.7	0.5				
Hemiptera						
Corixidae					4.0	6.0
Notonectidae					5.6	4.9
Odonata						
Aeschnidae	4.7					6.6
Veneroida						
Sphaeriidae	21.3		8.4			
Hiriidae	4.7		4.8			
Basommatophora						
Chilinidae	47.9	46.8	44.4	41.0	6.4	2.2
Ancylidae		0.6				
Oligochaeta	4.3	7.9	8.8	16.9	24.0	17.6
Hirudinea	9.5	2.7	3.8	10.8	7.2	6.0

invertebrados bentónicos, posteriormente se realizó una transformación de los valores de abundancia a $\log(x + 1)$ para dar mayor peso a los taxa raros y bajar el peso a los taxa dominantes. Se utilizó la matriz de similitud generada a través del Índice de Bray-Curtis para realizar el análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS; Clarke & Green, 1988), que permitió visualizar la relación entre los grupos. Para identificar los taxa que más influyen en los patrones comunitarios obtenidos, se realizó el análisis SIMPER (similarity percent; Clarke & Warwick, 2001). Finalmente, con el fin de determinar si las zonas difieren significativamente según la abundancia del macrozoobentos, se usó el análisis ANOSIM de una vía, utilizando la zona como factor (Clarke & Warwick, 2001).

La relación entre las distintas zonas, según las variables fisicoquímicas medidas, se analizó mediante un análisis de Draftsman plot, y se procedió a realizar la transformación de todas las variables a $\log(x + 1)$, ya que mostraron una distribución sesgada en los scatterplots. Las variables fueron normalizadas por presentar distintas unidades de medida. Posteriormente se generó la matriz de distancia basada en distancia euclíadiana, a través de la cual se realizó el análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS), con el fin de poder visualizar la relación entre los grupos en una representación de 3-dimensiones. Para analizar las diferencias entre los grupos definidos de manera previa, se utilizó el análisis de una vía (ANOSIM) según la zona como factor.

Finalmente, para identificar las posibles relaciones entre las variables fisicoquímicas y las biológicas se utilizó el análisis BIOENV, usando el coeficiente de Spearman (Clarke & Ainsworth, 1993). El que permite evaluar relaciones estadísticamente significativas entre la estructura de la biota y las variables ambientales. Todos los análisis fueron realizados mediante el software estadístico Primer v.6 (Clarke & Gorley, 2006).

RESULTADOS

Se registró un total de 15 familias, pertenecientes a 11 órdenes (Tabla 2). La familia dominante fue Chilinidae en los 4 primeros puntos de muestreo (47.9%; 46.8%; 44.4% y 41% respectivamente), en tanto en los puntos 5 y 6 la familia dominante fue Hyalellidae (Tabla 2).

Respecto a los órdenes taxonómicos, en los puntos 2 y 3 destaca la mayor abundancia de los dípteros (35.9% y 38.8% respectivamente) y en los puntos 5 y 6 se observa un drástico cambio en la composición de los taxa, dominada principalmente por anfípodos y oligoquetos, que en conjunto representan el 72.8% y 57.1% respectivamente del total de los taxa (Fig. 2).

La riqueza de taxa (S) muestra el menor valor en el punto 3 (P3, 5 taxa) en tanto los demás puntos presentan variaciones mínimas, entre 7 y 8 taxa, similar a lo arrojado por el índice de Shannon-Wiener (H'), en donde la menor diversidad se obtuvo en el punto 3. El índice de Jaccard (J') entregó valores de equidad similares en cinco de los seis puntos (P1, P3-P6), con un rango entre 0.93 y 0.96 (Tabla 3), en tanto el punto 2 presentó el menor valor (0.89).

