

## EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL BARRANQUISMO Y LA RESILIENCIA DE LAS COMUNIDADES ACUÁTICAS DEL BARRANCO DE LA PEONERA EN EL PARQUE NATURAL DE LA SIERRA Y CAÑONES DE GUARA

María Luisa PÉREZ<sup>1</sup> | Rocío LÓPEZ-FLORES<sup>2</sup>

RESUMEN.— En el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara, el barranquismo es parte importante del desarrollo económico de la zona. Sin embargo, su demanda excesiva pone en peligro los valores ambientales que le confieren su atractivo. El objetivo de este artículo fue analizar el impacto que el descenso de barranquistas por el cañón de la Peonera produce sobre el recubrimiento de perifiton y los macroinvertebrados, base de la cadena alimentaria del resto de especies asociadas al río. Para ello se ha realizado el cálculo de índices de diversidad y calidad ecológica, así como el análisis de la estructura y de los rasgos biológicos de la comunidad, al inicio y al final de la temporada de barranquismo, completando el estudio con un experimento *in situ* que permitió determinar la resiliencia de la comunidad tras una perturbación continuada. Tras el experimento se observaron importantes efectos negativos en la comunidad bentónica, que recuperó su estructura a partir de los 30 días. No obstante, el seguimiento de la temporada 2016 no mostró efectos significativos; resultó

Recepción del original: 18-12-2018

---

<sup>1</sup> luisaperez.mlp@gmail.com

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

más relevante la influencia sobre la comunidad de otros factores naturales, como el incremento del índice trófico asociado a la fuente de La Tamara y al paso del verano.

ABSTRACT.— In the Natural Park of the Sierra and Canyons of Guara canyoning is an important part of the economic development of the area. However, their demand is put in danger the environmental values that award their attractiveness. The objective of this article was to analyze the impact that the descent of canyons by the canyon of the Peonera produces on the periphyton coating and the macroinvertebrates, base of the food chain of remainder species associated with the river. For this, it has made the calculation of diversity and ecological quality indexes, as well as the analysis of the structure and biological features of the community, the beginning and end of the canyoning season, completing the study with an *in situ* experiment that determine its resilience after a continuous disturbance. After the experiment, the negative effects on the benthic community are observed, which recovered its structure after 30 days. However, the follow-up of the 2016 season did not show significant effects; the influence on the community of other natural factors is more relevant, such as the increase in the trophic index associated with the La Tamara source and the passage of summer.

KEY WORDS.— Canyoning, biological indicator, ecological quality, benthic macroinvertebrates, Alcanadre River, Natural Park of the Sierra and the Canyons of Guara (Spain).

## INTRODUCCIÓN

Tras el trabajo realizado por SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES (2013) en el río Formiga, uno de los más afectados por el turismo del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (PNSCG), se determinó que el pisoteo producido durante la temporada de barrancos presentaba un impacto perjudicial sobre el estado ecológico del río y sobre la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Asimismo, también determinó que la comunidad de macroinvertebrados empezaba a recuperar su composición y estructura a partir de los 30 días. Los torrentes del PNSCG, protegidos por la normativa propia del espacio natural, son fuente de riqueza y de desarrollo de la zona, teniendo una incidencia muy directa sobre el medio rural. Se trata del lugar preferido de Europa para la práctica del barranquismo, lo que ha supuesto la instalación de numerosas empresas de aventura en la zona que propician, incluso, una ligera recuperación demográfica de alguno de los municipios (LACOSTA ARAGÜÉS, 2002). Sin embargo, esta alta

afluencia turística también puede ser origen de presión sobre el medio natural (LACOSTA ARAGÜÉS, 2002).

Se sabe que los ríos son los ecosistemas acuáticos más vulnerables a los cambios antrópicos, especialmente en las regiones climáticas mediterráneas. La presión sobre este medio y la demanda excesiva de recursos derivados del ecosistema fluvial está produciendo una disminución de los servicios ecosistémicos esenciales para la salud humana y el bienestar, como la capacidad de autodepuración de los ríos, la amortiguación de las avenidas, la provisión de pesca y otros propósitos tanto culturales como de ocio.

