

## **ESTADO TRÓFICO Y CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO GÁLLEGO A SU PASO POR LA PROVINCIA DE HUESCA**

Marta MICHAVILA<sup>1</sup>  
Rocío LÓPEZ-FLORES<sup>2</sup>  
José Antonio CUCHÍ<sup>3</sup>

RESUMEN.— El río Gállego abarca una amplia diversidad y complejidad de ecosistemas en su cuenca, dadas las diferencias climáticas en su curso. Además, se encuentra regulado desde la cabecera. En este artículo se abordan los efectos que ocasionan las cadenas de embalses y las presiones antrópicas sobre la calidad ecológica y el estado trófico de este río altamente alterado. Se estudiaron a lo largo de un año estacionalmente los parámetros físico-químicos, el estado trófico y la calidad ecológica en seis puntos situados aguas abajo de los diferentes embalses existentes. Se llevó a cabo un estudio de macroinvertebrados mediante los índices IBMWP, diversidad y riqueza taxonómica, además de la estructura funcional de la comunidad. Los resultados mostraron que las cadenas de embalses generan eutrofización aguas abajo de las mismas, conllevando un aumento de la diversidad y la disponibilidad de alimento para los organismos, y, en consecuencia, una alteración de la calidad ecológica esperada, que es menor en la cabecera que en los puntos centrales. Además, se observó cómo el río Gállego está siendo objeto de un grave deterioro provocado por los vertidos de aguas residuales

---

<sup>1</sup> C/ Félix Latassa, 26. E-50006 ZARAGOZA. michavilamarta@gmail.com

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Instituto de Ciencias Ambientales (IUCA). Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 HUESCA. rocio.lopez@unizar.es

<sup>3</sup> Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 HUESCA. cuchí@unizar.es

urbanas e industriales en parte sin tratamiento previo, y que estos son más intensos en la zona de la cabecera. Se pudo comprobar cómo a lo largo de este curso fluvial las especies generalistas desplazan a las más sensibles, indicadoras de buena calidad.

ABSTRACT.— The Gállego River covers a wide variety and complexity of ecosystems along the whole river, due to climatic differences in its course. In addition, it is regulated from the header. This paper addresses the effects which are caused by chains of dams and anthropogenic pressures on the ecological quality and trophic status of this highly transformed river. They were studied seasonally over a year period several physicochemical parameters, the trophic status and the ecological quality in six points located downstream of the different existing reservoirs. A macroinvertebrate study was conducted, using indexes IBMWP, diversity and taxonomic richness, addition to the functional structure of the community. Results showed that the chains of dams generate an eutrophication downstream from them, which leads to an increase on diversity and food availability for the organisms, and in consequence, it leads to a perturbation of the expected ecological quality, which was lower in the header area. Moreover, it was observed how the Gállego River is under a serious deterioration caused by discharges of urban and industrial wastewater only partially treated, being more intense in the header area. It was verified that along this river course, generalist species displaced more sensitive and indicator species of good quality.

KEY WORDS.— Aquatic macroinvertebrates, ecological quality, dams, trophic status, Gállego River (Spain).

## INTRODUCCIÓN

El mantenimiento de los patrones naturales de los ecosistemas fluviales resulta esencial para la viabilidad de muchas especies. La biodiversidad y la heterogeneidad características de estos hábitats dependerán de un modo directo de la conectividad entre cauce, llanura de inundación y lecho del río (BUNN y ARTHINGTON, 2002). A la hora de tratar un sistema fluvial a escala de cuenca, la dimensión longitudinal adquiere mayor importancia. Representa el eje a través del cual se mantiene la continuidad de flujos, se modifica la energía desde las partes altas a las bajas y se organizan las comunidades biológicas (GONZÁLEZ y GARCÍA, 2007). Surge así el concepto de *río continuo*, según el cual todos los cambios ocurridos en un tramo fluvial determinado repercutirán aguas abajo (VANNOTE y cols., 1980; MINSHALL y cols., 1983; WARD, 1989).

El empleo en conjunto de la cuantificación de parámetros fisicoquímicos y la utilización de bioindicadores resulta muy útil para lograr un estudio integral del medio. En concreto, los macroinvertebrados poseen ciclos de desarrollo lo suficientemente extendidos para detectar alteraciones producidas tiempo atrás: necesitan alrededor de un mes para volver a recolonizar el lugar afectado (ALBA-TERCEDOR, 1996). Mediante el estudio de la diversidad taxonómica, la riqueza de especies y el índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) (ALBA-TERCEDOR y cols., 2002) se puede obtener una visión general de la calidad ecológica del ecosistema. Otro bioindicador importante es el perifiton. Se trata del conjunto de algas, bacterias y hongos que crece en las rocas, troncos, macrófitos y estructuras del cauce unidas al sustrato por una matriz de polisacáridos. La concentración de clorofila que contenga será proporcional a la biomasa algal y será determinante a la hora de diagnosticar el estado trófico del río (DODDS y cols., 1998).

Las perturbaciones naturales son necesarias para mantener el equilibrio en estos ecosistemas, no ocurriendo así con las antrópicas como es la regulación de ríos mediante infraestructuras hidráulicas (SLOTO, 1987; WEAVER y GARMAN, 1994; OSCOZ y cols., 2006). Los embalses y las centrales hidroeléctricas alteran el régimen natural de caudales (PETTS, 1984; WARD y STANFORD, 1979; LIGON y cols., 1995; WARD y STANFORD, 1995; KONDOLF, 1997; BATALLA y cols., 2004). Generan un aumento de zonas lénticas frente a lóxicas y la ausencia de crecidas periódicas genera un ciclo cerrado de condiciones de contaminación-eutrofización, al propiciarse entre otros, un desarrollo excesivo de algas (PETTS, 1984; DÍAZ-HERNÁNDEZ, 2005). Las especies autóctonas y las más sensibles (ALBA-TERCEDOR, 1996) se extinguen o se desplazan, mientras que las generalistas y más tolerantes predominan (AGIRRE y GARCÍA DE BIKUÑA, 2000), con lo que disminuye la diversidad de la comunidad de organismos.

Sin embargo, no ocurre lo mismo cuando se suceden en un curso fluvial varios embalses. En este caso, los tramos fluviales río abajo irán sumando las especies colonizadoras de los tramos superiores, lo que tendrá como consecuencia el aumento de la diversidad (MARGALEF, 1983). No obstante, este cambio no se verá reflejado en un aumento del índice de calidad ecológica IBMWP, ya que tiene en cuenta los requerimientos ecológicos de

cada familia, otorgándoles un valor mayor a los taxones indicadores de calidad de agua más alta (CHE, 2009).

El objetivo principal de este estudio consistió en analizar los efectos derivados de las presiones antrópicas y la consecución de embalses sobre la biodiversidad y la calidad ecológica del río Gállego. Se realizó un estudio de la comunidad de macroinvertebrados en seis tramos del río y su evolución estacional durante un año. Se determinó el estado trófico, el índice IBMWP de calidad ecológica y la diversidad de macroinvertebrados de cada tramo. Por último, se analizó la variación de la composición taxonómica y estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del curso fluvial para observar la respuesta de la comunidad a las modificaciones de su hábitat y sus requerimientos físicos y ecológicos.

## MARCO DE ESTUDIO

### *El río Gállego*

El río Gállego es uno de los principales afluentes del río Ebro por su margen izquierda (fig. 1). Nace en la frontera con Francia en el Portalet y desemboca en el Ebro en Zaragoza. Las cotas máximas de su cuenca superan los 3000 m<sup>2</sup>, mientras que su desembocadura se encuentra a 190 msnm. En sus 192 kilómetros de recorrido, fundamentalmente de norte a sur, atraviesa todas y cada una de las unidades morfoestructurales del norte de Aragón, desde la zona axial pirenaica hasta el centro de la depresión del Ebro (OLLERO y cols., 2004). Sus aproximadamente 4000 km<sup>2</sup> de cuenca ofrecen una enorme diversidad y complejidad de ecosistemas, desde glaciares de alta montaña hasta estepas, dadas las diferencias climáticas en su curso desde su cabecera montañosa a la aridez del valle del Ebro. Esta diversidad permite que cuente con diferentes categorías de ecotipos según CEDEX (2005); GONZÁLEZ y GARCÍA (2007).

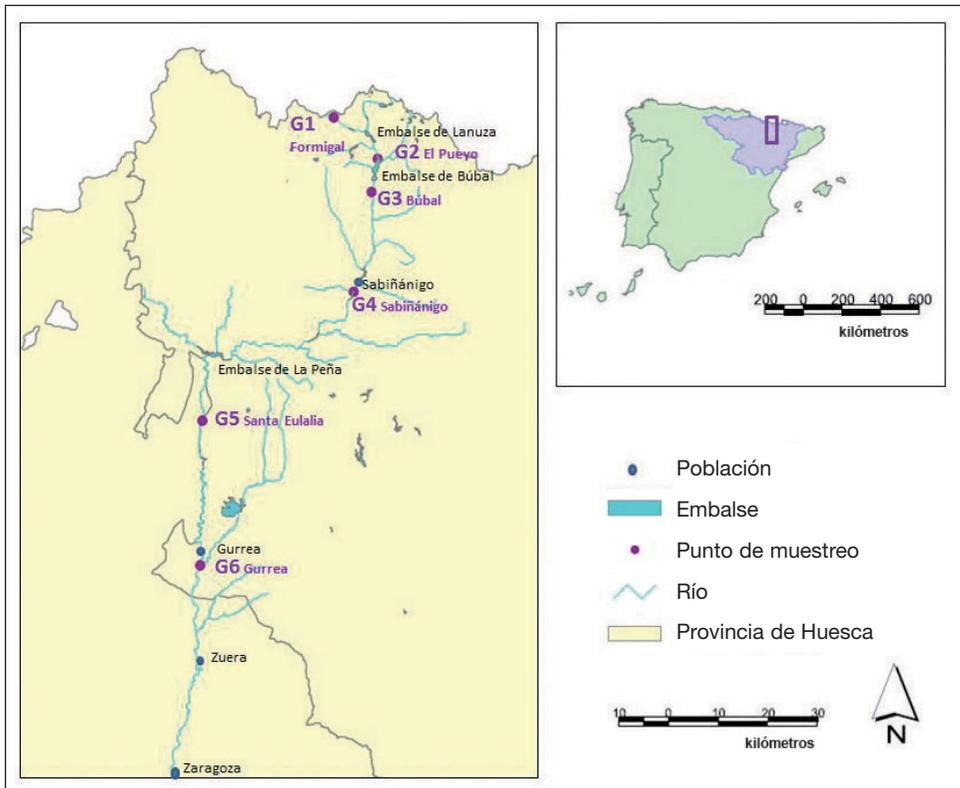
Este río, como todos los del centro del valle del Ebro, ha sido sometido a una intensa acción humana, entre las que se encuentran la construcción de embalses de diversas cabidas, las derivaciones de caudal para producción de energía eléctrica y/o regadíos, así como la recepción de diversos vertidos urbanos e industriales. Existe muy poca información sobre los efectos que estas actividades antrópicas provocan en la calidad del agua del río.

