

EFECTO DE LA CONTAMINACIÓN Y LA REGULACIÓN DEL CAUDAL SOBRE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS DEL TRAMO BAJO DEL RIO LARRAUN (NORTE DE ESPAÑA)

JAVIER OSCOZ Y M^a CARMEN ESCALA

RESUMEN

En primavera y verano de 1998 se analizó la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el tramo bajo del río Larraun (N España). Este tramo del río Larraun se veía afectado por las variaciones de caudal provocadas por una central hidroeléctrica, así como por el núcleo urbano e industrial de Irurtzun. La abundancia y la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se modificó en esta parte del río como consecuencia de dichas alteraciones. Los quironómidos fueron dominantes en tramos de río alterados, mientras que gammáridos y efémeras (Baetidae y en menor medida Heptageniidae) fueron más abundantes en el tramo no alterado. Los colectores fueron el grupo trófico principal en el tramo por debajo del núcleo de Irurtzun. La abundancia de macroinvertebrados bentónicos se redujo en el tramo del río que sufría una regulación del caudal, así como en la parte del río por debajo de Irurtzun.

Palabras clave: Macroinvertebrados bentónicos, Alteración del río, Polución, Regulación del caudal, centrales hidroeléctricas.

SUMMARY

The macroinvertebrate community in the lower reach of the Larraun river (N Spain) was studied in spring and summer 1998. This area is affected by the operational cycle of a small hydroelectric power plant and the urban and industrial area of Irurtzun. Abundance and benthic community structure changed in the river as a consequence of these human impacts. Chironomids were dominant organism in the altered points of the river, while gammarids and mayflies (Baetidae and Heptageniidae to a smaller extent) were more numerous in non altered river reach. Moreover, collectors were the main functional group downstream Irurtzun. Abundance of benthic invertebrates decreased in the regulated reach of the river and downstream the locality of Irurtzun.

Key words: Macroinvertebrate community, river alteration, pollution, regulation, hydroelectric power plant.

Departamento de Zoología y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra, Apdo. 177, E-31080, Pamplona, España. E-mail: joscoz@alumni.unav.es

Recibido: 17/07/2005.
Aceptado: 27/03/2006.

INTRODUCCIÓN

La combinación de un rápido crecimiento poblacional, asociado a la industrialización y la urbanización ha provocado un paulatino aumento de las presiones sobre los recursos hídricos en distintos países. La urbanización de las cuencas provoca cambios en el uso del suelo, pasándose de áreas rurales a áreas residenciales o industriales, lo que conlleva un incremento de los vertidos urbanos, una acumulación de sustancias tóxicas y un aumento de la demanda de agua (SLOTO 1987; WEAVER & GARMAN 1994). En los últimos años se han desarrollado programas y estrategias para poder reducir la polución y la cantidad de residuos, potenciando además una mayor concienciación social sobre la necesidad de proteger los sistemas acuáticos. No obstante, todavía en muchos ríos los vertidos urbanos, agrícolas e industriales son una de las principales amenazas para la calidad de las aguas y la fauna acuática.

Además de la contaminación de las aguas, otro importante problema que afecta a los ríos es la regulación del caudal por las centrales hidroeléctricas. Distintos estudios han apuntado los efectos que el funcionamiento de estas centrales tienen sobre la comunidad fluvial como consecuencia de cambios en los patrones de caudal, régimen de temperaturas, alteración de los hábitats y variaciones en la disponibilidad de recursos tróficos (WARD 1976; ARMITAGE 1984). Como consecuencia de la regulación del caudal, los organismos que habitan tramos localizados aguas abajo de las centrales hidroeléctricas deben hacer frente a las nuevas condiciones ambientales impuestas, de forma que algunos taxones desaparecen o ven reducida su abundancia, mientras que otros la aumentan (FRUGET 1991; DES-SAIX *et al.*, 1995; DOLÉDEC *et al.*, 1996).

La abundancia y la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, así como la estructura de grupos funcionales, han sido ampliamente utilizadas para caracterizar la calidad de las aguas en los ecosistemas acuáticos ya que, aparte de muchas otras ven-

tajas respecto a otros organismos utilizados (METCALFE-SMITH 1994), reflejan los cambios químicos y físicos que las diferentes actividades humanas inducen.

Estos dos tipos de alteraciones (polución y regulación del caudal) pueden tener una incidencia más negativa sobre la comunidad bentónica de los ecosistemas acuáticos en regiones como la mediterránea, donde los cursos fluviales pueden mostrar importantes variaciones en el caudal circulante entre diferentes épocas, con una fuerte temporalidad en ellos. El objetivo de este estudio fue analizar los cambios en la abundancia y la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos asociados a la contaminación urbana y a la actividad de una estación hidroeléctrica en el tramo bajo del río Larraun, un río perteneciente a la cuenca del Ebro (N España).

MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en el tramo bajo del río Larraun (N España, Fig. 1), un afluente del río Arakil (cuenca del Ebro). El río Larraun posee una cuenca de 221 km² y su rango de altitud oscila entre los 640 m en su nacimiento y los 430 m en su confluencia con el río Arakil. En sus 21 km. de longitud el río discurre principalmente por terreno calizo, y su lecho está compuesto principalmente por roca madre, bloques y cantos. La vegetación de ribera la forman alisos (*Alnus glutinosa*), sauces (*Salix* spp.), chopos (*Populus nigra*) y varias especies del género *Quercus*. Sus aguas poseen una calidad biológica en general buena (OSCOZ *et al.*, 2004).