La mayoría de los estudios realizados hasta el momento sobre el impacto ocasionado por las actividades recreativas en el medio natural se han concentrado en el medio terrestre, mientras que los ocasionados en el medio acuático han sido tratados de forma muy puntual (BENAYAS y cols., 1996). Si se busca información sobre la recuperación de los ecosistemas acuáticos lóticos tras una perturbación en ascenso (aquella que aumenta en intensidad con el paso del tiempo), es especialmente escasa y se centra en su mayoría sobre los efectos producidos por perturbaciones relacionadas con la alteración del régimen hídrico (inundaciones o sequías), como los estudios de BROOKS y BOULTON (1991), LAKE (2000), GUERRERO y cols. (2004) y NEGISHI y RICHARDSON (2006). Siendo casi inexistentes las publicaciones relativas a las perturbaciones generadas por actividades de ocio, y menos aún sobre el barranquismo, a excepción de los trabajos de HARDIMAN (2003), HARDIMAN y BURGIN (2011*a* y *b*) y SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES (2013).

Con este artículo se pretende determinar el impacto que la actividad del barranquismo ocasiona sobre la comunidad bentónica en el denominado *barranco de la Peonera* (río Alcanadre) y la capacidad de recuperación de esta tras el cese de la perturbación, persiguiéndose para lograrlo los siguientes objetivos:

- a) Determinar la variación del estado ecológico y la biodiversidad del río Alcanadre en el barranco de la Peonera, antes y después de la temporada de barrancos, mediante una serie de índices biológicos basados en los macroinvertebrados bentónicos, y analizar las diferencias encontradas entre las zonas Afectadas y las no Afectadas por la actividad.

- b) Determinar las diferencias existentes en la biomasa de perifiton de los puntos seleccionados (Afectados y no Afectados) y comparar los cambios sufridos tras la temporada de barranquismo.
- c) Evaluar la capacidad de recuperación de la comunidad fluvial de macroinvertebrados y perifiton, realizando un experimento *in situ* de perturbación controlada.

## MARCO DE ESTUDIO

El barranco objeto del estudio de este artículo, la Peonera, se encuentra dentro del río Alcanadre, que desde su nacimiento en la sierra del Galardón (CHE, 2007a) y hasta su desembocadura en el río Cinca, recorre una longitud de unos 148 kilómetros, recogiendo aguas de una cuenca vertiente de 3421 km<sup>2</sup>. Debido a su extensión solo el tramo alto y una gran parte de sus barrancos se encuentran enmarcados en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (CHE, 2007a).

La climatología de la zona sigue un régimen climático mediterráneo con cierta continentalización. Con temperaturas medias anuales de 10,6 °C en la cabecera, dándose las mayores temperaturas en julio y agosto y las menores en diciembre y enero (CHE, 2007a). La precipitación media en el norte de la cuenca del río Alcanadre, para el periodo 1930-2003, es de 970 mm/año; las precipitaciones son más abundantes en primavera y otoño (CHE, 2007a). Durante el otoño, pueden esperarse precipitaciones superiores a 60 milímetros en 24 horas (VALLE MELENDO, 1997). Debido a la estacionalidad de los patrones de precipitación y de temperatura anual de los climas mediterráneos, los ríos presentes en esta cuenca se caracterizan por diferentes niveles de conectividad hidrológica entre estaciones, con fases de expansión y de contracción. Además, aunque el tiempo de secado y la inundación es muy predecible, la intensidad de estos eventos no lo es.

Al tratarse de un río con entidad propia, este ha sido catalogado en diferentes masas de agua en función de sus características climáticas, geológicas y geomorfológicas. De esta manera, el barranco de la Peonera está incluido en la subdivisión “Masa de agua superficial 378” (río Alcanadre desde el río Mascún hasta el río Calcón), que corresponde a la tipología definida como “Ríos de montaña mediterránea calcárea” (R-T12). Aquí, el

río discurre por un valle agreste y profundo (barranco de la Peonera: superior e inferior), donde se realiza de manera intensiva el barranquismo, por su gran cantidad de saltos, toboganes y un gran paisaje.

### *Zona de estudio*

Después de realizar un descenso por el barranco, se determinaron tres estaciones susceptibles de muestreo, a la salida de la parte alta del barranco, por debajo de una surgencia denominada *frente de La Tamara* (fig. 1).

- *Zona Control*. En esta estación se llevó a cabo el muestreo de control antes y durante la temporada de descenso de barrancos. Corresponde a una zona de aguas rápidas no afectada por el pisoteo de los barranquistas. La profundidad del río en este punto es menor a 50 centímetros y de sustrato



**Fig. 1.** Localización de las zonas de muestreo y experimento sobre imagen de satélite. (Google Maps, elaboración propia).



**Fig. 2.** a) Visión de la zona Control: acceso a la zona a través de la vegetación; b) zona Alterada: se observa el procedimiento de recogida de macroinvertebrados mediante red *surber*; c) zona de realización del experimento: se aprecia la gravilla del sustrato y los cambios en la coloración debidos a la práctica del experimento, que indican una menor cantidad de perifiton.

predominantemente duro, compuesto principalmente por guijarros, cantos y bloques, con perfil del fondo irregular y corriente entre moderada y fuerte (fig. 2a).

