

EFECTO DE UN EMBALSE SOBRE LA DERIVA DE MACROINVERTEBRADOS EN EL RÍO BIOBÍO (CHILE CENTRAL)

Effect of a dam on the macroinvertebrate drift in the Biobío river (Central Chile)

CAROLINA MOYA¹, CLAUDIO VALDOVINOS¹ Y VIVIANA OLMOS²

RESUMEN

Las centrales hidroeléctricas de embalse pueden tener importantes efectos sobre el ecosistema fluvial, al perturbar el régimen hidrológico, la carga de sedimento, la calidad del agua y la biodiversidad. La deriva de macroinvertebrados es un proceso clave en la estructuración de las cadenas tróficas fluviales, por lo cual su alteración puede tener importantes consecuencias en el ecosistema. En este estudio se evaluó el efecto de un embalse hidroeléctrico sobre la deriva de macroinvertebrados del río Biobío (37°00'S; 72°00'W). Las principales características del embalse estudiado son las siguientes: volumen $175 \cdot 10^6$ m³, superficie 5,06 km², longitud máxima 14,9 km, ancho medio 370 m, altura barrera 113 m y descarga 250 m³/s. Se realizaron muestreos simultáneos de deriva de macroinvertebrados (> 500 µm) aguas arriba y aguas abajo del embalse, durante el invierno del año 1999 y verano del año 2000, con el objeto de cuantificar la densidad de deriva y riqueza específica. Además se realizó un muestreo estacional para caracterizar la calidad de agua. Se observó aguas abajo del embalse una disminución de la carga sólida en la columna de agua y una disminución en ca. 30% de la riqueza específica de taxa derivantes. Los resultados indican que el embalse tiene un efecto perturbador sobre la comunidad bentónica fluvial. De acuerdo a lo anterior, se recomienda el uso de esta aproximación en el estudio de los efectos de las perturbaciones físicas en el régimen hidrológico de ecosistemas fluviales, considerando su rol en la configuración de la estructura de las cadenas tróficas.

ABSTRACT

Hydroelectric power stations can produce important deleterious effects on the fluvial ecosystems, disturbing hydrologic regime, sediment load, water quality and biodiversity. Drift of macroinvertebrates is a key process in the fluvial food webs structure, and their modification can produce important consequences in the ecosystem. In this study, the effect of an hydroelectric dam on the drift of macroinvertebrates of the Biobío river (38°00'S; 72°00'W), was evaluated. The main characteristics of the dam are the following: volume $175 \cdot 10^6$ m³, surface 5,06 km², maximum length 14,9 km, mean wide 370 m, barrier height 13 m and discharge 250 m³/s. To evaluate the density of drift and species richness of macroinvertebrates, during winter 1999 and summer 2000, simultaneous samples of drifting macroinvertebrates (> 500 µm) were obtained downstream and upstream the dam. Seasonal samples of water were also obtained for evaluating the water quality. A decrease of solid load in the water column and a decrease of ca. 30 per cent of the specific richness of macroinvertebrates drifting were observed downstream the dam. The results suggest that the dam disturbs the fluvial benthic community. Accordingly, we recommend the use of this type of approach for studying the effects of physical modification on hydrologic regimes of fluvial systems, considering its role in the configuration of the freshwater food webs structure.

KEYWORDS: Fluvial ecosystem. Dam. Benthic macroinvertebrates. Drift. Diversity. Chile.

INTRODUCCION

La producción de energía hidroeléctrica como fuente de energía renovable, junto con el abastecimiento de agua potable, riego,

¹Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción.

Casilla 160-C, Concepción, Chile.

²Departamento de Zoología, Universidad de Concepción.

Casilla 160-C, Concepción, Chile.

actividades turísticas, industriales y recreativas, son consideradas las principales acciones orientadas al aprovechamiento de los recursos naturales de cuencas hidrográficas (Vighi *et al.*, 1993). Si bien, la producción de energía hidroeléctrica no contamina las aguas, muchas centrales requieren la construcción de embalses, los cuales provocan importantes cambios en el ambiente que pueden afectar la estructura de los ecosistemas naturales y otras actividades desarrolladas por el hombre (Mosley, 1982).