Los análisis de NMDS, tanto el realizado a partir de la matriz de datos biológicos, como el de datos ambientales (Fig. 3), mostró la formación de 3 grupos, los cuales se diferencian claramente a nivel espacial según las zonas establecidas a priori. Existen diferencias significativas entre la composición y abundancia de familias en las zonas (ANOSIM R Global = 0.882; $p = 0.001$) y también entre cada una de las zonas: pre-urbana vs. urbana (ANOSIM, parwise test $R = 0.842$; $p = 0.005$) pre-urbana vs. post-urbana

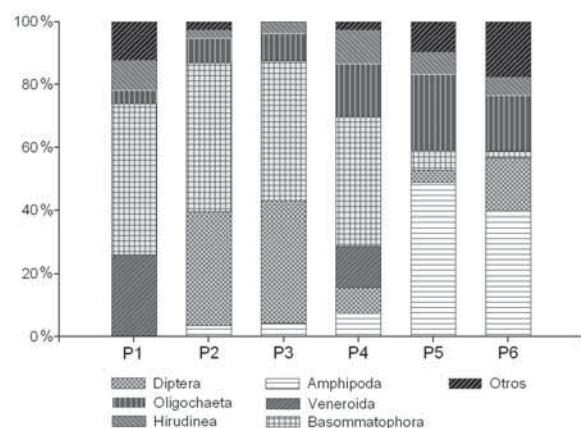


Figura 2. Abundancia relativa (%) de los principales órdenes registrados en los puntos de muestreo. *Relative abundance (%) of the principal orders registered in the sampling points.*

(ANOSIM, parwise test $R = 1$; $p = 0.012$) y entre las zonas urbana y post-urbana (ANOSIM, parwise test $R = 0.832$; $p = 0.001$). Ello también se ve representado para las variables ambientales (Fig. 3), identificando diferencias significativas a nivel espacial entre los valores de los parámetros fisicoquímicos medidos en todas las zonas (ANOSIM R Global = 0.498; $p = 0.001$), cuyos valores además presentan diferencias significativas entre cada una de las zonas: pre-urbana vs. urbana (ANOSIM, parwise test $R = 0.894$; $p = 0.005$), pre-urbana vs. post-urbana (ANOSIM, parwise test $R = 0.772$; $p = 0.012$) y también en las zonas urbana y post-urbana (ANOSIM, parwise test $R = 0.347$; $p = 0.009$).

El análisis de SIMPER mostró que las familias Chironomidae (18.75 %) y Sphaeriidae (16.37 %) son las que más aportan a las diferencias entre las zonas pre-urbana vs. urbana.

Tabla 3. Valores (promedio \pm desviación estándar) de riqueza de taxa (S), índice de similitud Jaccard (J') e índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'). *Values (mean \pm standard deviation) of taxa richness (S), Jaccard similarity index (J') and Shannon-Wiener diversity index (H').*

Puntos de muestreo	S	J'	H'
P1	8 ± 0.57	0.95 ± 0.11	1.98 ± 0.28
P2	9 ± 0.57	0.89 ± 0.14	1.95 ± 0.24
P3	5 ± 0.57	0.93 ± 0.08	1.50 ± 0.17
P4	8 ± 0.57	0.95 ± 0.09	1.98 ± 0.23
P5	7 ± 0	0.95 ± 0.03	1.85 ± 0.06
P6	8 ± 0	0.96 ± 0.01	2.01 ± 0.03