El Gállego nace en las inmediaciones de las Ventas del Portalet y su cabecera se encuentra dentro del dominio esquiable de Formigal. Aguas Limpias y Caldarés, afluentes de alta montaña y también cabeceras secundarias de este río, están ampliamente represados para producir energía eléctrica con reducción del flujo de agua en algunos tramos e importantes variaciones de caudal en función del turbinado. Aguas abajo de Sallent de Gállego, el río entra en los embalses de Lanuza, finalizado en 1980 con un volumen útil de 16 hm<sup>3</sup>, y Búbal (1971, 62 hm<sup>3</sup>). Ambos tienen usos agrícolas y energéticos, aunque la gestión del primero está condicionada por un festival veraniego. Luego recibe los vertidos urbanos de Biescas y los urbanos e industriales de Sabiñánigo, así como aportes subterráneos de varios vertederos cercanos al cauce que contienen lindano y mercurio (FERNÁNDEZ y cols., 2013). A partir de Sabiñánigo comienza otra serie escalonada de azudes y centrales que finaliza en Carcavilla, aguas abajo del embalse de La Peña (1913, 15 hm<sup>3</sup>). Atraviesa las Sierras Exteriores en un pintoresco cañón bajo los Mallos de Riglos. En el embalse de Ardisa (1931, 3 hm<sup>3</sup>), el canal de enlace al embalse de Sotonera detrae hasta 90 m<sup>3</sup>/s. En aguas bajas, un caudal pasante de 10 m<sup>3</sup>/s alimenta los regadíos del bajo Gállego, que lo detraen sucesivamente en azudes en Ontinar de Salz (acequias de Camarera y Candevania), Torre del Rabal (Rabal) y Cartuja de Aula Dei (Urdana).

Los desembalses inciden en el caudal de los diversos tramos del río. Se considera que la capacidad reguladora, tanto de Lanuza como de La Peña, apenas modifica el régimen fluvial (GARCÍA y MORENO, 2003).

### *Área de estudio*

Se eligieron seis puntos a lo largo del curso del río Gállego (figs. 1 y 2), en la provincia de Huesca, teniendo en cuenta diferentes criterios. El principal fue la existencia de un embalse aguas arriba de cada uno, al tratarse del impacto más relevante valorado en este trabajo. Se tuvo en cuenta su accesibilidad y se evitó situarlos inmediatamente aguas abajo de perturbaciones hidromorfológicas o fisicoquímicas (CHE, 2009). Cada punto se subdivide a su vez en otros tres subpuntos, de cara a que aparezcan los suficientes microhábitats en donde poder realizar un muestreo representativo del tramo (PUJANTE y cols., 1995).



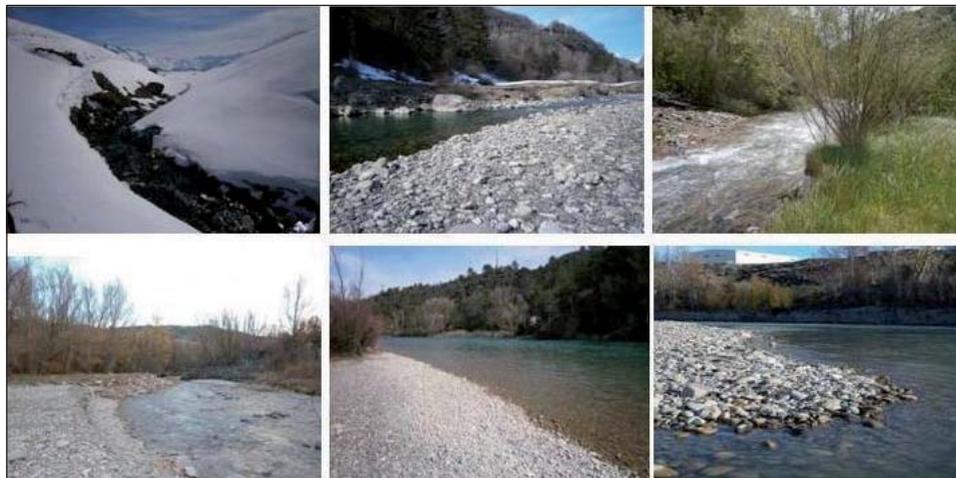
**Fig. 1.** Localización de los puntos de muestreo en el curso del río Gállego. Se muestran las poblaciones principales y los embalses más importantes en su recorrido.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo muestreos estacionales a lo largo de un año, desde el otoño de 2012 al verano de 2013, coincidiendo con el final de noviembre, principio de marzo, final de mayo y final de agosto.

### *Parámetros físicoquímicos*

Se determinaron el pH, la conductividad, la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto en cada uno de los tres puntos de los tramos, mediante una sonda multiparamétrica HACH-Lange (HACH-Lange, USA).



**Fig. 2.** Detalle de cada uno de los seis puntos de muestreo.

De arriba abajo y de izquierda a derecha, Formigal (G1) y El Pueyo de Jaca (G2) en la estación de invierno; Búbal (G3) en primavera; Sabiñánigo (G4), Santa Eulalia de Gállego (G5) y Gurrea de Gállego (G6) en otoño.

### *Perifiton y macroinvertebrados*

Mediante muestreos de perifiton se obtuvo el estado trófico de la masa de agua en cada punto del muestreo. Las muestras se extrajeron y analizaron siguiendo los protocolos estándar (ELOSEGI y SABATER, 2009) y considerando una superficie de 25 cm<sup>2</sup>. Se transformaron los valores obtenidos de absorbancia a concentración por unidad de área mediante las fórmulas desarrolladas en JEFFREY y HUMPHREY (1975). El estado trófico se obtuvo por comparación con los valores determinados en DODDS y cols. (1998). En cuanto a los macroinvertebrados, se realizaron muestreos según el protocolo establecido por ALBA-TERCEDOR (1996), abarcando una superficie total de 2,6 m<sup>2</sup> por punto. Se utilizaron dos redes sùber de superficie conocida (25 × 25 cm y 30 × 30 cm) y se realizaron 20 kiks por muestreo. Tras la limpieza manual de las muestras en laboratorio, se utilizaron para su clasificación a nivel de familia: la clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro (OSCOZ y cols., 2009) y las claves dadas de TACHET y cols. (2000). De este último se extrajo la información referente a los requerimientos ecológicos de las familias de macroinvertebrados (estrategia trófica, tolerancia a la contaminación, microhábitat y nivel de eutrofia).

**Tabla 1.** Rangos del estado ecológico según el índice IBMWP para los diferentes ecotipos establecidos en la cuenca del Gállego (CHE, 2007).

<i>Estado ecológico</i>	<i>Baja montaña mediterránea</i>	<i>Montaña mediterránea calcárea</i>	<i>Ejes mediterráneos poco mineralizados</i>	<i>Montaña húmeda calcárea</i>	<i>Ríos de alta montaña</i>
<i>Muy bueno</i>	66	66	91	101	136-111
<i>Bueno</i>	65-56	65-56	90-71	100-81	110-86
<i>Moderado</i>	55-41	55-41	70-55	60-61	85-66
<i>Deficiente</i>	40-20	40-20	54-25	60-31	65-35
<i>Malo</i>	19-0	19-0	24-0	30-0	34-0

Además, se procedió al conteo de todos los individuos presentes para determinar su abundancia. Se determinó el índice de calidad ecológica IBMWP, siguiendo los protocolos y análisis establecidos por la Confederación Hidrográfica del Ebro. Se comparó el valor obtenido en cada punto con los rangos establecidos para cada ecotipo de la cuenca del Gállego (tabla 1). Se calcularon, además, los índices biológicos de riqueza y diversidad taxonómica.

### *Análisis estadístico*

Se utilizó análisis de varianza (ANOVA) para muestras apareadas con el objetivo de determinar las diferencias de las variables continuas (pH, conductividad, clorofila, oxígeno disuelto, temperatura, IBMWP, diversidad taxonómica y riqueza) respecto a las diversas categorías de los factores (*estación y punto de muestreo*). Se comprobó la normalidad mediante el test de Shapiro-Wilks y la homogeneidad de varianzas mediante el test de Levene. Las variables que no cumplieron estos supuestos fueron transformadas ( $\log_{10}$ ). Se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis cuando la transformación de las variables tampoco cumplía los supuestos de normalidad y/u homogeneidad de varianzas. Finalmente, se llevó a cabo una comparación por pares mediante el test *t* para muestras relacionadas con el objetivo de determinar posibles agrupaciones entre las categorías de cada factor.

Para analizar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en el curso del río Gállego se utilizó un FCA o análisis de correspondencia *fuzzy*

(difuso), además de un test de coinerencia. Este tipo de análisis multivariable surge para relacionar conjuntos de datos que son difusos por naturaleza, es decir, en los que se encuentra información sobre especies (familias, en este caso) que asumen varias categorías de una misma variable con diferente grado de afinidad. Permite analizar todos los rasgos biológicos tenidos en cuenta al mismo tiempo y su relación con las familias presentes en los puntos de muestreo (USSEGLIO y cols., 2000). Se consideraron los *traits* o rasgos tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, alimentación y microhábitat.