En el curso superior del río Biobío (38°00'S; 72°00'W) se ha construido recientemente una central hidroeléctrica, la cual estaría afectando potencialmente el ecosistema fluvial, especialmente por perturbaciones en el régimen hidrológico natural del río. Esta central es de tipo embalse y está ubicada en el río Biobío a unos 80 Km al SE de la ciudad de Los Angeles (Meier, 1993). Tiene un muro que cierra un cañón montañoso, ubicado a dos kilómetros aguas arriba de la confluencia con el río Pangue. La presa está construida en hormigón, tiene una altura de 113 m y una longitud de coronamiento de 450 m, a una cota 514 m sobre el nivel del mar. El embalse de acumulación, formado aguas arriba del muro, tiene una superficie inundada de 5,06 Km², una longitud de 14,9 km y un ancho promedio de 370 m, con un volumen máximo embalsado de 175•10⁶ m³. La central tiene un caudal de diseño de 250 m³/s y una altura neta de caída de las aguas de 101 m, acopladas a generadores de 225 MW (Meier, 1993).

Petts (1984), propone que las centrales hidroeléctricas de embalse pueden tener tres tipos de efectos adversos sobre el ecosistema fluvial: a) efectos de primer orden, que afectan el régimen hidrológico, la carga de sedimento, la calidad del agua y el plancton, b) efectos de segundo orden, que modifican la morfología del cauce, productividad primaria y el ambiente terrestre, y c) efectos de tercer orden, que modifican las

poblaciones de macroinvertebrados y peces (acopladas a los efectos de primer y segundo orden). Este tipo de impactos está bien documentado en la literatura (*e.g.* Williams y Wolman, 1984; Novotny, 1985; Burt & Mundie, 1986; Moyle y Williams, 1990; Ligon *et al.*, 1995), sin embargo ésta se refiere fundamentalmente a casos de estudio del Hemisferio Norte. Para el caso del extremo sur de Sudamérica, en particular de Chile y Argentina, hasta la fecha no existe información publicada sobre los efectos de las centrales hidroeléctricas sobre la fauna de macroinvertebrados fluviales.

En la presente investigación se estudiaron indirectamente los efectos de tercer orden causados por la central hidroeléctrica Pangue en el río Biobío, a través del estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Estos organismos son de gran interés en evaluaciones ambientales, por su susceptibilidad de ser afectados por la actividad humana, por ser un eslabón importante en la cadena trófica, por ser organismos sedentarios, y debido a que tienen una longevidad relativamente alta. Esto permite acumular efectos de perturbaciones a lo largo del tiempo (Valdovinos *et al.*, 1993).

La distribución de los macroinvertebrados bentónicos fluviales está directamente relacionada a los procesos de deriva o desplazamiento pasivo de organismos a lo largo del río, los que utilizan la corriente como medio de transporte (Wiley y Kohler 1984). La deriva facilita la búsqueda de recursos tales como alimento y sustrato (Gore, 1982; Otto 1976; Walton *et al.*, 1977), el escape a depredadores como peces, y colonización de nuevos hábitats más favorables (Corkum y Pointing, 1979; Malmquist y Sjostrom, 1987), así como evitar condiciones desfavorables incluyendo varias formas de contaminación (Ciborowski *et al.*, 1977; Wallace *et al.*, 1985). Por otra parte, estos movimientos están íntimamente asociados a eventos tales como incubación de huevos, pupación y emergencia de los insectos (Otto, 1976; Krueger y Cook, 1981; Ernts y Stewart, 1985).

El proceso de deriva ha sido documentado mundialmente y en el caso chileno, ha sido descrito recientemente para el río Rucúe, ubicado en la Cuenca Hidrográfica del Río Biobío (Figueroa *et al.*, 2000). Por otro lado, estudios basados en la tasa de procesamiento de hojas realizados en el mismo río, han mostrado la importancia de estos procesos de colonización en la energética del ecosistema fluvial (Valdovinos, 2001).