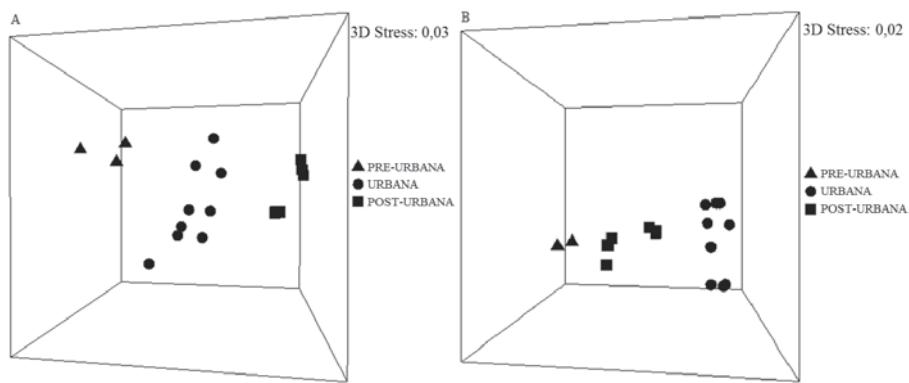


Figura 3. Gráficos de ordenamiento en 3-dimensiones del escalamiento multi-dimensional no paramétrico (NMDS) de los 6 sitios, basados en la matriz de datos biológicos (A) y matriz de datos ambientales (B), utilizando zona como factor. *Three-dimension ordination plots of the non parametric multi-dimensional scaling (NMDS) of the six sites, based on the biological data matrix (A) and the environmental data matrix (B), using area as a factor.*

Esta última familia, en conjunto con Hyalellidae contribuyen con un 30.67 % a la disimilitud entre la zona urbana y post-urbana. Finalmente las familias Chironomidae (16.09 %) y Aculidae (15.79 %) son las que en conjunto contribuyen más a la disimilitud entre las zonas pre-urbana y post-urbana.

La composición taxonómica y la abundancia de los taxa descritos anteriormente, determinaron que el índice biótico de familias (ChIBF; Tabla 4) mostrara un progresivo aumento de sus valores, y por lo tanto un empeoramiento en la calidad del ambiente acuático hasta el punto 4. Posterior a eso, dichos valores indican una leve mejora en la dicha calidad, expresada por la disminución de los valores del ChIBF en los puntos de muestreo sucesivos (P5 y P6).

El subset de parámetros fisicoquímicos que explican de mejor manera el patrón multidimensional de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos estuvo compuesto por pH, sólidos

suspendidos totales y oxígeno disuelto, con un rango de correlación de Spearman altamente significativo ($\rho = 0.694$; $P = 0.001$).

DISCUSIÓN

En general, los ensambles de invertebrados bentónicos de los ecosistemas fluviales ubicados en zonas urbanas se caracterizan por presentar pocos taxa, y los pertenecientes a los órdenes de insectos sensibles a la contaminación (Ephemeroptera, Plecoptera, y Trichoptera) están poco representados o ausentes en dichos ambientes (Campbell, 1978; Hogg y Norris, 1991; Roy *et al.*, 2003). Esto fue observado en el canal Gibbs, donde se registraron representantes de órdenes poco tolerantes en los puntos 1 y 2, con bajas abundancias relativas, los que luego desaparecen en los puntos de muestreo sucesivos. Por otra parte, dípteros (Chironomidae), anfípodos (Hyalellidae) y oligo-

Tabla 4. Valores del índice Biótico de Familias (ChIBF; Promedio \pm desviación estándar), calculados para los seis puntos de muestreo. *Values of the Biotic Family index (ChIBF; mean \pm standard deviation), calculated for the six sampling points.*

Puntos de muestreo	ChIBF	Característica ambiental
P1	6.78 \pm 0.41	Malo, muy perturbado
P2	7.39 \pm 0.25	Muy malo, fuertemente perturbado
P3	7.57 \pm 0.20	Muy malo, fuertemente perturbado
P4	7.78 \pm 0.25	Muy malo, fuertemente perturbado
P5	6.69 \pm 0.06	Malo, muy perturbado
P6	5.03 \pm 0.48	Regular, perturbado

quetos mostraron un aumento de sus abundancias en la zona urbana, lo que responde a un patrón predecible de la comunidad macrozoobentónica ante la urbanización (Voelz *et al.*, 2005). Destacan oligoquetos y gastrópodos (Chilinidae; dominante en los 4 primeros puntos) que son conocidos por presentar gran tolerancia a la contaminación (Roldán, 2003) y a perturbaciones de tipo antropogénico (Alonso & Camargo, 2005; Camargo *et al.*, 2004), además por ser capaces de habitar por extensos períodos en aguas con concentraciones muy bajas de oxígeno (Beavan *et al.*, 2001; Kay *et al.*, 2001).