Las muestras fueron tomadas en tres estaciones de muestreo localizadas en la parte media-baja y baja del río Larraun (Fig. 1). El punto P-1 se localizaba junto a la localidad de Ventas de Urritza, por debajo de la confluencia del río Basaburua a 475 m de altitud, correspondiendo a un tramo donde el río apenas sufre alteraciones debidas a vertidos urbanos o industriales, ni existen variaciones en el caudal circulante por actividades hidroeléctricas. El

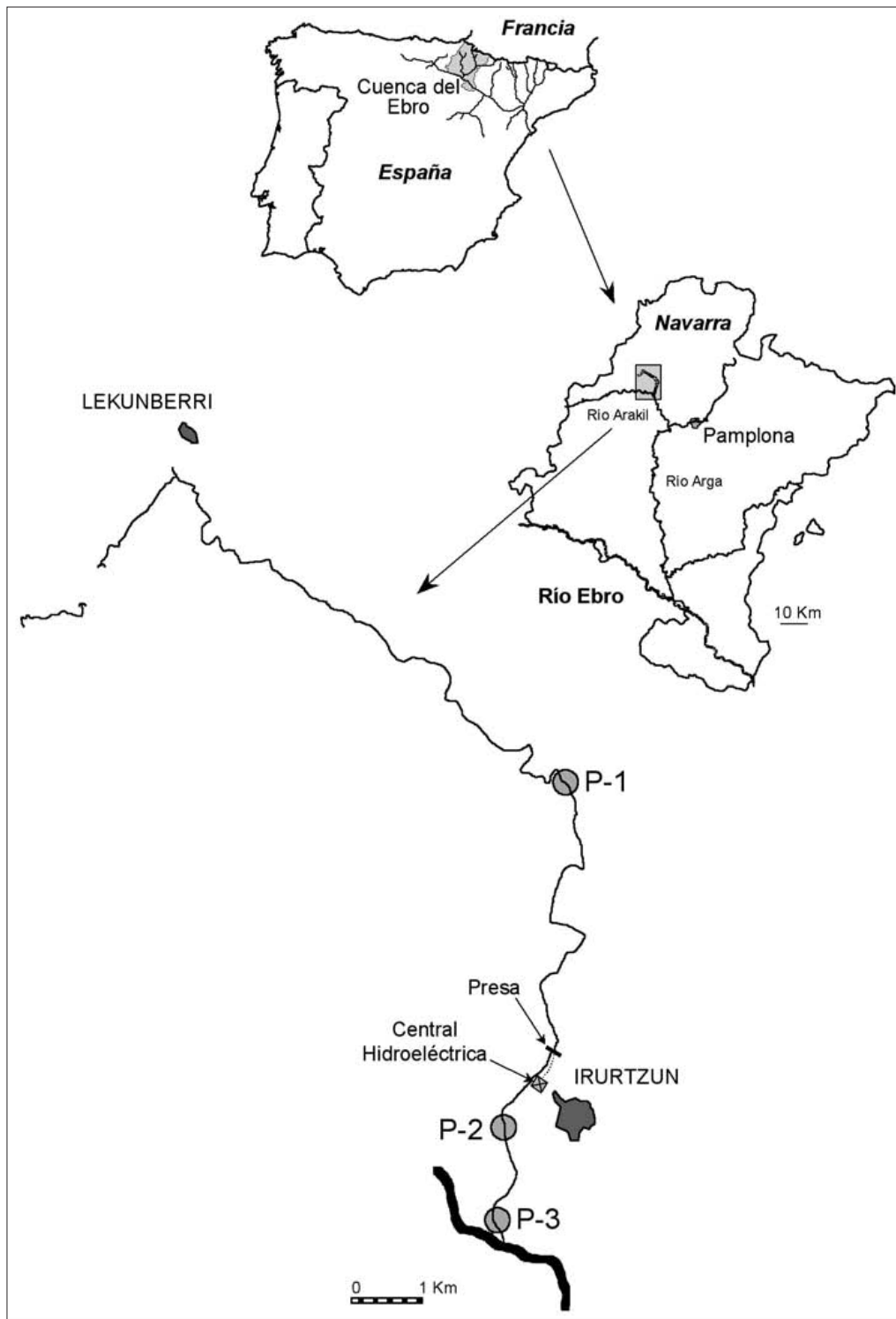


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo (P-1 a P-3) en el río Larraun (Navarra, Norte de España).

Figure 1. Location of the sampling points (P-1 to P-3) in the Larraun river (Navarra, North of Spain).

punto P-2 estaba situado 500 m por debajo de la estación hidroeléctrica de Dos Hermanas, cerca de la localidad de Irurtzun a 435 m de altitud, no existiendo por encima de este tramo núcleos urbanos o industriales de importancia que pudieran afectar negativamente al río. El ciclo de funcionamiento de esta última central hidroeléctrica provocaba notables variaciones de caudal diarias en el río en este tramo. Por último el punto P-3 estaba situado cerca de la confluencia con el río Arakil, localizándose por debajo del núcleo urbano e industrial de Irurtzun a 430 m de altitud. Esta localidad, con una población de unos 2000 habitantes, cuenta con una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) mediante fangos activos. Aunque el rendimiento de esta EDAR fue superior al 80% respecto a sólidos en suspensión, DQO y DBO₅ (NILSA 1998), los valores de sólidos en suspensión y DBO₅ superaban ligeramente los valores límite establecidos para poblaciones mayores de 2000 habitantes.