- *Zona Alterada*. La estación alterada corresponde a una zona transitada por los deportistas, aguas abajo de la estación del experimento, y se ha utilizado para la toma de muestras del seguimiento. Profundidad, sustrato y flujo de la lámina de agua, similar a los encontrados en la zona Control (fig. 2b).

- *Zona Experimento*. La estación del experimento se situó aguas abajo de la estación Control, a unos 100 metros. Es un tramo de unos 30 metros de longitud, muy accesible, pero sin paso de barranquistas; el hecho de no ser un tramo perturbado es imprescindible para la realización del experimento. El sustrato es similar a la zona Control, homogéneo en su mayor parte, con predominio de guijarros, cantos y algún bloque (fig. 2c).

## MATERIAL Y MÉTODOS

### *Diseño del seguimiento:*

#### *impacto del barranquismo en la comunidad acuática*

El muestreo del seguimiento de la comunidad de macroinvertebrados y perifiton se realizó al inicio de la temporada de la actividad de descenso de

barrancos (6/6/2016) y a su la finalización (3/10/2016), en las zonas anteriormente descritas como zona Control y zona Alterada.

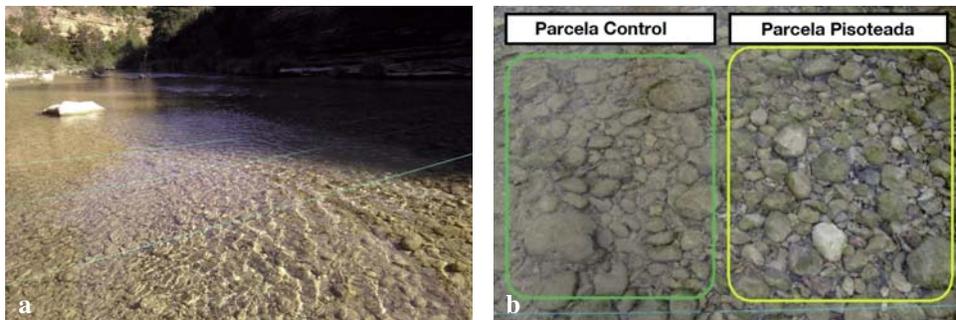
*Diseño del experimento:*

*análisis de la resiliencia de la comunidad de macroinvertebrados*

Para determinar la resiliencia de la comunidad de macroinvertebrados y del recubrimiento de perifiton tras una perturbación, realizamos un experimento *in situ*, basado en los trabajos realizados por SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES (2013) en el río Formiga (PNSCG) y por HARDIMAN y BURGIN (2011a y b) en las Blue Mountains (Australia). A tenor de los resultados de ambos estudios, y por su similitud de afluencia con el río Formiga, se estableció realizar el experimento con dos intensidades de pisoteo: 0 (control) y 100 pisoteos (alterada).

Sobre el río se dispuso una red de parcelas de 1 m<sup>2</sup> (fig. 3a) sobre los cuales se ejercieron las distintas intensidades de pisoteo durante un periodo de siete días consecutivos (fig. 3b), con unas botas de río corrientes (SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES, 2013). A partir del día octavo se muestreó a intervalos de tiempo determinados.

La unidad de muestreo en este caso fue una superficie de 30 centímetros de ancho, y 100 centímetros, aguas arriba de la red. Se realizaron n = 3 réplicas para cada una de las ocho combinaciones resultantes de la combinación; periodo de recuperación × intensidad de pisoteo, conformando una estructura de 24 cuadros en total. Como la anchura del río así