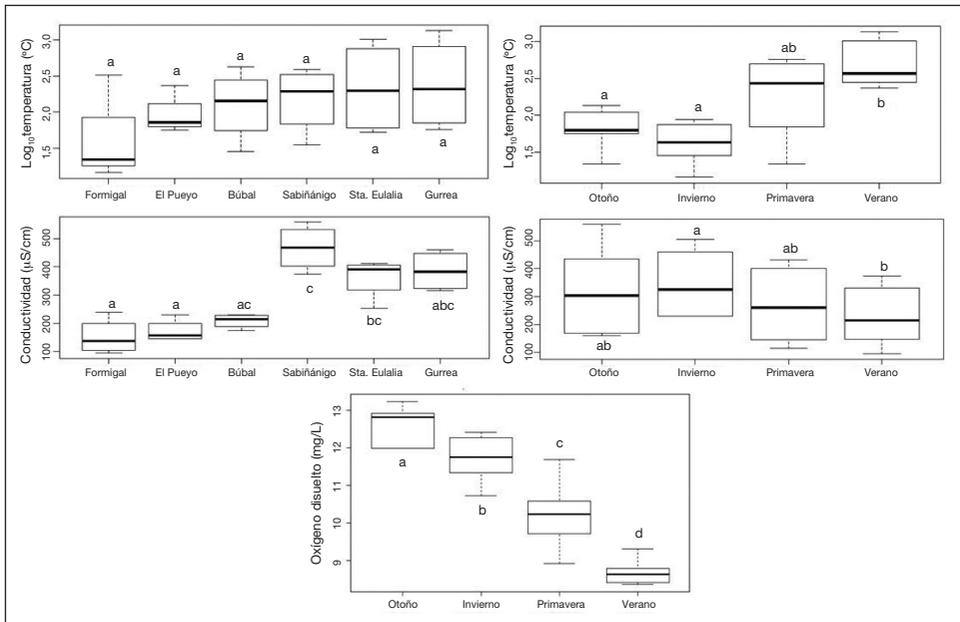
Para comenzar se determinó la afinidad de cada familia presente en la totalidad del muestreo con cada categoría perteneciente a cada uno de los rasgos (0 = ninguna; 1 = poca; 2 = buena; 3  $\geq$  3 = mucha afinidad). También se tuvo en cuenta la abundancia de cada familia en los distintos puntos de muestreo y estación. Se realizó un FCA o análisis de correspondencia difuso para cada rasgo biológico o *trait* analizado. Posteriormente, un análisis de componentes principales difuso donde se relacionan entre sí los *traits* y las familias, seguido de un análisis de componentes principales donde se ubican las familias y los puntos de muestreo. Por último, se efectuó un análisis de coinerencia con el fin de relacionar los rasgos biológicos, las familias y los puntos de muestreo en conjunto y concluir la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en el río Gállego.

Para realizar los análisis estadísticos se utilizó el programa R (versión R 2.12.2; R Development Core Team, Open Source). Los tests ANOVA se llevaron a cabo mediante el paquete R Commander (FOX, 2005) y, para el análisis multivariante, además se utilizó el paquete ad4 (THIOULOUSE y cols., 1997).

## RESULTADOS

### *Parámetros fisicoquímicos*

Una vez analizados los datos, únicamente mostraron diferencias significativas frente a los factores *estación* y *punto de muestreo* tres de las variables fisicoquímicas (fig. 3). La conductividad del río Gállego mostró diferencias significativas respecto a los puntos de muestreo ( $F = 49,27$ ; g. l. = 5;  $p = 8,85 \cdot 10^{-9}$ ) y a la estación ( $F = 11,4$ ; g. l. = 3;  $p = 3 \cdot 10^{-4}$ ).



**Fig. 3.** Diagrama de cajas de la conductividad y la temperatura (transformación a logaritmo en base 10) para los puntos de muestreo (izquierda) y las estaciones (derecha).

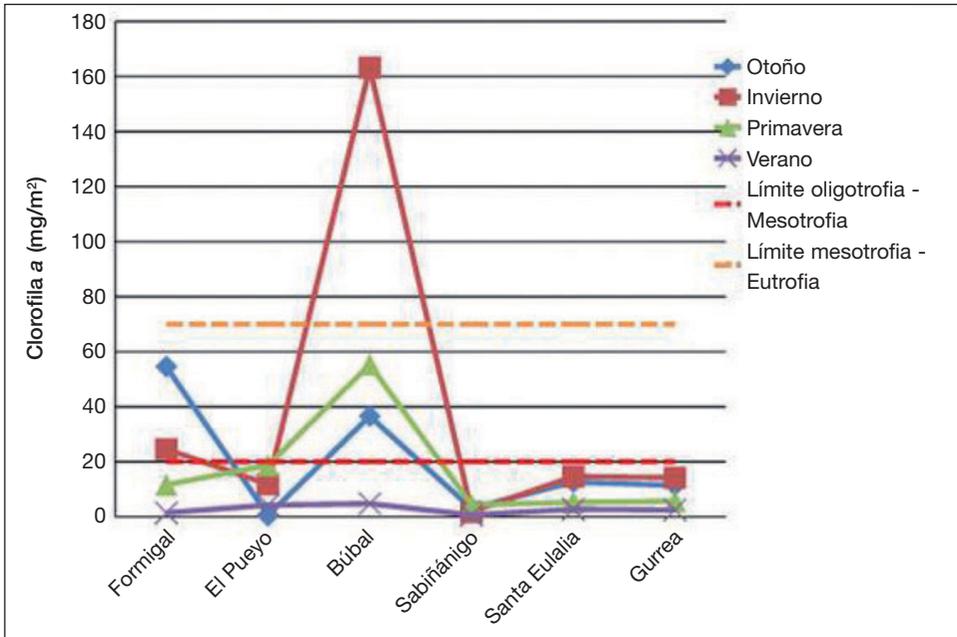
Abajo, diagrama de cajas para el oxígeno disuelto respecto a las estaciones.

La comparación por pares mediante el test *t* para muestras relacionadas queda representada mediante letras en los gráficos.

Del mismo modo, la temperatura también mostró diferencias significativas respecto al punto de muestreo y respecto a la estación ( $F = 4,242$ ; g. l. = 5;  $p = 0,0133$  y  $F = 17,21$ ; g. l. = 3;  $p = 4,04 \cdot 10^{-5}$ , respectivamente). Por último, la concentración de oxígeno disuelto fue diferente en cada una de las estaciones del año ( $X^2 = 19,75$ ; g. l. = 3;  $p = 0,0002$ ), la más alta en invierno y la menor en verano.

### *Estado trófico*

Los valores de concentración de clorofila bentónica se han comparado con los valores de referencia de estado trófico propuestos por DODDS y cols. (1998). Como puede observarse en la figura 4, en casi todos los tramos estudiados se obtienen concentraciones de clorofila *a* propias de un río oligotrófico, por debajo de 20 mg/m<sup>2</sup>. Sin embargo, el tramo de Búbal adquirió



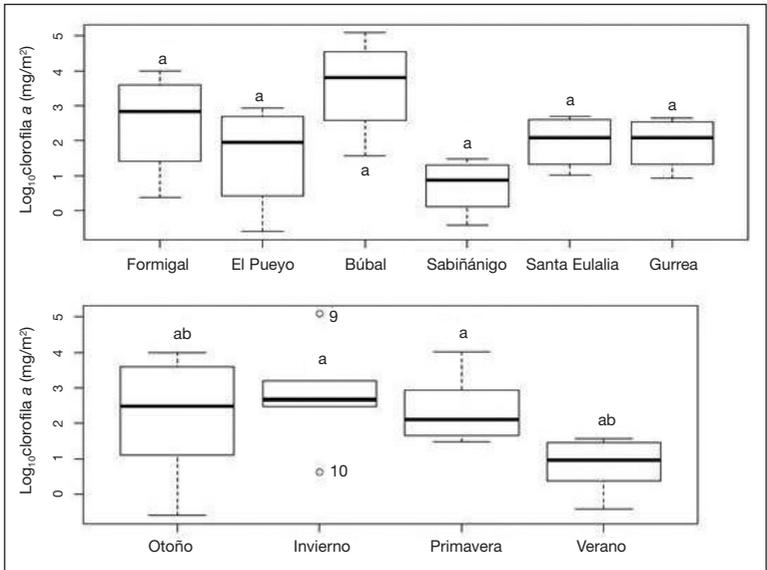
**Fig. 4.** Representación de los valores de clorofila *a* (mg/m<sup>2</sup>) en cada punto de muestreo en las distintas estaciones del año, con los límites de oligotrofia, mesotrofia y eutrofia según DODDS y cols. (1998).

concentraciones de clorofila propias de un tramo mesotrófico en las estaciones de otoño y primavera, y eutrófico en invierno. También en el punto de Formigal obtuvo valores propios de un sistema mesotrófico en otoño e invierno.

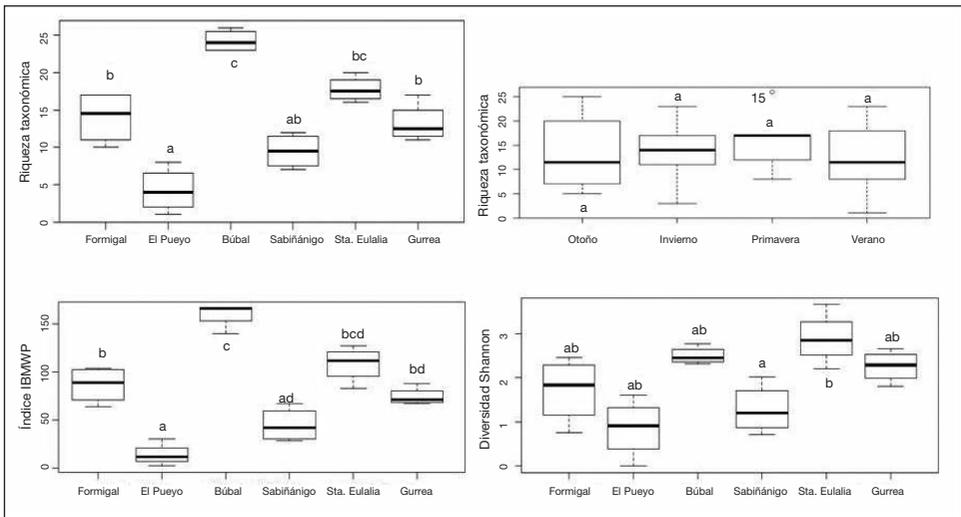
En cuanto a su variación espacial y temporal, la concentración de clorofila *a* presentó diferencias significativas respecto a ambos factores, *estación* ( $F = 4,762$ ; g. l. = 3;  $p = 0,0159$ ) y *punto de muestreo* ( $F = 4$ ; g. l. = 5;  $p = 0,0166$ ) (fig. 5).

#### *Índices biológicos: IBMWP, diversidad y riqueza taxonómica*

El índice IBMWP mostró diferencias claras y significativas ( $F = 54,13$ ; g. l. = 5;  $p = 4,57 \cdot 10^{-9}$ ) entre los diferentes puntos de muestreo (fig. 6), donde destaca Búbal por su muy buena calidad ecológica, seguido por los puntos de Santa Eulalia y Formigal. En Gurrea se obtuvo un agua con buena calidad, mientras que en Sabiñánigo alcanzó la clasificación de aceptable



**Fig. 5.** Diagrama de cajas de la clorofila *a* (transformación a logaritmo en base 10) para los puntos de muestreo y las estaciones del año. La comparación por pares mediante el test *t* para muestras relacionadas queda representada mediante letras en el gráfico.