A lo largo del año 1998 se controlaron periódicamente los valores de concentración de oxígeno disuelto (mg/l), pH y la conductividad (mS/cm) de cada punto. Estos parámetros fueron medidos mediante sensores de lectura digital directa en el centro del cauce. Además también se tomaron datos sobre la anchura media, profundidad media y composición del sustrato en cada tramo, y se recopilaban datos sobre el caudal circulante en el río Larraun en su tramo bajo (Irurtzun) durante el año 1998.

Para analizar la fauna de macroinvertebrados se realizaron dos muestreos en cada punto, uno en primavera (Mayo) y otro en verano (Agosto). La toma de cada muestra se realizó con una red Surber, realizando varias réplicas sobre un sustrato de cantos hasta completar un área de 1 m². Todas las muestras se recogieron en botes de plástico de boca ancha, fijándose en el lugar de la toma de la muestra con formaldehído hasta alcanzar una concentración del 4%, si bien en laboratorio la muestra finalmente se conservaba con etanol al 70%. Los organismos de cada muestra fueron contados y determinados hasta nivel de familia, puesto que éste es un

buen indicador de las condiciones ambientales y la estructura de la comunidad (GRAÇA *et al.* 1995; ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR 1996; THORNE & WILLIAMS 1997; DOLÉDEC *et al.* 2000). Además, los macroinvertebrados fueron clasificados en cuatro grupos tróficos (Trituradores, Colectores, Raspadores y Depredadores) de acuerdo a los criterios de CUMMINS (1974), ya que las alteraciones en el ecosistema pueden condicionar la distribución y abundancia relativa de estos grupos (STATZNER *et al.* 2001) por alterar la disponibilidad de diferentes recursos tróficos o por la acción de diversas toxinas asociadas o relacionadas con estos recursos tróficos. Además de la estructura taxonómica y de grupos tróficos, también se anotó la abundancia total, y se calcularon los valores del índice de diversidad de Shannon ($H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$) y del índice de equitatividad ($E = H' / H'_{\max}$), donde p_i representa la proporción del taxón i en la muestra.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestran los valores de anchura y profundidad media y el tipo de sustrato existente en cada tramo, así como los resultados de los parámetros fisicoquímicos analizados en ellos en el periodo de estudio. La anchura media fue mayor en los dos puntos inferiores, mientras que la profundidad media fue ligeramente menor en ellos. Respecto al sustrato, aunque en los tres puntos analizados abundaron los cantos, se encontró que en el tramo inferior aumentó la presencia de piedras de menor granulometría. Sin embargo hay que apuntar que como consecuencia de las variaciones de caudal que se registraban diariamente por el funcionamiento de la central, la anchura y profundidad en el tramo P-2 eran variables a lo largo del día. Se pudieron observar descensos de la profundidad del agua entre 5 y 10 cm, lo que conllevaba a la vez una reducción de la lámina de agua de 1-3 metros en gran parte del tramo. Esto hacía que parte del lecho quedara expuesto y sin agua cada cierto tiempo, estando esas zonas principalmente compuestas de cantos y gravas, y en menor medida de losas, bloques y gravillas. Además, aunque tanto en el

		P-1	P-2	P-3
Anchura media (m)		8,4	14,0	14,5
Profundidad media (cm)		46,3	42,0	40,0
Sustrato	Losa	++	+++	
	Bloques	+++	+	++
	Cantos	+++	+++	++++
	Gravas	+	++	+++
	Gravilla	+	+	+
Oxígeno (mg/l)	Media	10,45	10,09	10,04
	Rango	9,56-11,15	9,05-11,06	7,70-11,27
pH	Media	8,30	8,11	8,48
	Rango	8,05-8,55	7,80-8,45	8,24-8,86
Conductividad (°S/cm)	Media	390,5	393,3	399,0
	Rango	345-417	361-430	369-448

Tabla 1. Características y parámetros fisicoquímicos medidos en los puntos estudiados del río Larraun. (+: Escasa; ++: Baja; +++: Abundante; ++++: Muy Abundante).

Table 1. Channel characteristics and physico-chemical parameters at the studied points of the Larraun River. (+: Escarse; ++: Low; +++: Abundant; ++++: Very Abundant).

tramo P-1 como en el P-2 la losa era un tipo de sustrato importante, en P-1 se trataba de roca madre irregular y fisurada, mientras que en P-2 se trataba de losa lisa con casi ninguna fisura. Hay que señalar igualmente, que el punto P-3 poseía un mayor recubrimiento del sustrato por sedimentos finos que en los anteriores puntos, más notable en zonas donde la velocidad disminuía.

Por su parte el valor medio del oxígeno disuelto fue similar (Tabla 1), aunque siempre fue ligeramente mayor en el punto superior (P-1) que en los puntos inferiores y además el rango de oscilación en el valor del oxígeno disuelto se incrementó en la parte inferior del río, registrándose los valores mínimos absolutos en el punto más bajo (P-3). El pH fue mínimo en el punto P-2, y máximo en el P-3, mientras que la conductividad tuvo un ligero incremento a lo largo de los tres puntos analizados. Ninguna de estas variables estuvo por debajo del valor límite marcado por la Administración para zonas salmonícolas de ríos en España (RD 927/88), teniendo en general valores esperables para un río de montaña.

El caudal medio mensual circulante en el tramo bajo del río Larraun en el periodo de estudio (Fig. 2) fue bastante similar al que se ha dado en esta zona entre los años 1985-2000, por lo que se puede pensar que no existieron

circunstancias extraordinarias (como avenidas o sequías extremas) que afectaran a la comunidad de macroinvertebrados durante el periodo de estudio.