Considerando que el embalse señalado anteriormente, afecta el régimen hidrológico del río Biobío, al transformar más de 10 km de sistema lótico en léntico, ello presupone que la disminución en la velocidad de flujo en el embalse (<3 cm/s), afectará los procesos de deriva de macroinvertebrados bentónicos en el ecosistema fluvial. El objetivo del presente artículo ha sido cuantificar los cambios causados por el embalse sobre la deriva, a través de un estudio comparativo en dos estaciones del año (invierno y verano), de muestras de macroinvertebrados derivantes tomadas aguas arriba y aguas abajo del embalse.

MATERIALES Y METODOS

Se realizaron muestreos de deriva de macroinvertebrados (> 500 μm) durante agosto de 1999 (invierno) y febrero del 2000 (verano). Siguiendo a Novotny (1985), se muestreó simultáneamente en dos estaciones en el curso principal del río Biobío. Una estación control ubicada ca. 30 km aguas arriba de la barrera de la central (Est. A; 37°58'S; 71°38'W) y otra estación) ubicada ca. 1,5 km aguas abajo de la misma (Est. B; 37°58'S; 71°32'W) (Fig. 1). Todos los muestreos se realizaron al atardecer, una hora antes de la completa oscuridad, con el objeto de estandarizar el efecto de la radiación solar sobre la deriva (ver Figueroa *et al.*, 2000). Se seleccionaron estaciones de muestreo con características morfológicas similares, con fondo de bolones y con una velocidad media de la corriente de ca. 0,8 m/s. En cada estación se realizó una descripción general del ecosistema fluvial

(morfometría y sedimentología) y se midió la velocidad de la corriente para el cálculo de la densidad de deriva (Flujómetro Hydro-Bios). De manera complementaria, desde marzo de 1999 a marzo del 2000, se realizó una caracterización estacional de la columna de agua, determinando *in situ* temperatura (termómetro de mercurio), conductividad (conductímetro Hanna), y pH (peachímetro Shott). Además, se tomaron muestras de agua para determinaciones en laboratorio de: oxígeno disuelto, color, alcalinidad, turbidez, sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos, fósforo y nitrógeno total. Estas muestras fueron analizadas de acuerdo a las metodologías estándar indicadas por la American Public Health Association (APHA, 1999).

Los macroinvertebrados fueron muestreados con una red de deriva 0,075 m² de área y 500 μm abertura de poro. Las redes fueron instaladas a 1,5 m de la ribera norte del río y sumergidas totalmente a 5 cm de la superficie del río por tres minutos. Este procedimiento fue repetido 13 veces seguidas en cada estación. Las muestras de deriva fueron tamizadas, etiquetadas y fijadas con etanol al 70 %. En el laboratorio los organismos fueron separados por morfoespecies del detritus orgánico y sedimento, bajo un estereo-microscopio. Los organismos fueron identificados a nivel de orden siguiendo a Merrit y Cummins (1996).

Como método de estandarización de los datos por unidad de caudal filtrado por la red, se determinó la densidad de deriva siguiendo a Smock (1996), expresando los datos como el número de macroinvertebrados derivando en 100 m³ de agua. Para determinar la significancia estadística de las diferencias obtenidas de densidad de deriva entre los sitios de muestreo se utilizó una prueba de "U" Mann-Whitney (Zar, 1984). Para comparar la diversidad entre las estaciones y períodos de muestreo se determinó el número esperado de especies, utilizando curvas de rarefacción siguiendo a Gotelli y Graves (1996). Estas curvas permiten estimar el número esperado de especies basándose en un submuestreo al azar de los

¹Disponible en la red en: www.biodiversity@nhm.ac.uk

individuos. Ello es una ventaja con respecto a los índices de Shannon y similares, debido a que estas últimas son extremadamente dependientes del tamaño de las muestra (abundancia de organismos). Las curvas se determinaron con el programa BioDiversity Professional Beta 1 de Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science¹, sobre la base de la suma por grupo de los valores de las 13 muestras.