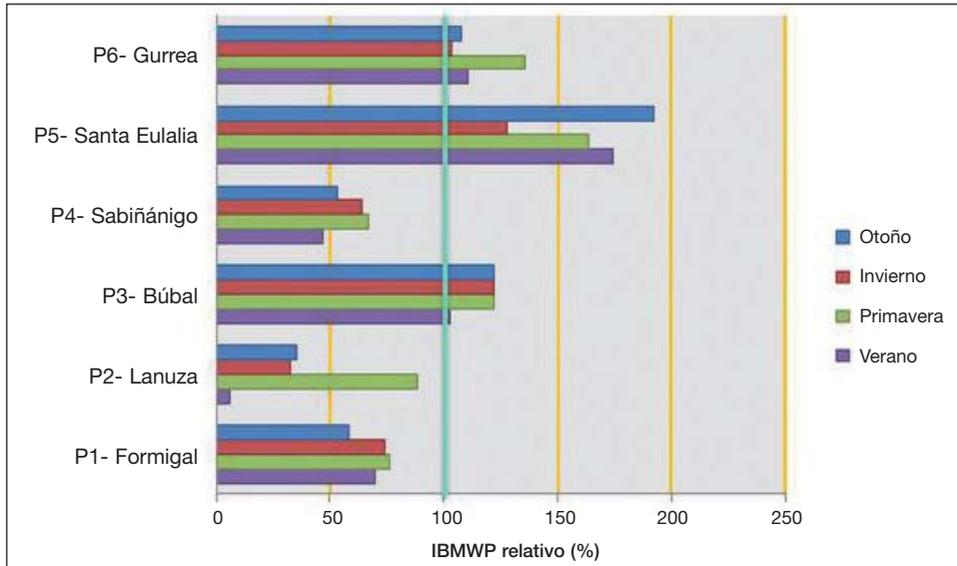


**Fig. 6.** Diagrama de cajas del índice IBMWP y la diversidad para el factor *punto de muestreo* (arriba) y de la riqueza taxonómica para los factores *punto de muestreo* y *estación del año* (abajo). La comparación por pares mediante el test *t* para muestras relacionadas queda representada mediante letras en el gráfico.

únicamente. Se observó un descenso importante en el índice en el punto de El Pueyo, que se mantuvo constante en todas las estaciones del año y permitió clasificarlo como un tramo con calidad de aguas deficiente. La diversidad siguió una distribución similar a la del índice IBMWP atendiendo al factor *punto de muestreo* ( $F = 8,507$ ; g. l. = 5;  $p = 5,49 \cdot 10^{-4}$ ). Cabe destacar el valor extremo perteneciente a El Pueyo en la estación de verano, donde solo se encontró un individuo, que pertenecía al taxón *Chironomidae*. La riqueza taxonómica mostró diferencias significativas respecto a los dos factores *estación* ( $F = 3,806$ ; g. l. = 3;  $p = 0,0328$ ) y *punto de muestreo* ( $F = 42,06$ ; g. l. = 5;  $p = 2,66 \cdot 10^{-8}$ ). El patrón de riqueza según los puntos de muestreo fue muy similar al observado para el índice IBMWP.

### Índice IBMWP según ecotipos

Se relacionó el valor IBMWP obtenido para cada punto de muestreo con el valor máximo de la categoría que le correspondería según el ecotipo que caracteriza al tramo, de manera que se obtuvo el IBMWP relativo. Se observaron claras diferencias entre los puntos de muestreo (fig. 7): destacaron



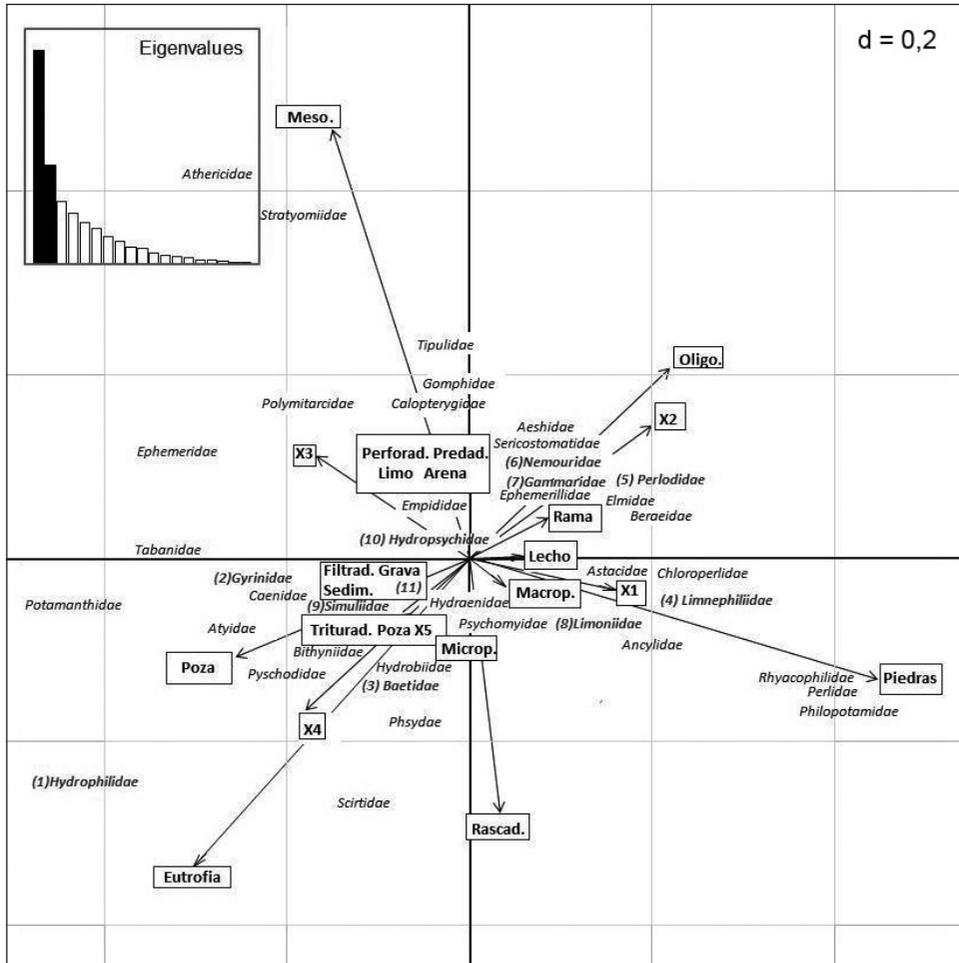
**Fig. 7.** Índice IBMWP relativo por punto de muestreo según el ecotipo del tramo del río Gállego donde se ubican. La línea azul marca el valor del 100%.

Formigal y El Pueyo que no llegaron al 100% para su categoría. Este último no alcanzó ni tan siquiera el 50% (excepto en primavera). Por otra parte, Santa Eulalia, Búbal y Gurrea consiguieron el 100% de calidad en su categoría.

### *Estructura de la comunidad de macroinvertebrados*

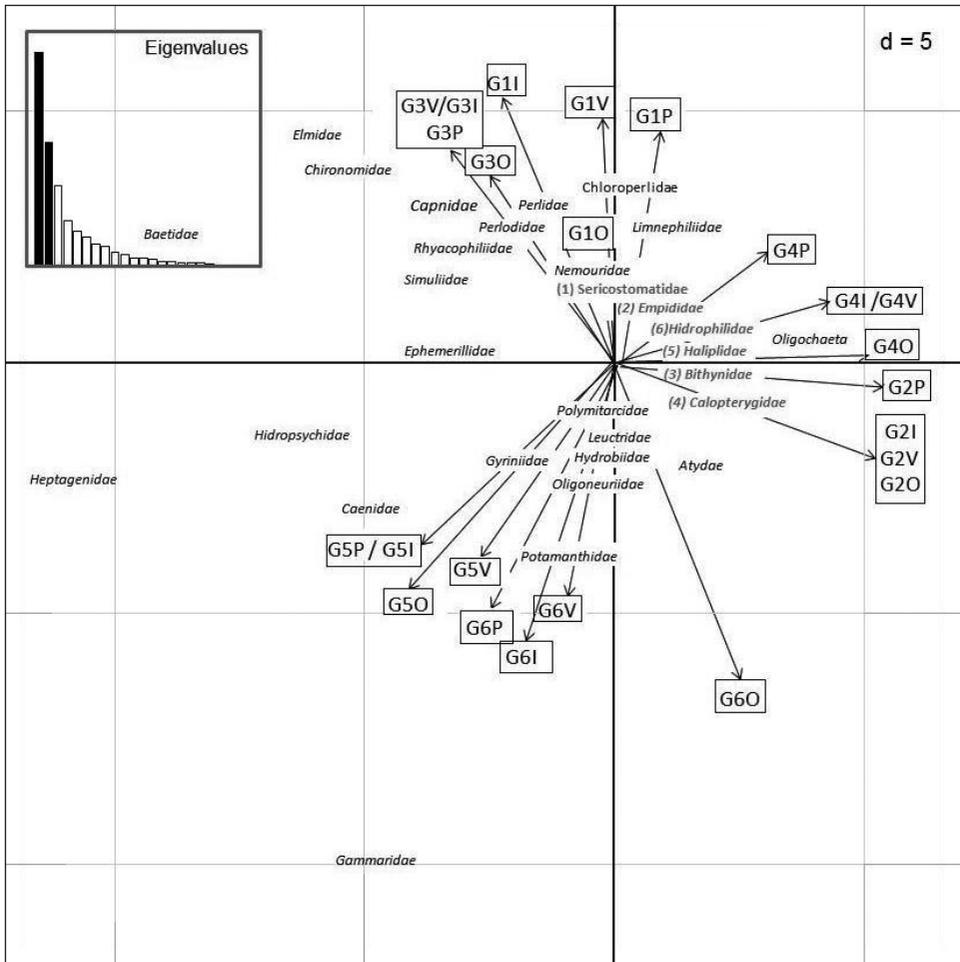
Para el estudio de la estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados se realizó, en primer lugar, un análisis de correspondencia *fuzzy* o difuso (FCA) en el que se tuvieron en cuenta cuatro de sus rasgos biológicos más relevantes para este estudio: estrategia trófica, tolerancia a la contaminación, microhábitat y grado de eutrofia. En el FCA obtenido (fig. 8) a partir de la clasificación de rasgos biológicos de cada una de las familias encontradas, los dos primeros ejes representan un 31,77% de la varianza.