La abundancia de macroinvertebrados fue siempre menor en los dos puntos más bajos, encontrándose el mínimo en el tramo de río situado bajo la central hidroeléctrica de Dos Hermanas (Tabla 2). La abundancia en Primavera y Verano fue bastante similar en los puntos P-1 y P-3, mientras que en el punto localizado aguas abajo de la central hidroeléctrica su valor fue notablemente menor en Verano. Por su parte el número de taxones hallados también disminuyó a lo largo de los puntos, pero en cambio fue similar estacionalmente en cada punto analizado.

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos estuvo dominada en el punto superior por gammáridos y bétidos (Tabla 2), que representaban en abundancia más del 50% de los individuos. En menor medida destacaban los quironómidos, oligoquetos y simúlidos. En el tramo afectado por la actividad de la central eléctrica los quironómidos representaban el 50% de los individuos presentes, mientras que en menor medida destacaban los gammáridos, oligoquetos y élmidos. En el tramo inferior los taxones dominantes fueron los oligoquetos y quironómidos, que representaban entre el 77%

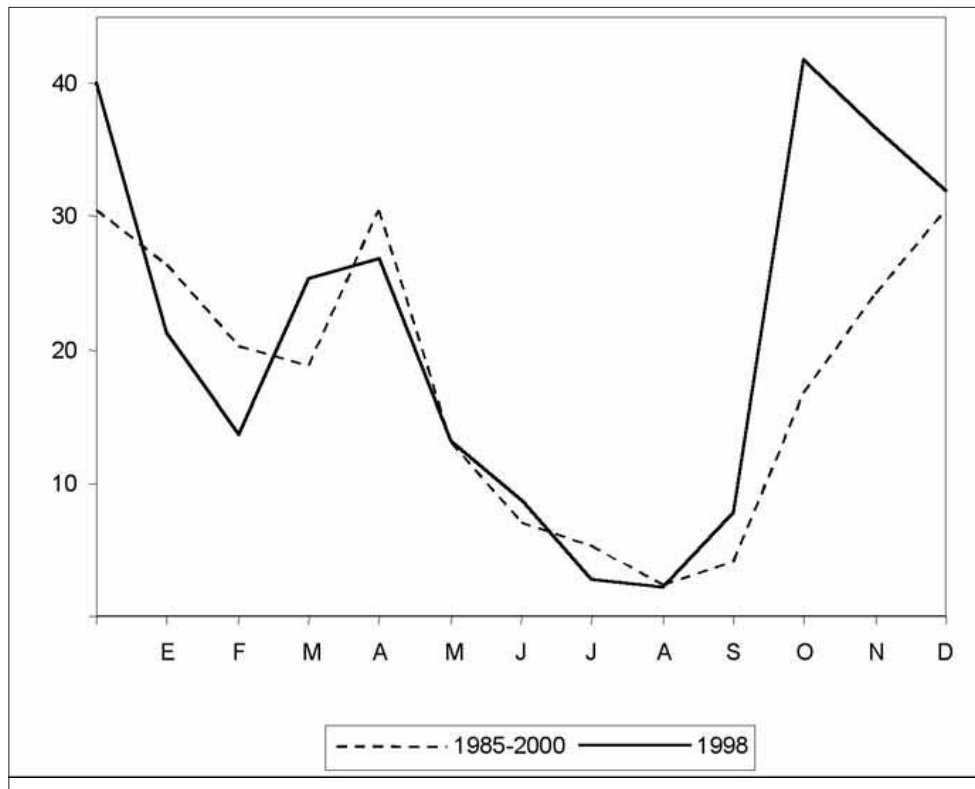


Figura 2. Caudal medio del río Larraun (Hm³) en Irurtzun en el año 1998 y comparación con el caudal medio de una serie de 15 años (1985-2000). (Datos facilitados por el Gobierno de Navarra).

Figure 2. Average flow (Hm³) measured in the river Larraun in Irurtzun in 1998 and average flow in the same area over 15 years (1985-2000). (Data facilitated by Navarre Government).

y el 85% de los individuos presentes. Estos taxones fueron dominantes en sus respectivos puntos en las dos épocas analizadas, manteniéndose en general en porcentajes similares. Sólo en el tramo inferior (P-3) se dio un cambio en el orden de dominancia, siendo dominantes los oligoquetos en Primavera (con un 54%) y los quironómidos en Verano (con un 56%).

En cuanto a grupos tróficos (Fig. 3), los trituradores fueron disminuyendo su abundancia relativa a lo largo del río, a la vez que aumentaba la de los organismos colectores, llegando los primeros casi a desaparecer en el último punto analizado (abundancia relativa <0,2%). Los predadores siempre fueron el grupo minoritario. La estructura de grupos tróficos no sufrió variaciones muy grandes de Primavera a Verano, si bien si se pudo apreciar un ligero aumento de los organismos raspadores espe-

cialmente en el tramo bajo, a la vez que disminuían los organismos trituradores en P-2 y los colectores en P-3.