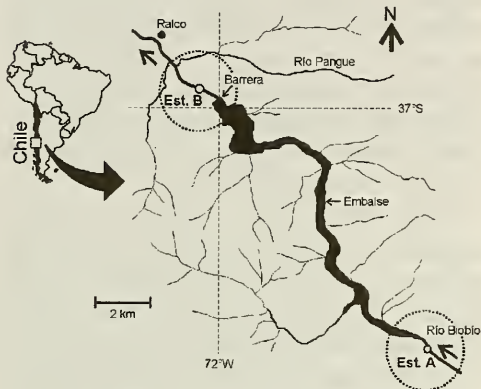


FIGURA 1. Mapa con la ubicación de los sitios de muestreo en el río Biobío (A y B).

RESULTADOS

Las variables de la columna de agua que muestran claras evidencias de ser afectadas por el embalse, corresponden al material suspendido y su turbidez asociada (Tabla I), las cuales disminuyen aguas abajo del embalse, probablemente producto de la sedimentación en su interior. Las diferencias entre las estaciones no son de gran magnitud y presentan los siguientes rangos de deltas de variación: sólidos suspendidos orgánicos 0,6 a 4,0 mg/L, sólidos suspendidos inorgánicos 0,6 a 25,0 mg/L y turbidez 2,1 a 17,1 UTN. También se observó un incremento en la temperatura aguas abajo del embalse, la cual estaría asociada al efecto combinado del efecto embalse, que disminuye la tasa de renovación de las aguas, y a la distancia entre las dos estaciones de muestreo, que incrementa el tiempo de exposición a la radiación solar. Los deltas de temperatura en-

tre las estaciones, fluctuaron entre 0,2 y 2,0°C. El pH, conductividad, alcalinidad, color, oxígeno disuelto, nitrógeno total y fósforo total, presentaron fluctuaciones que dada su variabilidad, no pueden ser asociados claramente al efecto del embalse.

El sustrato de fondo del río fue bastante regular, este estuvo compuesto por bolones redondeados con tamaños comprendidos entre 0,2 y 0,4 m. Las velocidades de corriente fueron muy variables tanto espacial, como temporalmente para ambas estaciones, debido a la heterogeneidad de la morfometría de las secciones estudiadas del río (abundancia de microhábitats). Durante el invierno las velocidades fluctuaron entre 0,6 - 1,4 m/s en Est. A y entre 0,5- 1,2 m/s en la Est. B. En verano, los valores fluctuaron entre 0,8 - 1,3 m/s en la Est. A y entre 0,5-0,9 m/s en la Est. B.

Los resultados sugieren que el embalse produce una perturbación de los procesos de deriva en el río Biobío, especialmente en la diversidad y composición taxonómica de los organismos transportados. Al respecto, las curvas de rarefacción muestran que el número esperado de especies es casi 30% inferior aguas abajo del embalse, independientemente del período de muestreo. A modo de ejemplo, el número esperado de especies para una muestra de 180 individuos obtenidas al azar aguas arriba del embalse (Est. A), es de 8,1 en invierno y 9 especies en verano (Fig. 2). Por el contrario, aguas

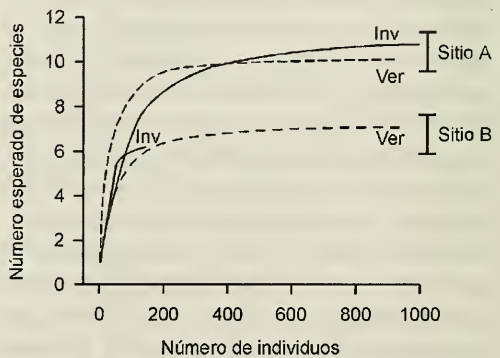


Figura 2. Curvas de rarefacción para los datos de verano e invierno. A = aguas arriba del embalse, B = aguas abajo del embalse, Inv = muestreo de invierno, Ver = muestreo de verano.

TABLA 1. Caracterización estacional de la columna de agua en los dos sitios estudiados, entre marzo de 1999 y marzo del 2000.