El primer eje (17,04%) muestra un gradiente que va desde la tolerancia de los organismos a la eutrofia (valores negativos) al requerimiento de la oligotrofia (en valores positivos). Las familias del orden *Plecoptera* y, prácticamente, todos los *Trichoptera* (excepto *Hydropsychidae*) se encuentran próximos a las condiciones de oligotrofia, mientras que órdenes como *Coleoptera*, *Basommatophora* y algunos *Ephemeroptera* se agrupan en torno a la mesotrofia y eutrofia. Destaca como muy afín a la eutrofia el orden *Oligochaeta*. En este eje se muestra también el microhábitat de las familias: se sitúan en el eje con valores negativos zonas de pozas con familias como *Potamanthidae*, mientras que en el extremo positivo se encuentran microhábitats con piedras (destacan aquí las familias *Perlidae*, *Philopotamidae* y *Rhyacophilidae*), seguido de ramas, lecho y macrófitos (fundamentalmente con familias de *Trichoptera* y *Plecoptera*). La tolerancia media-alta a la contaminación viene marcada en el extremo negativo del eje, en el que se agrupan familias de los órdenes *Ephemeroptera*, *Coleoptera* y *Basommatophora*, mientras que la intolerancia se encuentra en valores positivos del eje con *Trichoptera* (familias *Glossosomatidae* y *Limnephilidae*). El segundo eje (14,73%) permite observar la estrategia trófica de las familias, distinguiéndose con valores positivos del eje los predadores y perforadores como *Odonata* (*Gomphidae*, *Caleopterygidae*) y *Diptera* (*Tipuliidae*). Los rascadores se sitúan en el extremo negativo, como los *Coleoptera* (*Scirtidae*).



**Fig. 8.** Análisis de correspondencia difuso (FCA) teniendo en cuenta las familias encontradas durante el estudio y los rasgos biológicos considerados (tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, alimentación y microhábitat). Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura; los números indican superposición de familias:

- (1) *Oligochaeta*; (2) *Haliplidae*; (3) *Chironomidae*; (4) *Glossosomatidae*; (5) *Leuctridae*; (6) *Leptophlebiidae*, *Capniidae*; (7) *Oligoneuriidae*; (8) *Rhagionidae*; (9) *Polycentropodidae*, *Planorbidae*; (10) *Lymnaeidae*; (11) *Ceratopogonidae*, *Hydroptilidae*, *Heptageniidae*, *Leptoceridae*. Valores propios (eje 1 = 0,1839; eje 2 = 0,1589).

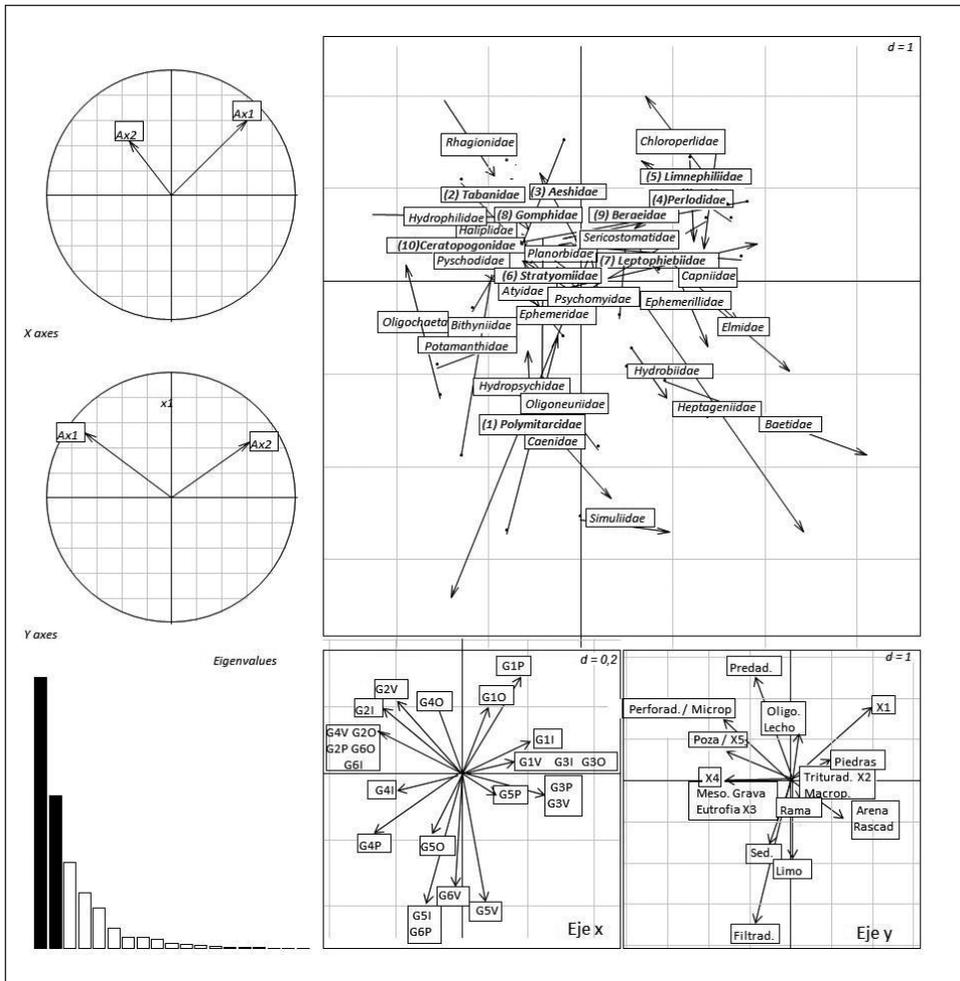


**Fig. 9.** Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias en relación con los puntos de muestreo y las estaciones del año. Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura; las familias que se encuentran dentro de un mismo cuadro estaban superpuestas: (1) *Leptophlebiidae*; (2) *Scirtidae*; (3) *Tipuliidae*, *Tabaniidae*, *Stratyomidae*, *Hydraenidae*, *Beraeidae*, *Rhagionidae*, *Hydroptilidae*; (4) *Polycentropodidae*, *Physidae*, *Gomphidae*, *Ceratopogonidae*, *Asticidae*, *Athericidae*; (5) *Pyschodidae*, *Psychomyiidae*, *Ephemeridae*; (6) *Leptoceridae*, *Philopotamidae*, *Limoniidae*, *Lymnaeidae*, *Planorbiidae*, *Glossosomatidae*. Valores propios (eje 1 = 8,017; eje 2 = 4,661).

Se utilizó un análisis de componentes principales (PCA) para relacionar la abundancia de los individuos de las diferentes familias con los puntos de muestreo y las estaciones del año (fig. 9). Los dos primeros ejes del análisis explican un 52,83% de la varianza. El primer eje (33,41%) en sus valores positivos comprende los puntos de Sabiñánigo (G4) y El Pueyo (G2), con familias indicadoras de malas condiciones y una marcada abundancia de *Oligochaeta*. En el otro extremo, con valores negativos, se muestran los puntos con familias indicadoras de buenas condiciones, Santa Eulalia (G5) y Búbal (G3), con gran presencia de *Heptageniidae*, *Hydropsychiidae*, *Elmidae* y *Baetidae*. En situación intermedia, con valores neutros, aparecen Formigal (G1) y Gurrea (G6). En esta situación también se hallan las familias menos abundantes.

El segundo eje (19,42%) permite observar en su extremo positivo los puntos de Formigal (G1) y Búbal (G3), con abundancia de *Chironomidae*, *Elmidae* y *Perlidae*. Las familias *Gammaridae* y *Potamanthidae* abundan en el punto de Gurrea (G6) especialmente en otoño, como marcan los valores negativos del eje 2. Se observa una distribución de los puntos de muestreo en este eje desde la cabecera (valores positivos) hasta los tramos bajos del curso (Gurrea, valores negativos), con la excepción de que el punto de El Pueyo se encuentra descolocado por debajo de Sabiñánigo.

Por último, se llevó a cabo un análisis de coinerencia (fig. 10), donde se representan en conjunto las familias presentes, su distribución en los puntos de muestreo y estaciones, además de los rasgos biológicos. La varianza explicada por los dos primeros ejes fue del 63,11%. En el extremo positivo del eje 1 (40,42%) están los puntos de Búbal y Formigal (en invierno y verano), caracterizados por contar con familias como *Elmidae*, *Baetidae* y *Heptageniidae* en su mayoría, y familias poco tolerantes a la contaminación con estrategia rascadora. En el otro extremo, con valores negativos, los puntos de Sabiñánigo y El Pueyo, con familias tolerantes a la contaminación como *Oligochaeta* y *Cerapogotonidae*. En el eje 2 (22,70%), destacan en el extremo negativo los puntos de Gurrea en primavera y verano y Santa Eulalia en verano e invierno, con abundancia de familias *Gammaridae*, *Caenidae* y *Simuliidae*. Además, familias predominantemente filtradoras. Con valores positivos en el eje 2, las familias con estrategia predadora, como los *Aeshidae*.



**Fig. 10.** Análisis de coinerencia que muestra la estructura de la distribución de las familias de macroinvertebrados y sus rasgos biológicos (tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, estrategia trófica y microhábitat) en el río Gállego. Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura, de modo que en los ejes y (FCA) y x (PCA) los puntos de muestreo y rasgos biológicos que se encuentran dentro del mismo recuadro se encuentran superpuestos. En la gráfica donde se representan las familias, los números corresponden a las que se encontraban superpuestas: (1) *Gammaridae*; (2) *Polycentropodidae*, *Hydroptilidae*, *Calopterygidae*; (3) *Empididae*, *Limoniidae*; (4) *Nemouridae*; (5) *Perlidae*, *Rhyacophilidae*; (6) *Phsydae*, *Lymnaeidae*, *Gyrinidae*; (7) *Scirtidae*, *Leuctridae*, *Chironomidae*, *Philopotamidae*; (8) *Tipulidae*, *Astacidae*, *Hydraenidae*; (9) *Glossosomatidae*; (10) *Athericidae*, *Ancylidae*, *Leptoceridae*. Valores propios (eje 1 = 0,194; eje 2 = 0,109).

## DISCUSIÓN

### *Parámetros fisicoquímicos*

Los parámetros fisicoquímicos determinados en el río Gállego, lejos de seguir un patrón natural, mostraron alteraciones relacionadas con los diversos impactos que se producen a lo largo de su cauce.