DISCUSIÓN

Los parámetros físico-químicos medidos en el río Larraun no mostraron la existencia de alteraciones graves de la calidad, por lo que se puede pensar que el funcionamiento de la pequeña central hidroeléctrica de Dos Hermanas no influye significativamente en la calidad físico-química, algo ya apuntado en otros ríos peninsulares (JESUS *et al.* 2004; TAVARES *et al.*, 2004). Por su parte, y a pesar del menor valor mínimo de oxígeno hallado en algunas fechas en P-3, también parece que la incidencia del núcleo de Irurtzun sobre la calidad físico-química de las aguas del río

	Primavera			Verano		
	P-1	P-2	P-3	P-1	P-2	P-3
<i>Hidracarina</i>	0,22	1,25		0,94	2,12	0,39
<i>Erpobdellidae</i>	0,02			0,10		
<i>Glossiphoniidae</i>	0,10	0,07	0,87	0,16	0,07	0,27
<i>Oligochaeta</i>	8,74	10,18	54,22	3,74	8,22	21,09
<i>Planariidae</i>	0,77			0,52		
<i>Elmidae</i>	4,05	8,13	1,13	6,77	11,60	4,61
<i>Gyrinidae</i>				0,05		
<i>Hydraeniidae</i>	0,02	0,03		0,04		
<i>Anomopoda</i>		0,35	4,46	0,04	0,40	1,70
<i>Copepoda</i>	0,06	0,24	1,10	0,27	0,93	3,09
<i>Gammaridae</i>	33,38	19,67		35,21	9,81	0,03
<i>Ostracoda</i>	0,18		0,03	0,13	0,20	0,03
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	0,02			0,02	0,20	0,06
<i>Athericidae</i>				0,01	0,13	
<i>Ceratopogoniidae</i>	0,02					
<i>Chironomiidae</i>	14,17	50,26	30,41	8,18	49,73	56,10
<i>Dolichopodidae</i>	0,01		0,10			
<i>Empididae</i>		0,03		0,12	0,07	0,46
<i>Limoniidae</i>		0,14	0,03	0,07	0,53	0,06
<i>Muscidae</i>		0,03				
<i>Psychodidae</i>	0,01		0,03	0,04		
<i>Simuliidae</i>	7,64	0,03		8,33	0,13	0,03
<i>Tipulidae</i>			0,03			
<i>Baetidae</i>	20,82	1,32	0,10	21,62	0,66	1,00
<i>Caenidae</i>	1,10	1,74	1,49	0,13	8,62	1,27
<i>Ephemereleididae</i>	0,56	1,49	0,55	0,11		0,03
<i>Ephemeridae</i>	0,01					
<i>Heptageniidae</i>	4,27	0,49	0,03	1,44	0,07	
<i>Leptophlebiidae</i>	0,16	0,03	0,10	0,09	0,07	
<i>Corixidae</i>	0,78			0,12	0,07	
<i>Gerridae</i>	0,01					
<i>Hydra</i>	0,15	0,21	0,61	0,02	0,07	0,46
<i>Ancylidae</i>	0,08	0,49	3,98	0,16	1,39	8,46
<i>Hydrobiidae</i>	1,17	0,07	0,10	0,03		0,15
<i>Neritidae</i>	0,02					
<i>Physidae</i>			0,36			
<i>Sphaeriidae</i>	0,02	0,03	0,03	0,09		0,06
<i>Nematoda</i>	0,08	0,52	0,19	0,02	0,33	0,33
<i>Sialidae</i>	0,04	0,07			0,13	
<i>Gomphidae</i>		0,03				
<i>Leuctridae</i>	0,81	2,64	0,03	0,40	1,72	0,03
<i>Goeridae</i>					0,07	
<i>Hydropsychidae</i>	0,21	0,07		6,86	0,27	0,27
<i>Hydroptilidae</i>				0,71		
<i>Polycentropodidae</i>	0,20	0,03		0,87	0,99	
<i>Psychomyiidae</i>	0,04	0,28		1,53	1,13	
<i>Rhyacophilidae</i>	0,09	0,03		0,50		
<i>Sericostomatidae</i>	0,01			0,41		
<i>Ninfa Trichoptera</i>				0,18	0,27	
Número de taxones	37	30	23	38	29	23
Abundancia (individuos/m2)	10.280	2.877	3.091	10.095	1.508	3.296
H'	2,90	2,37	1,88	3,00	2,61	2,08
E	0,56	0,48	0,42	0,57	0,54	0,46

Tabla 2. Estructura, riqueza taxonómica y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados en los puntos estudiados del río Larraun. H': Diversidad de Shannon; E: Índice de equitatividad.

Table 2. Macroinvertebrate community structure, richness and abundance at the studied points of the Larraun River. H': Shannon's diversity index; E: Evenness index.

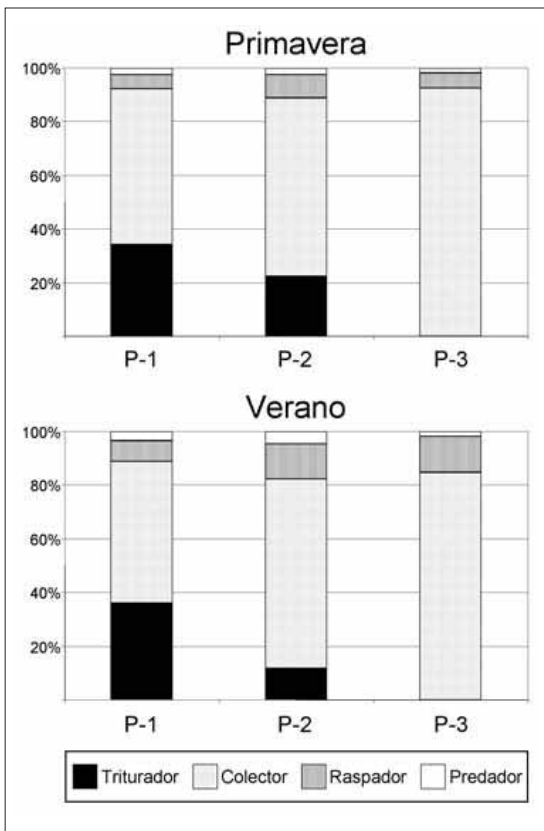


Figura 3. Estructura de grupos tróficos en los puntos estudiados del río Larraun.