Variable	Muestreo	Sitio A	Sitio B	Cambio A/B
Temperatura (°C)	Otoño 99	16,5	18,0	<
	Invierno 99	6,4	6,9	<
	Verano 99	14,6	16,4	<
	Otoño 00	14,1	16,1	<
PH	Otoño 99	8,1	7,9	>
	Invierno 99	7,2	6,7	>
	Verano 99	7,1	7,2	<
	Otoño 00	7,3	7,1	>
Conductividad (µS/cm)	Otoño 99	120,5	117,9	>
	Invierno 99	70,4	65,2	>
	Verano 99	67,4	79,3	<
	Otoño 00	120,8	114,6	>
Turbidez (UTN)	Otoño 99	19,8	2,7	>
	Invierno 99	5,9	3,8	>
	Verano 99	5,0	2,6	>
	Otoño 00	27,1	19,0	>
Alcalinidad (mg/CaCO ₃)	Otoño 99	35,0	35,0	=
	Invierno 99	30,0	31,0	<
	Verano 99	32,0	32,0	=
	Otoño 00	39,0	38,0	<
Color (Pt/Co)	Otoño 99	6,1	7,3	<
	Invierno 99	8,8	11,9	<
	Verano 99	<2,5	<2,5	=
	Otoño 00	4,8	3,4	>
Oxígeno disuelto (mg/L)	Otoño 99	10,1	10,3	<
	Invierno 99	10,1	11,9	<
	Verano 99	10,4	9,6	>
	Otoño 00	8,8	9,0	<
Sólidos suspendidos orgánicos (mg/L)	Otoño 99	1,6	1,0	>
	Invierno 99	2,1	1,8	>
	Verano 99	4,0	<0,1	>
	Otoño 00	2,6	1,4	>
Sólidos suspendidos inorgánicos (mg/L)	Otoño 99	26,2	3,0	>
	Invierno 99	5,1	4,5	>
	Verano 99	5,4	1,3	>
	Otoño 00	43,6	18,6	>
Nitrógeno total (mg/L)	Otoño 99	0,09	0,10	<
	Invierno 99	0,10	0,09	>
	Verano 99	0,07	0,05	<
	Otoño 00	0,07	0,07	=
Fósforo total (mg/L)	Otoño 99	0,03	0,01	>
	Invierno 99	0,02	0,02	=
	Verano 99	0,02	0,01	>
	Otoño 00	0,06	0,03	>