Los valores de riqueza de taxa (S), equidad (J') y diversidad (H') registrados en la zona urbana, específicamente en los puntos 2 y 3, están explicados por la existencia de una marcada dominancia por parte de la familia Chironomidae y Chilinidae, la cual es mayor en términos comparativos con los demás puntos de muestreo.

La familia Chironomidae, que es la que mayormente contribuyó a la disimilitud entre las distintas zonas, ha sido reportada, para la mayoría de sus géneros, como tolerante a los efectos de la contaminación (Merritt & Cummins, 1996), siendo muchas veces el único taxón presente en ambientes perturbados (Marchesse & Paggi, 2004). Según Margalef (1983) la mayor parte de las especies pertenecientes a dicha familia son ampliamente tolerantes al enriquecimiento orgánico, siendo eficientes en la utilización del material alóctono y sus larvas son capaces de vivir en depósitos orgánicos en los cuales hay gran disponibilidad de alimento (Hellewell, 1986).

La ausencia de estudios en Chile, referentes al efecto de las zonas urbanas sobre la calidad del agua de sistemas fluviales, utilizando a la fauna bentónica como bioindicadores, hace posible realizar comparaciones sólo con los estudios de bioindicación realizados en sistemas fluviales del Sur de Chile y Argentina.

Es así, como el número de familias presentes en el área de estudio, es bajo comparado con otros ecosistemas estudiados en Chile, como los registrados por Figueroa *et al.* (2003a), con un total de 29 familias en la zona más impactada del río Damas, o por Pavé & Marchese (2005) con un total de 22 familias en un río ur-

bano de Argentina. Sin embargo, fue similar a lo registrado por Miserendino (1995) en las zonas más afectadas por efluentes cloacales (14 taxa), también en ríos argentinos.

Los valores del ChIBF del canal Gibbs se asocian a una muy mala calidad del agua, provocada por la formación de densos núcleos urbanos en torno al sistema fluvial estudiado, los que descargan de manera puntual o difusa, importantes cantidades de desechos orgánicos hacia el cuerpo de agua. Dichos valores son similares en los cinco primeros puntos, y se asemejan a los obtenidos por Figueroa *et al.* (2003a), en la parte baja de la cuenca del río Damas y a los reportados para las últimas dos estaciones y tributarios de la de la cuenca del río Chillán (Figueroa *et al.*, 2007). Al respecto, las zonas bajas de las cuencas del Sur de Chile, se caracterizan generalmente por recibir de manera sinérgica los impactos provenientes de las actividades humanas realizadas aguas arriba.

Tanto las variables ambientales como la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, presentaron diferencias significativas entre las zonas, lo cual está explicado por la variación en la composición taxonómica y la abundancia de los distintos taxa, debido en gran parte a la disminución en los niveles de oxígeno disuelto y pH, y a la disminución en los valores de sólidos suspendidos totales en la zona más impactada. El descenso en las concentraciones de oxígeno disuelto, se asocia a la incorporación de contaminantes de tipo orgánico que genera un aumento en las tasas de consumo de oxígeno en el cuerpo de agua (Sousa *et al.*, 2007). Los macroinvertebrados bentónicos respondieron de buena manera a los cambios espaciales en la calidad del agua, a pesar de que el canal presenta un grado de perturbación considerable a lo largo de todo su recorrido. Lo anterior demuestra el nivel de sensibilidad de este grupo biológico para denotar el estado ambiental de ecosistemas fluviales.

CONCLUSIONES

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos estuvo representada por un total de 15 taxa, de los cuales los más abundantes son las familias Chi-

linidae, Chironomidae y Hyalellidae, conocidos como taxa tolerantes a perturbaciones de origen antrópico, y en su conjunto demostraron ser sensibles ante variaciones ambientales.

Existe un efecto negativo en la calidad del ambiente acuático del canal Gibbs, provocado por el impacto de la zona urbana, lo que genera variaciones espaciales en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y de los parámetros fisicoquímicos del agua.