Respecto a la temperatura, en El Pueyo es donde se produjo el mayor incremento de todo el tramo estudiado, lo que podría deberse al entorno de dicho punto de muestreo. El Pueyo está rodeado de pastos, lo que genera que la luz incida directamente y aumente así la temperatura del agua (SPONSELLER y cols., 2001). No hay que obviar el efecto potencial en este parámetro de la tubería que vierte a poca distancia del punto de muestreo de El Pueyo (fig. 11). A partir de este punto, el incremento de temperatura río abajo se produce de forma más progresiva, incluso llega a descender en Búbal durante el invierno. Búbal se encuentra en un congosto rodeado de vegetación donde son pocas las horas de luz que recibe. También se da un descenso de temperatura en verano en Sabiñánigo, coincidiendo con una coloración marrón grisácea del agua y un olor característico de aguas residuales (fig. 12). Esto podría deberse al *bypass* de la depuradora situada aguas arriba, a algún vertido no registrado o al desembalse de las aguas



**Figs. 11 y 12.** A la izquierda, detalle de la tubería al descubierto en El Pueyo durante el muestreo de invierno. Se observó un desarrollo excesivo de algas en torno a su ubicación, así como espumas procedentes del vertido. A la derecha, detalle del color marrón grisáceo del punto de Sabiñánigo en verano.

del fondo del embalse de Sabiñánigo, ya que en verano el agua del fondo del embalse está a menor temperatura, lo que conlleva un impacto en los hábitats de aguas abajo (ELOSEGI y SABATER, 2009).

La conductividad de un río viene marcada por diversos factores, al recorrer a lo largo de su cauce diferentes materiales geológicos que le aportarán diferentes sales a su composición. Asimismo, recogerá sales procedentes de la actividad humana. En el presente artículo, la conductividad varió a lo largo del año y del cauce: destaca un incremento de la misma en Sabiñánigo respecto a los demás puntos muestreados, que puede deberse a la influencia directa tanto de la población y sus industrias como de la depuradora situada aguas arriba. En cuanto a la evolución temporal, durante el invierno la conductividad fue mayor, y durante la primavera y el verano menor, por efecto de la dilución producida por el incremento de caudal en estas estaciones, sobre todo en verano.

Directamente relacionado con la temperatura, la altitud, los procesos de producción primaria, la descomposición de la materia orgánica y la densidad de vegetación acuática se encuentra el oxígeno disuelto en agua (ORTIZ, 2002). En el río Gállego, este parámetro siguió una evolución temporal claramente relacionada con el ciclo anual y la temperatura: la concentración de oxígeno fue máxima en otoño y mínima en verano. Además, puntualmente, se ha observado que este parámetro experimentó un notable descenso en primavera desde El Pueyo hasta Santa Eulalia coincidiendo con un pH alto respecto al resto del año. El oxígeno disuelto disminuye, al darse un exceso de materia orgánica que puede estar ligado principalmente a vertidos procedentes de núcleos urbanos, aguas de actividades ganaderas o industriales sin el tratamiento de depuración adecuada (ALONSO y CAMARGO, 2005), o bien a la acumulación de biomasa en los embalses situados aguas arriba. A su vez el pH de un río refleja el tipo de sustrato geológico y la actividad biológica, aumentando cuando la tasa fotosintética y la producción primaria son altas y disminuyendo en condiciones de intensa descomposición (ELOSEGI y SABATER, 2009). Ambos parámetros en conjunto indican que entre El Pueyo y Santa Eulalia, durante la primavera (estación de notable afluencia de población en la cabecera del Gállego debido a la estación de esquí de Formigal y el turismo rural), se produjo un incremento de la eutrofización que repercutió aguas abajo.

### *Estado trófico*

Los valores de clorofila *a* en el perifiton registrados a lo largo del año permiten clasificar al río Gállego entre oligotrófico y mesotrófico. La altitud, la temperatura, la velocidad del flujo, la vegetación riparia, el sustrato y la luz son algunos de los factores más importantes que influyen en este parámetro (YOUNG y cols., 2008). Sin embargo, son la materia orgánica y los nutrientes los que estimulan en mayor grado el crecimiento y desarrollo del perifiton (LOHMAN y cols., 1992; WELCH y cols., 1992; VAN NIEWENHUYSE y JONES, 1996; DODDS y cols., 1998). Según las condiciones de luz y temperatura, la primavera es la época más propicia para el desarrollo del perifiton (RIAÑO y cols., 1993) hecho que no se pudo observar en el río Gállego, ya que es durante el invierno cuando los valores fueron más altos. Puede asociarse la alta concentración de clorofila detectada, en el punto de Búbal, a un elevado grado de eutrofización. Los vertidos de aguas residuales de las poblaciones recogidos desde la cabecera, las infiltraciones de los pastos donde se practica la ganadería, la alta densidad de vegetación de las orillas, la materia orgánica en descomposición proveniente de la vegetación y el material acumulado arrastrado por anteriores crecidas o desembalse de las aguas del fondo del embalse de Búbal son las diversas causas posibles de este resultado. Mientras la concentración de clorofila permaneció casi constante a lo largo del año en todos los puntos de muestreo, Formigal experimentó variaciones en el tiempo, dándose los máximos en otoño e invierno, cuando hay una gran afluencia de público en el Portalet y en la estación de esquí de Formigal, y coincidiendo con un incremento del vertido de aguas residuales en estas zonas.

### *Evolución de los índices biológicos a lo largo del año*

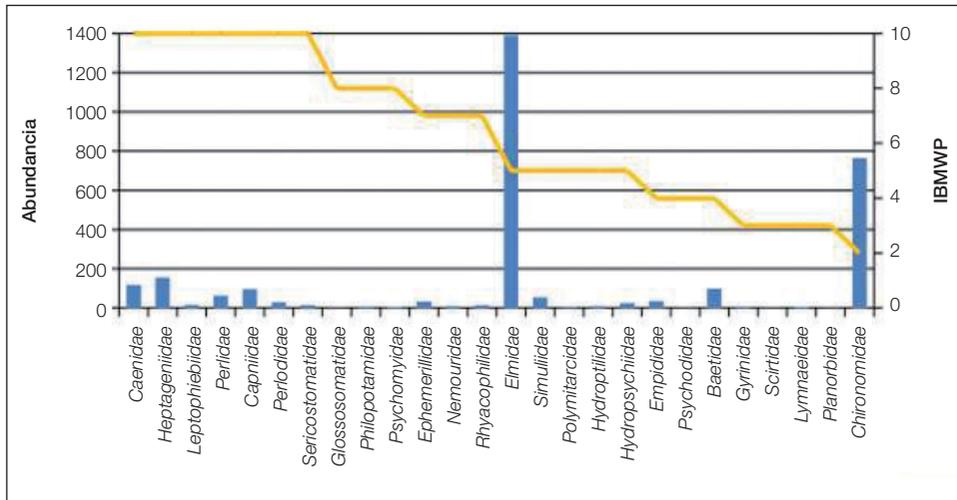
Los índices biológicos estudiados (IBMWP, riqueza taxonómica y diversidad) siguen un patrón similar a lo largo del curso del río, donde se alternan puntos con muy buena calidad de agua con calidad de aguas deficiente. No se dio prácticamente variabilidad estacional en el índice IBMWP y la diversidad. No ocurrió así con los puntos de muestreo, cuyas características se ven influidas por el entorno inmediato, ya sea por su peculiaridad natural, por las alteraciones hidromorfológicas del embalse situado aguas arriba o por otros impactos antrópicos. Pese a contar con un valor del índice IBMWP

que le otorga un estado de calidad de agua buena, Formigal se ve influido directamente por los vertidos de la estación de esquí y por las Ventas del Portalet, sobre todo en invierno, cuando destacó la alta presencia de *Chironomidae*, con más de 5800 individuos capturados. Esta familia es una clara indicadora de contaminación orgánica (ALONSO y CAMARGO, 2005). Su abundancia es alta durante todas las estaciones del año, lo que afecta directamente al valor de diversidad provocando su disminución, principalmente en invierno.

El Pueyo permaneció con un estado ecológico deficiente a lo largo de todo el año de estudio a pesar de estar en un tramo de alta montaña. Se trata de un claro ejemplo de la transformación del río como sistema lótico a léntico por el efecto de los embalses (SCHEIDEGGER y BAIN, 1995; DÍAZ-HERNÁNDEZ, 2005). Este punto en verano obtuvo un valor del índice IBMWP de 2: se halló en la muestra únicamente un individuo de *Chironomidae*. Ya sea por la cercanía del vertido directo de aguas residuales de la población de El Pueyo, por los vertidos realizados aguas arriba, el efecto del embalse de Lanuza o la central hidroeléctrica cercana, este punto de muestro se encuentra en un estado ecológico crítico. Este hecho se agrava si se considera que se sitúa en un tramo de alta montaña, cercano a la cabecera del río, por lo que debería caracterizarse por un estado ecológico poco alterado.

Búbal presentó una muy buena calidad ecológica a lo largo del año, con el valor más alto de riqueza de todos los puntos de muestreo y una alta diversidad. Sin embargo, el predominio de familias como *Chironomidae* y *Elmidae* (fig. 13), con altas abundancias, indica una gran presencia de materia orgánica (ALONSO y CAMARGO, 2005), lo que coincide con lo observado a partir de los parámetros fisicoquímicos y el estado trófico medidos en este punto. Se remarca, por tanto, el hecho de que en este tramo existe un elevado grado de eutrofización ya sea por vertidos acumulados, por efecto de los embalses o por acumulación de materia orgánica procedente de la vegetación de ribera arrastrada durante las avenidas.

Sabiñánigo obtuvo una clasificación del índice IBMWP de agua de calidad moderada. No obstante, tanto la riqueza como la diversidad presentaron valores bajos. Además, la abundancia de individuos de las pocas familias presentes fue muy baja. Las depuradoras, generalmente, modifican la calidad biológica del agua tras sus vertidos (PERRÉ, 2010), especialmente si no ha



**Fig. 13.** Abundancia (número de individuos) de las familias del punto de Búbal en primavera y valor en orden decreciente del índice IBMWP de cada una de ellas (valor del índice IBMWP en Búbal durante la primavera = 166; calidad de agua muy buena).

dado tiempo a su dilución (PRAT y MUNNÉ, 2000; PERRÉ, 2010). Es por ello por lo que la situación espacial concreta de este punto de muestreo podría afectar a su estado ecológico directamente por la cercanía de la EDAR de Sabiñánigo. Sería necesario realizar un muestreo aguas arriba de la depuradora para poder saberlo con exactitud. En la estación de verano, la presencia de más de 1400 individuos de *Oligochaeta* y de más de 160 *Chironomidae*, en relación con una abundancia mucho menor del resto de las familias, indica algún tipo de contaminación orgánica (ALONSO y CAMARGO, 2005). A esto se le suma el estado del río que el día del muestreo tenía olor característico y color marrón grisáceo y un descenso de la temperatura. Esta situación pudo ser debida a la sobrecarga de la EDAR durante la época de más afluencia turística y consecuentemente al *bypass* de aguas con alto contenido orgánico.