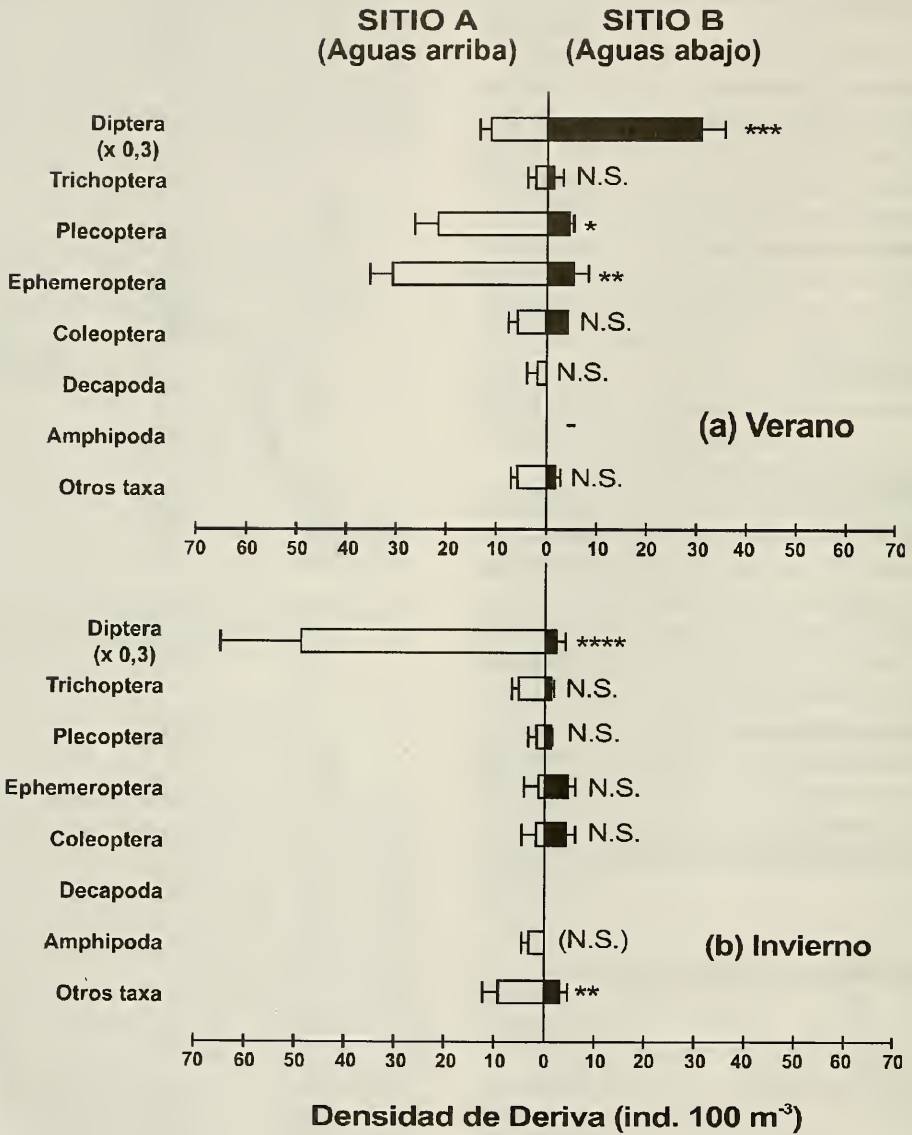


FIGURA 3. Análisis comparativo de las densidades de deriva de los diferentes taxa estudiados (media \pm error estándar). (a) Muestreo de verano, (b) muestreo de invierno. N.S. = no significativa, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; **** $p < 0,0001$, N.S.= no significativo, (NS) $P = 0,07$.

abajo (Est. B), el número esperado de especies es de 6 en invierno y 5,8 en verano.

Con respecto a la densidad de deriva, el patrón no es tan claro como en el caso de la diversidad, pero de igual forma se observan diferencias, especialmente para el caso de algunos taxa (Fig. 3, Tabla II). Al respecto, durante el invierno se observaron mayores valores de densidad de deriva aguas arriba del embalse ($U = 4,34$, $p < 0,001$), siendo los dípteros (especialmente Chironomidae) el grupo más abundante en las muestras ($U = 4,39$, $p < 0,001$). En el mismo período, los demás

taxa no presentaron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo. Por el contrario, durante el muestreo de verano no se observaron diferencias significativas con respecto al total de taxa ($U = 62,5$, $p > 0,05$), mostrando densidades similares entre las estaciones. Sin embargo, al ser analizados en forma individual, sí hubo diferencias significativas entre algunos taxa, donde los más abundantes en la Est. A fueron Ephemeroptera ($U = 22,5$, $p < 0,001$) y Plecoptera ($U = 38$, $P < 0,05$), mientras que los más abundantes en la Est. B fueron Díptera ($U = 14$, $p < 0,001$).

TABLA II. Prueba de suma de rangos del test "U" Mann-Whitney para las densidades de deriva de macroinvertebrados bentónicos durante invierno y verano en ambos sitios. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; NS = no significativo.

	Taxa	U		Taxa	U
a) Verano	Amphipoda	65 ^{NS}	b) Invierno	Coleoptera	67 ^{NS}
	Coleoptera	81 ^{NS}		Decapoda	78 ^{NS}
	Diptera	4,39***		Diptera	14***
	Ephemeroptera	77 ^{NS}		Ephemeroptera	22,5**
	Plecoptera	65 ^{NS}		Plecoptera	38*
	Trichoptera	67 ^{NS}		Trichoptera	82,5 ^{NS}
	Otros taxa	41**		Otros taxa	66 ^{NS}
	Todos los taxa	4,34***		Todos los taxa	62,5 ^{NS}

DISCUSION

Una forma de caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ecosistemas fluviales, es a través del estudio de los procesos de deriva, ya que estos permiten en forma indirecta cuantificar la diversidad y abundancia de sus componentes (Smock, 1996). Como sugieren los resultados de este estudio, la deriva de estos organismos es perturbada por la modificación del río, asociada al efecto barrera causado por el embalse, resultando como consecuencia una alteración del "continuo fluvial" según el concepto de Vannote *et al.* (1980). Estos resultados son consistentes con los observados en otros ríos del mundo, en los cuales se ha comprobado que aguas abajo del embalse, muchas especies son

eliminadas o se reduce notablemente en abundancia, mientras que aguas arriba, permanecen sin grandes modificaciones (Novotny, 1985).