El cuerpo de agua estudiado presentó valores del Índice Biótico de Familias similares a los registrados en las zonas bajas de las cuencas del Sur de Chile, indicando que el canal Gibbs presenta una muy mala calidad del ambiente acuático, lo cual se acentúa por el emplazamiento urbano en ambas riberas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Guido Roa, Luis Jiménez, Jaquelinne Acuña y Andrés Fierro por su colaboración en el trabajo de campo. A Evelyn Hábit y Rodrigo Correa por sus importantes aportes y correcciones. Estudio financiado por el Fondo de Iniciativas Estudiantiles (FIEUCT 2-2007), Fondo de Financiamiento de Tesis de Pregrado (FFTUCT 2-2007) de la Dirección de Asuntos Estudiantiles y por la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Católica de Temuco.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA. 1988. Un método simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- ALONSO, A. & J. A. CAMARGO. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 3: 1-12.
- APHA-AWWA-WPCF. 1990. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Washington D.C., 1134 pp.
- ARENAS, J. N. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos del curso principal del río Biobío, Chile. *Medio Ambiente*, 12: 39-50.
- BACHMANN, A. O. 1962. Apuntes para una hidrobiología argentina. V. Los Hemípteros acuáticos de los Parques Nacionales Lanín, Nahuel Huapi y Los Alerces y zonas vecinas. (*Insecta- Hemiptera*). *Physis*, 23(64): 103-107.
- BACHMANN, A. O. 1963. El género *Notonecta* en la Argentina, al norte del Río Colorado (Hemiptera, Notonectidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 26: 8-9.
- BACHMANN, A. O. 1981. Insecta, Hemiptera, Corixidae. En: Ringuelet, A. (dir.), *Fauna de Agua Dulce de la República Argentina*, FECIC, Bs.As., 35(2): 1-270.
- BEASLEY, G. & P. KNEALE. 2002. Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26: 236-270.
- BEAVAN, L., J. SADLER, & C. PINDER. 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia*, 445: 97-108.
- BENEDETTO, L. 1974. Clave para la determinación de los Plecópteros sudamericanos. *Studies Neotropical Fauna and Environment*, 9: 141-170.
- BERTRÁN, C., L. VARGAS, F. PEÑA, S. MULSOW & J. TAPIA. 2006. Macrofauna bentónica de los humedales de tres lagos salinos en el borde costero del sur de Chile. *Ciencias Marinas*, 32: 589-596.
- BLAKELY, T. & J. HARDING. 2005. Longitudinal patterns in benthic communities in an urban stream under restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 39: 17-28.
- BOUCHARD, R. W. 2004. *Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest*. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN. 208 pp.
- CAAMAÑO, M. 1985. *Taxonomía de las ninfas terminales de Plecóptera (Insecta) en tres ríos preandinos de Ríñihue, X región, Chile*. Universidad Austral de Chile. Valdivia. Chile. 146 pp.
- CAMARGO, J., A. ALONSO, & M. DE LA PUENTE. 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96: 233-249.
- CAMPBELL, I. C. 1978. A biological investigation of an organically polluted urban stream in Victoria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 29: 275-291.