Al analizar el índice de calidad ecológica IBMWP relativo respecto a los diferentes ecotipos de la cuenca del Gállego, se observó cómo puntos de muestreo que adquirirían categorías de agua buena o aceptable se alejan del valor de referencia IBMWP que debería caracterizarlos en función de su ecotipo. Son de destacar los malos resultados del punto de El Pueyo, que, situándose en tramos de alta montaña, debería poseer altos valores, así como

Sabiñánigo, en montaña húmeda. En el otro extremo los puntos de Búbal y, especialmente, Santa Eulalia alcanzan valores muy por encima de los máximos estimados para su categoría.

### *Estructura de la comunidad de macroinvertebrados*

El análisis de correspondencia difuso (FCA) determinó cómo la presencia de determinadas familias de macroinvertebrados es clara indicadora de la situación del medio. De este modo, la presencia de órdenes como *Plecoptera* y *Trichoptera* está ligada a aguas oligotróficas y poco contaminadas. Estos grupos han mostrado una alta sensibilidad a la contaminación y degradación de los ecosistemas acuáticos en España (GARCÍA y GONZÁLEZ, 1986; GARCÍA-CRIADO y cols., 1999; RIBERA y cols., 2002; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ y cols., 2004; ALONSO y CAMARGO, 2005). En aguas eutróficas, con elevada contaminación, predominan *Oligochaeta*, algunos *Ephemeroptera* y *Basammatophora*, entre otros.

El análisis de componentes principales (PCA) permitió observar cómo se distribuyeron las familias de macroinvertebrados en los puntos de muestreo del río Gállego. Pueden distinguirse claramente tres agrupaciones de los puntos de muestreo para todas las estaciones del año. En primer lugar, Formigal y Búbal; en segundo lugar, El Pueyo y Sabiñánigo, y por último, Santa Eulalia y Gurrea. Estas agrupaciones se distribuyen en el segundo eje del análisis siguiendo el patrón longitudinal del río, con la excepción de El Pueyo, que ocupa un lugar por debajo de Sabiñánigo. Esto coincide con el resto de los resultados observados, corroborando la mala situación de este punto de alta montaña, que, sin embargo, guarda más similitud con tramos medios y bajos del río. En el primer eje del análisis, El Pueyo y Sabiñánigo se agrupan en la zona donde encontramos los taxones que indican menor calidad ecológica, mientras el resto de puntos se distribuyen en la zona de más calidad, siendo los puntos mejor situados Búbal y Santa Eulalia.

Si bien se dieron una presencia relativamente abundante de los taxones ETP (*Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Plecoptera*), especialmente *Hep- tageniidae*, indicadores de buena calidad, en Formigal y Búbal predominaron *Baetidae*, *Elmidae* y *Chironomidae*, durante todas las estaciones del año. Los *Chironomidae* son una familia generalista y con variedad de

formas de alimentación dentro de sus especies (MERRITT y CUMMINS, 1978; HACHMOLLER y cols., 1991; RIAÑO y cols., 1993). Los *Baetidae* poseen ciclos de vida cortos y es común que acompañen a *Chironomidae* en fases de recolonización tras una perturbación (ROBINSON y cols., 2004; MARTÍNEZ y cols., 2006). Por otro lado, la familia *Elmidae* con un carácter bastante generalista tanto en requerimientos tróficos como ambientales (ÁLVAREZ, 2009), aumenta con el desarrollo de la producción primaria detectada en ambos puntos de muestreo, al utilizar directamente las algas como alimento (ELOSEGI y POZO, 1992; CUMMINS, 1973; RIAÑO y cols., 1993). Siendo superior la abundancia de estas familias respecto a las indicadoras de buena calidad, se observa un desplazamiento de las especies más sensibles por otras de carácter generalista en los tramos altos. Esto es habitual aguas abajo de un embalse (AGIRRE y GARCÍA DE BIKUÑA, 2000) o tras una perturbación del estado natural de un río.

Son destacables los puntos de Sabiñánigo y El Pueyo por contar con muy poca abundancia de individuos de cada familia, predominando el orden *Oligochaeta*. Los puntos de muestreo situados en el tramo medio-bajo del río (Santa Eulalia y Gurrea) se caracterizaron por la alta abundancia de *Heptageniidae*, familia indicadora de buena calidad del agua, acompañado de *Gammaridae* especialmente en Gurrea. Este hecho muestra la capacidad de recuperación del río en diversos puntos, primero en Búbal, tras la mala calidad detectada en El Pueyo y, posteriormente, en Santa Eulalia, bajo el punto de Sabiñánigo y la presa de la Peña.

En general, el PCA mostró cómo en el curso alto y medio del río Gállego existe un desequilibrio en la estructura de la comunidad (familias presentes y el número de individuos de cada una). Se dio una dominancia de especies generalistas (*Elmidae*, *Chironomidae*) sobre las pertenecientes a las órdenes indicadoras de muy buena calidad (*Trichoptera*, *Plecoptera*). Teniendo en cuenta la situación de los puntos de El Pueyo y Sabiñánigo se recalca la existencia de alteraciones provocadas por la acción antrópica marcada por la predominancia de taxones tolerantes a la contaminación (RODRÍGUEZ y cols., 1994; WOOD y cols., 2000; MORAIS y cols., 2004; MARTÍNEZ y cols., 2006).

Por último, mediante el análisis de coinerencia se pudo analizar la estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados del río Gállego en conjunto, incluyendo sus rasgos biológicos y la composición de la comunidad.

La zona de cabecera debería estar dominada por un alto número de detritívoros y trituradores (MONZÓN y cols., 1991). En la cabecera del río Gállego (considerando Formigal y Búbal) predominó la estrategia trófica rascadora y trituradora a lo largo del año, con familias con afinidades por aguas oligotróficas y poca tolerancia a la contaminación. Estos tramos se caracterizaron por una alta riqueza taxonómica y alto índice IBMWP relacionado con la presencia de un elevado número de familias indicadoras de buena calidad de las aguas (como familias del orden *Trichoptera* y *Plecoptera*). Sin embargo, hay una gran abundancia de las familias *Baetidae* y *Elmidae*. Teniendo en cuenta lo analizado en el estado trófico de puntos, Búbal posee un nivel de clorofila que le confiere carácter altamente eutrófico. Por tanto, la abundancia de dichas familias puede explicarse por la gran cantidad de alimento disponible (alta densidad de algas verdes filamentosas y diatomeas), lo que crea una gran diversidad de nichos (MORAIS y cols., 2004; MARTÍNEZ y cols., 2006), que confiere esta estructura funcional al tramo. Probablemente, este exceso de nutrientes a lo largo del año, que provocó una eutrofización y excesivo desarrollo de algas, provino de la acumulación de vertidos desde las zonas de cabecera (Portalet, estación de esquí, vertidos de aguas residuales urbanas de poblaciones e industrias). Los embalses acrecentaron el efecto, generando un proceso de retroalimentación positiva de los vertidos acumulados, autoestimulando la eutrofización y produciendo un mayor aporte de nutrientes aguas abajo (MONTEOLIVA y MUÑOZ, 2000).

Los puntos de Sabiñánigo y El Pueyo están claramente alterados, al estar caracterizados por familias muy tolerantes a la contaminación y con preferencia por la eutrofia. Es importante el hecho de poseer muy bajas cantidades de todas las familias, destacando la predominancia de *Oligochaeta*. Este orden es un claro indicador de contaminación por materia orgánica (ALONSO y CAMARGO, 2005). Por tanto, podría determinarse que estos puntos están muy modificados antrópicamente. El Pueyo, a consecuencia de la central hidroeléctrica cercana, el embalse de Lanuza y los vertidos de las poblaciones. Sabiñánigo, por su parte, está afectado directamente por la depuradora situada aguas arriba, el embalse y los vertidos industriales y urbanos.

En la parte baja de los cursos medio y bajo del Gállego predominaron familias con estrategias tróficas de filtración y detritívoros, mayoritariamente del orden *Ephemeroptera*. Estas estrategias tróficas son características

de tramos bajos, ya que conforme el río discurre aguas abajo va recibiendo aportes de materia orgánica alóctona. Los organismos de tramos altos se encargan de fragmentarla y convertirla en materia orgánica particulada fina asimilable por los filtradores y detritívoros. Este tramo de río poseyó la estructura funcional de macroinvertebrados menos alterada del conjunto, característica de un curso fluvial poco influido por la acción antrópica.

## CONCLUSIONES

El uso de macroinvertebrados y del perifiton como bioindicadores en este estudio ha demostrado ser una herramienta muy útil que refleja alteraciones ocurridas en el río Gállego tiempo atrás. Esto se ha visto reflejado tanto a corto plazo, detectando perturbaciones puntuales en un punto de muestreo y estación concretos, como a medio y largo plazo, perturbaciones que se producen en el transcurso de un año, y también de carácter histórico. A la hora de aplicar el índice IBMWP e interpretar sus resultados, es necesario tener en cuenta las características del ecotipo donde se encuentra el punto de muestreo, pues los resultados pueden variar en función de las características biogeográficas. Así, se observa cómo tramos medios del río Gállego tienen una calidad ecológica del agua muy buena, muy superior a otras zonas de cabecera, que situándose en tramos de alta montaña deberían poseer mayor calidad ecológica.

La cadena de embalses situada en los tramos de alta montaña del río Gállego produce eutrofización aguas abajo, la cual se agrava debido a los aportes externos recogidos aguas arriba. Con ella, se genera un aumento de la diversidad dada la mayor disponibilidad de nutrientes presente para el desarrollo de los organismos. Por tanto, predominan taxones tanto de alto como de poco valor ecológico, siendo mucho más abundantes estos últimos. Los embalses modifican el régimen de caudales y las características naturales del sistema fluvial convirtiendo los sistemas lóticos en lénticos, como sucede en la cola del embalse de Búbal, tras la central hidroeléctrica de Lanuza. En este punto, se observó un estado deficiente en el transcurso de un año al propiciarse cambios en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, que tuvo que adaptarse a nuevas condiciones que le fueron impuestas.

El río en este tramo no posee un marco espacio-temporal suficiente como para recuperarse tras el embalsamiento en Lanuza.

Las altas presiones antrópicas propician alteraciones en la estructura funcional de las comunidades de macroinvertebrados. En el curso fluvial del Gállego, se da una clara dominancia de especies generalistas, rápidas colonizadoras tras los impactos, mientras que abundan menos las pertenecientes a los órdenes indicadores de muy buena calidad. El deterioro del ecosistema provocado por el vertido de aguas residuales se pone de manifiesto con mayor intensidad en el nacimiento del río Gállego. Si bien sería necesario realizar estudios complementarios, se puede considerar como el factor que sumado al efecto de las cadenas de embalses y las infraestructuras hidráulicas, crea mayores perjuicios a estos ambientes fluviales.