Figure 3. Macroinvertebrates functional feeding groups structure in the analysed points in the Larraun river.

Larraun fue mínima, posiblemente por mantener todavía el río una aceptable capacidad de autodepuración en el tramo. En cambio la actividad humana en el tramo bajo del río parece que si habría condicionado las características hidrológicas y morfológicas en esa parte del río. Por una parte las variaciones de caudal, como las provocadas por el funcionamiento de pequeñas centrales hidroeléctricas, están asociadas a la existencia de un sustrato más inestable (CORTES *et al.*, 1998). Además estas variaciones hicieron que durante ciertos periodos parte del cauce no estuviera cubierto por agua, haciéndolo poco apropiado para el desarrollo de una gran parte de invertebrados acuáticos. Esto reduciría la disponibilidad de sustrato apropiado para la fauna, más aún si tenemos en cuenta que proporcionalmente quedaba expuesto al aire más sustrato con

cantos-gravas que con losa lisa, este último menos apropiado como hábitat para la mayor parte de los invertebrados. Por otra parte los aumentos bruscos de caudal en el momento que se procediera a abrir los aliviaderos de la central, con el consiguiente incremento de la velocidad del agua, actuarían como un factor más de estrés para la fauna en el tramo. Por su parte en el tramo P-3 la única característica destacable, aparte de una mayor dominancia de cantos, sería la existencia de una mayor cantidad de sedimentos, tal vez procedentes parcialmente del núcleo de Irurtzun. En este tramo eran apenas perceptibles variaciones importantes en la anchura de la lámina de agua y la profundidad media a lo largo del día. Probablemente las variaciones de caudal provocadas por la central hidroeléctrica de Dos Hermanas se verían atenuadas por la menor pendiente existente en esta última parte del río, por la existencia de una mayor proporción de áreas lenticas (anchas y profundas), así como por el aporte del efluente procedente del núcleo de Irurtzun. Estas alteraciones, en cambio, estarían más claramente reflejadas en la comunidad de macroinvertebrados, tanto en su riqueza, su abundancia como su estructura.

Así en el tramo P2, afectado por la actividad de la central hidroeléctrica, la riqueza de taxones disminuyó respecto a la hallada en el tramo superior analizado, algo ya descrito para otros ríos (PALMER & POFF 1997; CORTES *et al.*, 1998; PUCKRIDGE *et al.*, 1998). Estos tramos de río ven generalmente alterada la estructura de su hábitat, lo que provoca la pérdida de aquellos taxones más sensibles (como los tricópteros), de taxones que carecen de estructuras para fijarse al sustrato o de los que no encuentran refugio enterrándose en el sustrato (JESUS *et al.*, 2004). El descenso de la abundancia de macroinvertebrados, como el observado en el río Larraun en el tramo P2, ha sido ya descrito en anteriores estudios como otra alteración existente en ríos afectados por la regulación de su caudal (p. ej. FJELLHEIM *et al.*, 1993; DESSAIX *et al.*, 1995; DOLÉDEC *et al.*, 1996; FJELLHEIM & RADDUM 1996; PARDO *et al.*, 1998). Puesto que pocas especies están adaptadas a las bruscas variaciones de

caudal que tienen lugar en tramos afectados por centrales hidroeléctricas, se suele observar en ellos una reducción de la abundancia (BRITAIN & SALTVEIT 1989; MALMQVIST & ENGLUND 1996; TIEMANN *et al.*, 2004), tal y como ocurrió en el río Larraun. Al igual que LAUTERS *et al.*, (1995) observaron aguas abajo de una central en un río pirenaico, el valor de la abundancia de macroinvertebrados en verano fue aún menor, tal vez debido a que la disponibilidad de sustrato apropiado para el desarrollo de los macroinvertebrados sería todavía menor en la época de estiaje. Las variaciones de caudal y la alteración del medio físico podrían explicar también el cambio observado en la estructura de la comunidad, así como la dominancia de quironómidos en P2, algo habitual en zonas localizadas por debajo de presas y estaciones hidroeléctricas debido a que se tratan de colonizadores oportunistas (ARMITAGE & BLACKBURN 1990; MUNN & BRUSVEN 1991; TORRALVA *et al.*, 1996). Estos cambios en la riqueza y la estructura de la comunidad de macroinvertebrados provocarían el descenso en los valores de la diversidad y la equitatividad. Sin embargo, y a pesar que también anteriores estudios hayan apuntado el descenso de la diversidad debido a la regulación del caudal (CORTES *et al.*, 1998; JESÚS *et al.*, 2004), no es correcto explicar las variaciones de la diversidad mediante un único factor causal, pues estas variaciones suelen ser consecuencia de una cadena de interacciones complejas, donde también intervienen la heterogeneidad del hábitat o el suministro de materia orgánica particulada (POM) procedente de zonas superiores del río (CORTES 1992; MALMQVIST & ENGLUND 1996; CORTES *et al.*, 1998). Es por ello que CORTES *et al.*, (2002) consideren que la diversidad no es el parámetro más adecuado para comprobar la afección provocada por la regulación del caudal, sino que la variación y composición de taxones pueden ofrecer una mejor interpretación sobre la biota.