- CAMPOS, H., J. ARENAS, C. JARA, T. GONSER, & R. PRINS. 1984. Macrozoonbentos y fauna íctica de las aguas límnicas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). *Medio Ambiente (Chile)*, 7: 52-64.
- CAUCHIE, H. M., L. HOFFMANN, & J. P. THOMÉ. 2000. Metazooplankton dynamics and secondary production of *Daphnia magna* (Crustacea) in an aerated waste stabilization pond. *J. Plankton Res.*, 22: 2263-2287.
- CLARKE, K. R. & M. AINSWORTH. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 205-219.
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd: Plymouth, UK.
- CLARKE, K. R. & R. H. GREEN. 1988. Statistical design and analysis of a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 213-226.
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. *Natural Environment Research Council*, UK. 172 pp.
- CÓRDOVA, S., H. GAETE, F. ARÁNGUIZ & R. FIGUEROA. 2009. Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Latin American Journal Aquatic Research*, 37: 199-209.
- FERNÁNDEZ, H. & E. DOMINGUEZ. 2001. *Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. Serie investigaciones de la UNT*. Subserie Ciencias Exactas y Naturales. 450 pp.
- FIGUEROA, R., A. PALMA, V.H. RUIZ & X. NIELL. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80: 225-242.
- FIGUEROA, R., C. VALDOVINOS, E. ARAYA & O. PARRA. 2003a. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 275-285.
- FIGUEROA, R., F. X. NIELL, A. AVILÉS, L. PALOMO, M. CARRASCO & S. MORENO. 2003b. Calidad biológica del agua: cuenca del Río Palmones. *Almoraima*, 31: 71-79.
- FIGUEROA, R., E. ARAYA & C. VALDOVINOS. 2000. Deriva de macroinvertebrados bentónicos en un sector de rítrón: río Rucue, Chile centro-sur. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción (Chile)*, 71: 23-32.
- FIGUEROA, R., V. H. RUIZ, F. ENCINA-MONTOYA & A. PALMA. 2005. Simplificación en el uso de macroinvertebrados en la evaluación de la calidad de las aguas en sistemas fluviales. *Interciencia*, 30: 770-774.
- FRÖELICH, C. G. 1960. Some Gripopterigidae and Notonemourines (Plecoptera) from South América. *Lunds universitets Arsskrift (N. F. Abt. 2)*, 56: 1-23.
- GAETE, H., E. BAY-SCHMITH, J. BAEZA, & J. RODRÍGUEZ. 2000. Ecotoxicological assessment of two pulps mill effluent, Biobio River Basin, Chile. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 65: 183-189.
- GOITIA, E., R. AYALA, M. ROSSBERG & A. M. ROMERO. 2001. Comunidad bentónica del río rocha en relación a la entrada de poluentes (Cochabamba, Bolivia). *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 10: 3-6.
- GONZÁLEZ, E. 2003. The freshwater amphipods *Hyalella* Smith, 1874 in Chile (Crustacea: Amphipoda). *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 623-637.
- HABIT, E., C. BELTRÁN, S. ARÉVALO & P. VICTORIANO. 1998. Benthonic fauna of the Itata river and irrigation canals (Chile). *Irrigation Science*, 18: 91-99.
- HELLAWELL, J. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. *Pollution Monitoring Series, Applied Science*. 546 pp.
- HINSELHOFF, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 65-68.
- HOGG, I. D. & R. H. NORRIS. 1991. Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 507-518.
- JONSON, R. K., T. WIEDERHOLM, & D. M. ROSENBERG. 1992. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds.): 40-158. Chapman & Hall, New York. 488 pp.