La ausencia de estos impactos da pie al desarrollo de una comunidad acorde con las características que rigen la dinámica de un ecosistema natural, como ocurre en el curso medio-bajo del Gállego. Aumentan considerablemente la diversidad y los taxones indicadores de buena calidad. Se pone de manifiesto en los tramos medios-bajos (Santa Eulalia) la capacidad de autodepuración de un ecosistema fluvial, que es capaz de recuperarse de los inmensos daños sufridos en los tramos situados aguas arriba. No ocurre así en estos últimos al no disponer de suficiente recorrido y tiempo entre impacto e impacto para restablecerse

Para terminar, es necesario resaltar que existe muy poca información relevante del río Gállego, además de estar referida en su mayoría a zonas concretas. De modo que sería interesante realizar estudios a escala de cuenca para comprobar la influencia que ejercen unos tramos sobre otros y disponer de información objetiva que permita la adecuada gestión de la cuenca.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por una Ayuda de Investigación del Instituto de Estudios Altoaragoneses en su convocatoria de 2012. La primera autora quiere agradecer la ayuda, paciencia y dedicación de los coautores, así como a los familiares y amigos que han participado directa e indirectamente en este estudio, y a Jon.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGIRRE, A., y B. GARCÍA DE BIKUÑA (2000). Conceptos básicos para la aplicación del caudal ecológico en los ríos ibéricos. *Segundo Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas “Una cita europea con la nueva cultura del agua: la directiva marco. Perspectivas en Portugal y España” (Oporto, noviembre de 2000)*: 105-116. IFC / Universidad de Zaragoza. Zaragoza.
- ALBA-TERCEDOR, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. En *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)*. Almería, vol. 2: 203-213. Instituto Técnico Geo-Minero de España. Madrid.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. CAPARRÓS, J. CASAS y C. ZAMORA-MUÑOZ (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21 (3-4): 175-185.
- ALONSO, Á., y 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*, 14 (3): 87-99.
- ÁLVAREZ-CABRIA, M. (2009). *Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua* (tesis doctoral, Universidad de Cantabria, Santander).
- BATALLA, R. J., C. M. GÓMEZ y G. M. KONDOLF (2004). Reservoir –induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 290 (1): 117-136.
- BUNN, S. E., y A. H. ARTHINGTON (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30 (4): 492-507.
- CEDEX, (2005). *Caracterización de los tipos de ríos y lagos*. Versión 3.0. Centro de Estudios Hidrográficos. Ministerio de Fomento. Madrid.
- CHE (2009). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. Ed. M. J. de la Fuente Álvaro. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- CUMMINS, K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18 (1): 183-206.
- DÍAZ-HERNÁNDEZ, J. M. (2005). Bases metodológicas para el establecimiento de caudales ecológicos en el ordenamiento de cuencas hidrográficas. *Ingeniería y Competitividad*, 7 (2): 11-18.
- DODDS, W. K., J. R. JONES y E. B. WELCH (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 3: 1455-1462.
- ELOSEGI, A., y J. POZO (1992). Physico-chemical characteristics of the Agüera River (Spain) during an unusual hydrologically period. *Annals of Limnology*, 28: 85-96.

- ELOSEGI, A., y S. SABATER (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao. 444 pp.
- FERNÁNDEZ, J., M. A. ARJOL y C. CACHO (2013). POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain. *Environmental science and pollution research international*, 20 (4): 1937-1950.
- FOX, J. (2005). The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. *Journal of Statistical Software*, 14 (9): 1-42.
- GARCÍA, M. A., y M. C. MORENO (2000). *Los aprovechamientos en la cuenca del Ebro: afección en el régimen hidrológico fluvial (No. 2000-PH-24-1)*. Internal Technical Report.
- GARCÍA-CRIADO, F. (1999). *Impacto de la minería del carbón sobre Hydraenidae y Elmidae (Coleoptera) en la cuenca del río Sil (León, España)*. (Doctoral dissertation, Ph. D. Thesis. Universidad de León).
- GARCÍA DE JALÓN, D., y M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO (1986). *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Monografías, 45). Madrid.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., y D. GARCÍA DE JALÓN (2007). *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*: 83-104. Centro de publicaciones. Secretaría General Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- HACHMOLLER, B., R. A. MATTHEWS y D. F. BRAKKE (1991). Effects of riparian community structure, sediment size, and water quality on the macroinvertebrate communities in a small, suburban stream. *Northwest Science*, 65 (3): 125-132.
- KONDOLF, G. M. (1997). PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21 (4): 533-551.
- JEFFREY, S. W., y G. F. HUMPHREY (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167: 191-194.
- LIGON, F. K., W. E. DIETRICH y W. J. TRUSH (1995). Downstream ecological effects of dams. *BioScience*, 45 (3): 183-192.
- LOHMAN, K., J. R. JONES y B. D. PERKINS (1992). Effects of nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in northern Ozark streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 (6): 1198-1205.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Omega. Barcelona.
- MARTÍNEZ BASTIDA, J. J., M. ARAUZO y M.<sup>a</sup> VALLADOLID (2006). Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 25 (3): 733-744.
- MERRITT, R. W., y K. W. CUMMINS (1978). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Hunt Pub. Co. Kendall. Dubuque (Iowa).

- MINSHALL, G. W., R. C. PETERSEN, K. W. KUMMINS, T. L. BOTT, J. R. SEDELL, C. E. CUSHING y R. L. VANNOTE (1983). Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs*, 53 (1): 1-25.
- MONTEOLIVA, A. P., y C. MUÑOZ (2000). La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los embalses. *La Gestión del Agua*, 51: 60-69.
- MONZÓN, A., C. CASADO, C. MONTES y D. GARCÍA DE JALÓN (1991). Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). *Limnetica*, 7: 97-112.
- MORAIS, M., P. PINTO, P. GUILHERME, J. ROSADO e I. ANTUNES (2004). Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. En *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*: 229-249. Springer Netherlands.
- OLLERO, A., M. SÁNCHEZ, J. M. MARÍN, D. FERNÁNDEZ, D. BALLARÍN, D. MORA, R. MONTORIO, S. BEGUERÍA y M. ZÚNIGA (2004). Caracterización hidromorfológica del río Gállego. *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*: 117-129. Universidad de Zaragoza / IFC. Zaragoza.
- ORTIZ CASAS, J. L. (2002). La directiva marco del agua (2000/60/CE): aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21 (3-4): 5-12.
- OSCOZ, J., F. CAMPOS y M.<sup>a</sup> C. ESCALA (2006). Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas A. *Limnetica*, 25 (3): 683-692.
- OSCOZ, J., D. GALICIA y R. MIRANDA (2009). *Macroinvertebrados de la cuenca del Ebro: descripción de taxones y guía de identificación*. Universidad de Navarra. Departamento de Zoología y Ecología. Pamplona.
- PERRÉ, I., M.<sup>a</sup> RIERADEVALL, N. PRAT, J. MARTÍN y R. CÉSPEDES (2010). Cambios en el estado ecológico de tres ríos producidos por el vertido de depuradoras. *Tecnología del Agua*, 320: 21-29.
- PETTS, G. E. (1984). *Impounded Rivers*. John Wiley & Sons. Chichester.
- PRAT, N., y A. MUNNÉ (2000). Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water Research*, 34 (15): 3876-3881.
- PUJANTE, A., F. MARTÍNEZ-LÓPEZ y G. TAPIA (1995). Macroinvertebrados y calidad de las aguas de los ríos próximos a la central térmica de Andorra (Teruel, España). *Limnetica*, 11 (2): 1-8.
- RIAÑO, P., A. BASAGUREN y J. POZO (1993). Variaciones espaciales en las comunidades de macroinvertebrados del río Agüera (País Vasco-Cantabria) en dos épocas con diferentes condiciones de régimen hidrológico. *Limnetica*, 9: 19-28.
- RIBERA, I., P. AGUILERA, C. HERNANDO y A. MILLÁN (2002). Los coleópteros acuáticos de la península ibérica. *Quercus*, 201: 38-42.

- ROBINSON, C. T., U. R. S. UEHLINGER y M. T. MONAGHAN (2004). Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. *River Research and Applications*, 20 (4): 359-377.
- RODRÍGUEZ, S. E., C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ y E. BÉCARES (1994). La cuenca alta del río Cares (NO España). *Limnetica*, 10 (1): 93-100.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., P. ABELLÁN, J. VELASCO y A. MILLÁN (2004). Vulnerabilidad de los coleópteros acuáticos de la Región de Murcia. *Ecosistemas*, 13 (1): 29-35.
- SCHEIDEGGER, K. J., y M. B. BAIN (1995). Larval fish distribution and microhabitat use in free-flowing and regulated rivers. *Copeia*, 1: 125-135.
- SLOTO, R. A. (1987). *Effect of Urbanization on the Water Resources of Eastern Chester County, Pennsylvania*. WRI-87-4098. United States Geological Survey.
- SPONSELLER, R. A., E. F. BENFIELD y H. M. VALETT (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46 (10): 1409-1424.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNAUD y P. USSEGLIO-POLATERA (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions. París. 588 pp.
- THIOULOUSE, J., D. CHESSEL, S. DOLÉDEC y J. M. OLIVIER (1997). ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7: 75-83.
- USSEGLIO-POLATERA, P., M. BOURNAUD, P. RICHOUX y H. TACHET (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? En *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*: 153-162. Springer Netherlands.
- VAN NIEUWENHUYSE, E. E., y J. R. JONES (1996). Phosphorus chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 (1): 99-105.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL y C. E. CUSHING (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1): 130-137.
- WARD, J. V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- WARD, J. V., y J. A. STANFORD (eds.) (1979). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press. Nueva York. 398 pp.
- WARD, J. V., y J. A. STANFORD (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11 (1): 105-119.
- WEAVER, L. A., y G. C. GARMAN (1994). Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123 (2): 162-172.

- WELCH, E. B., J. M. QUINN y C. W. HICKEY (1992). Periphyton biomass related to point-source nutrient enrichment in seven New Zealand streams. *Water Research*, 26 (5): 669-675.
- WOOD, P. J., M. D. AGNEW y G. E. PETTS (2000). Flow variations and macroinvertebrate community responses in a small groundwater-dominated stream in South East England. *Hydrological Processes*, 14 (16-17): 3133-3147.
- YOUNG, R. G., C. D. MATTHAEI y C. R. TOWNSEND (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27 (3): 605-625.