En cuanto a la estructura trófica, el incremento de organismos colectores y la reducción de trituradores es algo que ocurre de manera habitual a lo largo de los ríos, por el incremento de

FPOM (materia orgánica de pequeño tamaño) en relación a la disponibilidad de CPOM (materia orgánica de tamaño mayor). El propio hecho de las sueltas periódicas de agua que la actividad de las pequeñas centrales hidroeléctricas supone, haría que no existieran los tiempos de retención de CPOM proveniente de tramos superiores que se observan en otros pequeños embalses (CORTES *et al.*, 1998), por lo que se puede pensar que no existirían grandes restricciones para los organismos trituradores en cuanto a la disponibilidad de alimentos. Por su parte, el incremento existente respecto a organismos raspadores en estos tramos con caudales variables puede estar motivado por el hecho de que estos organismos raramente son arrastrados por los aumentos bruscos de caudal (HAUER & LAMBERTI 1996).

En el tramo P3 también se detectaron descensos en la riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad, así como cambios en la estructura taxonómica y trófica en la comunidad de macroinvertebrados. La riqueza de taxones se redujo aún más que en el tramo anterior, principalmente por la desaparición de algunas efémeras (Heptageniidae y Leptophlebiidae) y prácticamente todos los tricópteros, organismos que en general exigen una buena calidad de las aguas. La abundancia no alcanzó los valores existentes en el tramo superior, si bien fue superior a la encontrada en el tramo P2, lo que podría interpretarse como una desaparición del estrés ambiental que las variaciones de caudal producían. A pesar de esta mejora, la menor abundancia existente en el tramo respecto a la hallada en punto P1 podría tomarse como indicadora de una alteración debida a la existencia de polución, lo que se puede intuir también por la dominancia de oligoquetos y quironómidos (taxones tolerantes a la polución) y la práctica desaparición de gammáridos, algo habitual en tramos de río con polución orgánica (SIMON & BUIKEMA 1997; OSCOZ *et al.*, 1999; RUEDA *et al.*, 2002). También claro reflejo de la existencia de un enriquecimiento orgánico y una mayor disponibilidad de FPOM en este tramo sería la dominancia de organismos colectores que se

encontró (RESH & JACKSON 1993; METCALFE-SMITH 1994; DEL MORAL *et al.*, 1997).

A pesar de que la estructura y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados en un río está influida por factores tales como el régimen hidrológico, la estabilidad del sustrato, el tipo y la abundancia de los recursos tróficos o el uso de suelo en la cuenca (BRITTAIN & SALTVEIT 1989; DESSAIX *et al.*, 1995; ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR 1996; QUINN *et al.*, 1997; CORTES *et al.*, 1998; JESUS *et al.*, 2004), no obstante, en la parte baja del río Larraun los principales factores que condicionaron la comunidad de macroinvertebrados parecieron ser el ciclo operativo de la central hidroeléctrica, con sus variaciones de caudal, y la polución orgánica proveniente del núcleo de Irurtzun.

A tenor de los resultados obtenidos, la dominancia de ciertos taxones (como los quironómidos) o de los organismos colectores en pequeños ríos situados en zonas relativamente altas de las cuencas pueden ser indicativas de la existencia de alteraciones, pudiendo ser usados como un indicador en el control del estado de calidad de las aguas.

Por otra parte, las variaciones en los parámetros físicos y químicos por vertidos puntuales

o por variaciones en el caudal pueden ser difíciles de detectar, tanto por haberse mitigado sus efectos unos kilómetros más abajo, como por ser sólo detectables en el momento en el que se producen. En muchas ocasiones no es posible mantener estaciones de medida continua (tanto de parámetros fisicoquímicos como de caudal circulante) o realizar medidas de todos los posibles contaminantes existentes. Por ello, el análisis de la comunidad de macroinvertebrados puede permitir hacer un análisis que refleje la situación del tramo e informe sobre si en el pasado se han producido alteraciones, integrando los datos químicos, físicos y biológicos. De esta forma, en tramos donde se detecten problemas se podrían establecer medidas para averiguar posibles alteraciones, lo que representa una herramienta útil y rápida para el control de la calidad de las aguas.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a la «Fundación Universitaria de Navarra» por la financiación parcial de este trabajo mediante un PIUNA (Proyectos de Investigación Universidad de Navarra).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARMITAGE, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. In: *Regulated rivers*. A. LILLEHAMMER & S.J. SALTVEIT, Eds. Pags. 139-165. Universitetsforlaget, Oslo.
- ARMITAGE, P.D. & BLACKBURN, J.H. 1990. Environmental stability and communities of Chironomidae (Diptera) in a regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 319-328.
- BRITTAIN, J.E. & SALTVEIT, S.J. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 191-204.
- CORTES, R.M.V. 1992. Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river systems and the influence of abiotic factors on the spatial structure of those communities. *Archiv für Hydrobiologie*, 126: 85-103.
- CORTES, R.M.V., FERREIRA, M.T., OLIVEIRA, S.V. & GODINHO, F. 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389: 51-61.