- KAY, W. R., S. A. HALSE, M. D. SCANLON & M. J. SMITH. 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zones of southwestern Australia. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 182-199.
- LARA, G. & E. PARADA. 1991. Seasonal changes in the condition index of *Diplodon chilensis chilensis* (Gray, 1828) in sandy and muddy substrata, Villarrica Lake, Chile (39°18'S; 72°05'W). *Boletín Sociedad de Biología de Concepción*, 62: 99-106.
- LARA, G., E. PARADA & S. PEREDO. 2002. Alimentación y conducta alimentaria de la almeja de agua dulce *Diplodon chilensis* (Bivalvia Hyriidae). *Gayana Zoología*, 66: 107-112.
- MALQUIST, B. & C. BRONMARK. 1985. Reversed trends in the benthic community structure in two confluent stream; one spring fed, the other lake-fed. *Hydrology*, 124: 65-71.
- MARCHANT, R., A. HIRST, R. H. NORRIS, R. BUTCHER, L. METZELING, & D. TILLER. 1997. Classification and prediction of macroinvertebrate assemblages from running waters in Victoria, Australia. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 664-681.
- MARCHESE, M. & A. PAGGI. 2004. Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino. *INSUNGE, Miscelánea*, 12: 217-224.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Eds Omega, Barcelona. 1010 pp.
- MCLELLAN, I., M. MERCADO & S. ELLIOTT. 2005. A new species of *Notoperla* (Plecoptera: Gripopterygidae) from Chile. *Illiesia*, 1: 33-39.
- MERRITT, R. W. & K. W. CUMMINS. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3th Edition. Kendall/Hunt Publishing Co. Dubuque, IA. 862 pp.
- MISERENDINO, M. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lótico andinopatagónico. *Ecología Austral*, 5: 133-142.
- MOYA, C., C. VALDOVINOS, & V. OLMOS. 2002. Efecto de un embalse sobre la deriva de macroinvertebrados en el río Biobío (Chile central). *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* (Chile), 73: 7-15.
- MUÑOZ, S., G. MENDOZA, & C. VALDOVINOS. 2001. Evaluación rápida de la biodiversidad en 5 sistemas léticos de Chile Central: Macroinvertebrados bentónicos. *Gayana*, 65: 173-180.
- OBSERVATORIO ECONÓMICO-SOCIAL DE LA ARAUCANÍA. 2005. Densidad de población en la Araucanía 2002. Visitado el 6 de julio de 2009. Disponible en: http://fica.ufro.cl/oes/documentos/demogr/20061226_densidad.pdf.
- PARADA, E. & S. PEREDO. 1994. Un enfoque ecológico evolutivo de las estrategias de historia de vida de los híridos chilenos (Mollusca, Bivalvia). *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* (Chile), 65: 71-80.
- PAVÉ, P. & M. MARCHESE. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15: 183-197.
- PLAFTKIN, J. L., K. D. BARBOUR, S. K. POTER, P. GROSS, & R. M. HUGHES. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in stream and rivers. Benthic macroinvertebrates and fish. In: *Office of water regulations and standard*. EPA/444/4-89/0001. USEPA, Washington, D.C., USA. 196 pp.
- PRAT, N., J. TOJA, C. SOLA, M. D. BURGOS, M. PLANS & M. RIERADEVALL. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *Science of the Total Environment*, 242: 231-248.
- REECE, P. F. & J. S. RICHARDSON. 2000. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. In: *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*. L. M. Dearling (ed.): 549-552. Kamloops, B. C. Vol. 2. Canada.
- RESH, V. H., R. NORRIS, & M. BARBOUR. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20: 108-121.
- ROLDAN, G. 1988. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Ecología, Revista de la Academia Colombiana de Ciencia*, 88: 375-387.
- ROMERO, V. 2001. *Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos*. 450 pp.
- ROSENBERG, D. M. & V. H. RESH. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, USA. 488 pp.
- ROY, A. H., A. D. ROSEMOND, M. J. PAUL, D. S. LEIGH & J. B. WALLACE. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation

- (Georgia, USA). *Freshwater Biology*, 48: 329-346.
- SOTO, D. & G. MENA. 1999. Filter feeding by the freshwater mussel *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. *Aquaculture*, 171: 65-81.
- THORNER, R. & P. WILLIANS. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37: 671-686.
- VALDOVINOS, C. & R. FIGUEROA. 2000. Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiologia*, 429: 151-156.
- 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., J. STUARDO & J. ARENAS. 1993. Estructura comunitaria de la zona de transición ritrón-potamón del río Biobío (VIII Región, Chile). *Serie Monografías Científicas, Centro EULA (Chile)*, 12: 217-248.
- VOELZ, N. J., R. E. ZUELLIG, S. H. SHIEH, & J. V. WARD. 2005. The effects of urban areas on benthic macroinvertebrates in two Colorado plains rivers. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101: 175-202.
- XIAOCHENG, F., T. TAO, J. WANXIANG, L. FENGQING, W. NAICHENG, Z. SHUCHAN, & C. QINGHUA. 2008. Impacts of small hydro-power plants on macroinvertebrate communities. *Acta Ecologica Sinica*, 28: 45-52.