De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, la mayor diversidad de especies se observa aguas arriba del embalse, ya que las pendientes de las curvas de rarefacción son mayores en invierno y verano para ambos muestreos. Esto, probablemente se deba a que taxa tales como *Aegla sp.*, *Hyalella sp.* y diferentes grupos de Plecoptera, Trichoptera y Ephemeroptera que derivan desde aguas arriba, no pueden avanzar aguas abajo más allá del comienzo del embalse, debido a la escasa velocidad de la corriente y capacidad de transporte pasivo al interior del mismo. Con respecto a la densidad de deriva de macroin-

vertebrados, probablemente no se observaron diferencias significativas de densidad durante el verano, debido a que en esta época del año se produce la emergencia de la mayoría de los insectos acuáticos (*sensu* Otto, 1976; Krueger y Cook, 1981; Ernsts y Stewart, 1985), por lo que existiría una disminución de sus abundancias en las comunidades bentónicas. Los taxa más afectados durante el verano fueron Thichoptera y Ephemeroptera (Tabla 3), los que según Gore & Judy (1980) y Statzner *et al.* (1988) son muy sensibles a cambios ambientales causados por obras civiles (*e.g.* embalses, canales, etc.). Por el contrario, los Díptera, fueron abundantes en las muestras de deriva tanto en invierno como en verano, lo que sería explicado por la amplia tolerancia a condiciones ambientales adversas que presenta este grupo. Por otra parte, los elevados valores de deriva aguas abajo del embalse serían atribuibles al hecho que muchos Díptera, especialmente Chironomidae se han visto favorecidos por el embalse, siendo el taxa dominante en fondos blandos ribereños del sistema.

Los resultados presentados anteriormente sugieren que el embalse tiene un efecto perturbador sobre la comunidad bentónica fluvial, al alterar la diversidad de los macroinvertebrados transportados por deriva. Futuras investigaciones deberían incorporar el estudio de los procesos que ocurren aguas abajo de la fuente de perturbación o barrera, para poder estimar la recuperación de la comunidad. Por otra parte, el análisis del desplazamiento de organismos hacia aguas arriba de la barrera (*e.g.* rheotaxis, peregrinación y vuelo), sería conveniente incorporarlos en estudios futuros para poder evaluar mejor el efecto del embalse sobre los procesos que determinan el continuo fluvial (Vannote *et al.*, 1980). Finalmente, los resultados obtenidos sugieren que debe considerarse los efectos de la construcción de obras civiles de gran envergadura, sobre los procesos de deriva de macroinvertebrados, por ser un importante proceso funcional del ecosistema asociado a la estructuración de las cadenas tróficas fluviales.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Oscar Parra, Pedro Victoriano y Luis Parra de la Universidad de Concepción, por sus sugerencias al manuscrito. Igualmente a Alfredo Saldaña, Claudia Suárez, Cristina Furriancá, Isabel Almeyda, Leyla Miranda, María Moreno, Rodrigo Fuentes y Samuel Quiroz, por su ayuda prestada en terreno. Este estudio se realizó gracias al financiamiento del proyecto Fondecyt 1000526.