- CORTES, R.M.V., FERREIRA, M.T., OLIVEIRA, S.V. & OLIVEIRA, D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, 18: 367-382.
- CUMMINS, K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystem. *Bioscience*, 24: 631-641.
- DEL MORAL, M., MARTÍNEZ LÓPEZ, F. & PUJANTE, A.M. 1997. Estudio de los pequeños ríos de la Sierra de Espadan (SO Castellón). Macroinvertebrados y calidad de sus aguas. *Ecología*, 11: 37-61.
- DESSAIX, J., FRUGET, J.F., OLIVIER, J.M. & BEFFY, J.L. 1995. Changes of the macroinvertebrate communities in the dammed and by-passed sections of the french upper Rhône after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 265-279.
- DOLÉDEC, S., DESSAIX, J. & TACHET, H. 1996. Changes within the Upper Rhône River macrobenthic communities after the completion of three hydroelectric schemes: anthropogenic effects or natural change? *Archiv für Hydrobiologie*, 136 (1): 19-40.
- DOLÉDEC, S. OLIVIER, J.M. & STATZNER, B. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv für Hydrobiologie*, 148 (1): 25-43.
- FJELLHEIM, A., HAVARDSTUN, J., RADUM, G.G. & SCHNELL, O.A. 1993. Effects of increased discharge on benthic macroinvertebrates in a regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8: 179-187.
- FJELLHEIM, A. & RADDUM, G.G. 1996. Weir building in a regulated west norwegian river: long-term dynamics of invertebrates and fish. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12: 501-508.
- FRUGET, J.F. 1991. The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhône, France. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 241-255.
- GRAÇA, M.A.S., COIMBRA, C. N. & SANTOS, L.M. 1995. Identification level and comparison of biological indicators in biomonitoring programs. *Ciencia Biologica. Ecology and Systematics*, 15: 9-20.
- HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. 1996. *Methods in stream ecology*. Academic Press. 647 pp.
- JESUS, T., FORMIGO, N., SANTOS, P. & TAVARES, G.R. 2004. Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic macroinvertebrate communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23 (3-4): 241-256.
- LAUTERS F., LAVANDIER, P., LIM, P. SABATON, C. & BELAUD, A. 1995. Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationships with fish feeding habits in a Pyrenean river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 1-12.
- MALMQVIST, B. & ENGLUND, G. 1996. Effects of hydropower-induced flow perturbations on mayfly (Ephemeroptera) richness and abundance in north Swedish river rapids. *Hydrobiologia*, 341: 145-158.
- METCALFE-SMITH, J.L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate community. In: *The rivers handbook (II)*. P. CALOW & G.E. PETTS, Eds., págs. 144-170. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- MUNN, M.D. & BRUSVEN, M.A. 1991. Benthic macroinvertebrate communities in non regulated and regulated waters of the Clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 1-11.
- NILSA 1998. *Plan director de saneamiento de ríos. Informe de gestión año 1998*. Navarra de Infraestructuras Locales S.A., 57 pp.
- OSCOZ, J., CAMPOS, F. & ESCALA, M.C., 2004. Calidad biológica de las aguas del río Larraun (Navarra) (1996-1997). *Ecología*, 18: 11-20.
- OSCOZ, J., CAMPOS, F., ESCALA, M.C., MIRANDA, R., LEKUONA, J.M., GARCÍA-FRESCA, C. & DE LA RIVA, C. 1999. Efecto de una piscifactoría sobre la fauna de macroinvertebrados y peces fluviales del río Urederra (Navarra, España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 95 (3-4): 109-115.

- PARDO, I., CAMPBELL, I.C. & BRITAIN, J.E. 1998. Influence of dam operation on mayfly assemblage structure and life histories in two south-eastern Australian streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14: 285-295.
- PALMER, M.A. & POFF, N.L. 1997. The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 169-173.
- PUCKRIDGE, J.T., SHELDON, K.F., WALKER, K.F. & BOULTON, A.J. 1998. Flow variability and ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research*, 49: 55-72.
- QUINN, J.M., COOPER, A.B., DAVIES-COLLEY, R.J., RUTHERFORD, J.C. & WILLIAMSON, R.B. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31: 579-597.
- RESH, V.H. & JACKSON, J.K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. D.M. ROSENBERG & V.H. RESH, Eds. págs. 195-233. Chapman & Hall. New York.
- RUEDA, J., CAMACHO, A., MEZQUITA, F., HERNÁNDEZ, R. & ROCA, J.R. 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a mediterranean stream. *Water, Air and Soil Pollution*, 140: 425-444.
- SIMON, K.S. & BUIKEMA, A.L. 1997. Effects of organic pollution on an Appalachian Cave: Changes in macroinvertebrate populations and food supplies. *American Midland Naturalist*, 138: 387-401.
- SLOTO, R.A. 1987. Effect of urbanization on the water resources of Eastern Chester County, Pennsylvania. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 87- 4098*. 131 pp.
- STATZNER, B., BIS, B., DOLÉDEC, S. & USSEGLIO-POLATERA, P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2: 73-85.
- TAVARES, G.R., FORMIGO, N. & JESÚS, T. 2004. Study of the impact of the discharges of the Vila-Viçosa small hydroelectric development (Portugal) on the water quality and on the fish communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23 (3-4): 271-282.
- THORNE, R.J. & WILLIAMS, W.P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37: 671-686.
- TIEMANN, J.S., GILLETTE, D.P., WILDHABER, M.L. & EDDS, D.R. 2004. Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a midwest river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133 (3): 705-717.
- TORRALVA, M.M., OLIVA, F.J., UBERO-PASCUAL, N.A., MALO, J. & PUIG, M.A. 1996. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el río Segura (SE España). *Limnetica*, 11 (2): 49-56.
- WARD, J.V. 1976. Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. In: *Instream flow needs symposium 2*. J.F. ORSBORN & C.H. ALLMAN, Eds. Págs. 235-253. American Fisheries Society. Bethesda.
- WEAVER, L.A. & GARMAN, G.C. 1994. Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123: 162-172.
- ZAMORA-MUÑOZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish river, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15 (3): 332-352.