BIBLIOGRAFIA

- American Public Health Association (APHA). 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, D. C. 1220 pp.
- Burt, D. W. & J. H. Mundie. 1986. Case histories of regulated stream flow and its effects on salmonid populations. Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Sciences. 1477:1-98.
- Ciborowski, J.J., P.J. Pointing & L.D. Corkum. 1977. The effect of current velocity and sediment on the drift of the mayfly *Ephemerella subvaria* McDunnough. Freshwater Biology. 7: 567-572.
- Corkum, L.D. & P.J. Pointing. 1979. Nymphal development of *Baetis vagans* McDunnough (Ephemeroptera: Baetidae) and drift habits of large nymphs. Canadian Journal of Zoology. 55: 1970-1977.
- Ernst, M.R. & K.W. Stewart. 1985. Growth and drift of nine stoneflies (Plecoptera) in an Oklahoma Ozark foothills stream, and conformation to regression models. Annals of the Entomological Society of America. 94: 635-646.
- Figuerola, R., E. Araya & C. Valdovinos. 2000. Deriva de macroinvertebrados bentónicos en un sector de rítrón: Río Rucúe, Chile Centro-Sur. Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción, Chile. 71: 23-32.
- Gore, J.A. 1982. Benthic invertebrate colonization: Source distance effects on community composition. Hydrobiologia. 94: 183-193.
- Gore, J.A. & R.D. Judy. 1980. Predictive models of benthic macroinvertebrate density for use in instream flow studies and regulated flow management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 38: 1363-1370.
- Gotelli, N. & G. Graves. 1996. Null Models in Ecology. Princeton Editorial Associates, USA. 368 pp.
- Krueger, C.C. & E.F. Cook. 1981. Life cycles, drift and standing stocks of some stoneflies (Insecta: Plecoptera) from streams in Minnesota, USA. Hydrobiologia. 83: 85-92.
- Ligon, F. K., W. E. Dietrich & W. J. Trush. 1995. Downstream ecological effects of dams, a geomorphic perspective. Bioscience 45:183-192.

- Malmquist, B. & P. Sjoström. 1987. Stream drift as a consequence of disturbance by invertebrate predators. *Oecologia*. 74: 396-403.
- Meier, C.I. 1993. Probables impactos de la central Pangué sobre el ambiente natural, con énfasis en las alteraciones del régimen hidrológico. Monografías científicas Eula, Universidad de Concepción. 14: 347-383.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Third edition. Kendall / Hunt Publishing Company, USA. 862 pp.
- Mosley, M.P. 1982. Analysis of the effects of changing discharge on channel morphology and instream uses in a braided river, Ohau River, New Zealand. *Water Resources Research*. 18(4): 800-812.
- Moyle, P. B. & J. E. Williams. 1990. Biodiversity loss in the temperate zone: decline of the native fish fauna of California. *Conservation Biology*. 4 :275-284.
- Novotny, J. 1985. Effects of a Kentucky flood-control reservoir on macroinvertebrates in the tailwater. *Hydrobiologia*. 126 :143-153.
- Otto, C. 1976. Factors affecting the drift of *Potamophylax cingulatus* (Trichoptera) larvae. *Oikos*. 27: 292-301.
- Petts, G.E. 1984. Impounded Rivers: Perspectives for ecological management. John Wiley and Sons. Chichester, England. 285 pp
- Smock, L.A. 1996. Macroinvertebrate movements: drift, colonization and emergence. In: Hauer, F.R. & G.A. Lamberti. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, Inc. U.S.A. 17: 371-391
- Statzner, B., J.A. Gore & V.H. Resh. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7(4): 307-360.
- Valdovinos, C., J. Stuardo & J. Arenas. 1993. Estructura comunitaria del macrozoobentos de la zona de transición ritrón-potamón del río Biobío (VIII Región, Chile). Monografías científicas Eula, Universidad de Concepción. 12: 217-248.
- 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.
- Vannote, L.R., G.W. Minschall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130-137.
- Vighi, M, O. Parra, C. Valdovinos, R. Urrutia, L. Chuecas, H. Campos, R. Vismara, W. Steffens & G. Agüero. 1993. Evaluación de la calidad del agua y ecología del sistema limnético y fluvial del Río Biobío. 12 :409 pp.
- Wallace J.B., G. Lighthart, T.F. Flynn & F.R. Hauer. 1985. Invertebrate colonization of submerged wood in a cypress-tupelo swamp and blackwater stream. *American Midland Naturalist* 113:56-68.
- Walton O.E., S.R. Reice & R.W. Andrews. 1977. The effects of density, sediment particle size and velocity on drift of *Acroneuria abnormis* (Plecoptera). *Oikos*. 28: 291-298.
- Wiley, M. & S.L. Kohler. 1984. Behavioral adaptations of aquatic insects. In: Resh V.H. y D.M. Rosenberg Eds. *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger, New York. 101-133
- Williams, G. P. & M. G. Wolman. 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. *USDI Geological Survey*. 1286:1-64.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Second edition. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 718 pp.