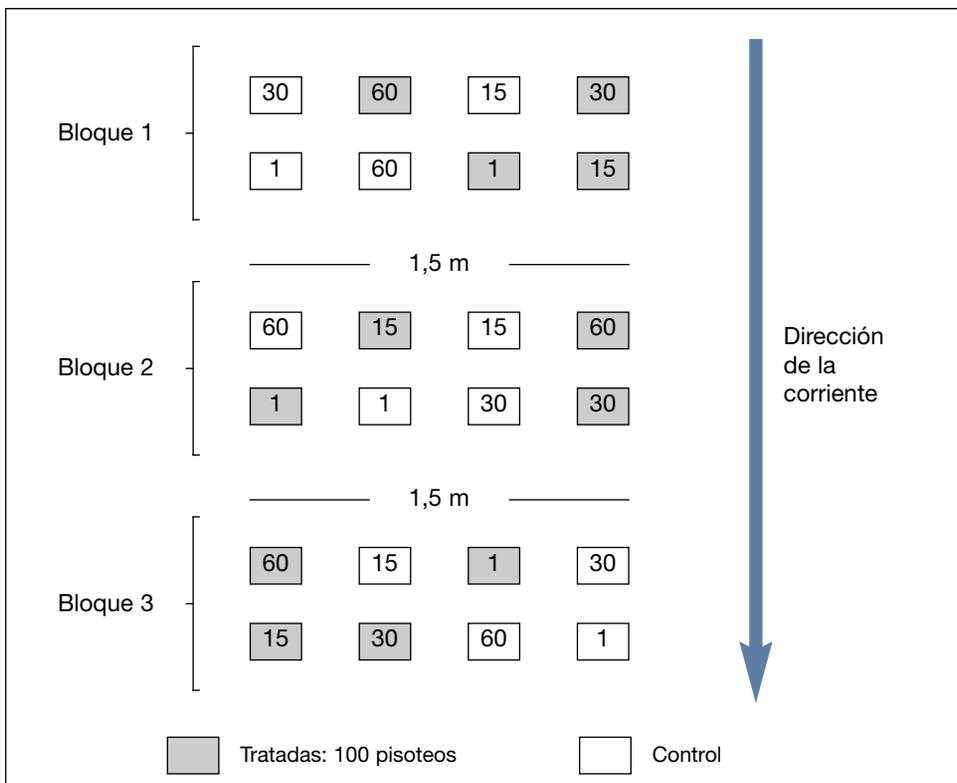
**Fig. 3.** a, Delimitación de parcelas sobre el lecho del río; b, parcelas contiguas con diferente tratamiento en el experimento.

lo permitió, se realizaron tres bloques de dos filas de cuadrados de 1 m<sup>2</sup>, separados entre ellos 1,5 metros.

El diseño del experimento quedó de la siguiente forma (fig. 4):

1. Intensidad de pisoteo: dos niveles (0 y 100 pisoteos diarios, durante 7 días consecutivos).
2. Periodo de recuperación: cuatro niveles (muestreo al cabo de 1, 15, 30 y 60 días de recuperación).

Se han de tener en cuenta las contingencias que podrían incurrir en la no independencia de los resultados, tales como la deriva de sedimentos, el impacto derivado del cruce o del baño de animales en la zona y/o la imposibilidad de impedir el paso de bañistas ocasionales, así como el flujo



**Fig. 4.** Esquema del experimento de pisoteo en el río Alcanadre. El número en cada parcela indica el número de días de recuperación de cada una de las parcelas. La distribución fue al azar.

descendente de la corriente. Para reducir estas contingencias se llevaron a cabo las siguientes actuaciones:

- I. Separación de cada bloque por un tramo de río de 1,5-2 metros y con una profundidad del agua baja (< 25 centímetros), que facilite la sedimentación del material transportado.
- II. Evitar las orillas del río, que puedan quedar al descubierto al reducirse el caudal.
- III. Asignación al azar de la posición de los cuadrados del factor Intensidad de pisoteo dentro de cada parcela.
- IV. Asignación al azar de la posición de los cuadrados del factor Periodo de recuperación dentro de cada bloque.
- V. Recolección de muestras en el sentido opuesto al de la corriente (abajo-arriba).

La preparación del experimento se llevó a cabo entre el 8 y el 14 de junio de 2016, y la recolección de las muestras se realizó en el transcurso del verano los días 15 y 29 de junio (día 1 y 15 de la recuperación), el 14 de julio (día 30) y el 13 de agosto (día 60).

### *Toma de muestras de perifiton*

El muestreo del perifiton, tanto en seguimiento como en experimento, consistió en un muestreo de tres réplicas en cada una de las estaciones y fechas de muestreo. Las muestras del perifiton se recogieron mediante el rascado de una superficie conocida (25 cm<sup>2</sup>) del sustrato rocoso, y se conservaron a oscuras hasta su procesado en el laboratorio, donde se filtró mediante un filtro Whatman GF/F, y se conservó a -20 °C.

Posteriormente, se realizó la extracción de la clorofila del filtro en un bote de vidrio con un volumen conocido de acetona al 90% (habitualmente 10 mL), siguiendo los protocolos estándar (ELÓSEGI y SABATER, 2009). Este proceso duró 24 horas, durante las cuales la muestra se conservó a una temperatura de 4 °C. Transcurrido ese tiempo, se determinó la absorbancia de la muestra. Esta se transformó a concentración por unidad de área mediante las fórmulas desarrolladas por JEFFREY y HUMPHREY (1975). Además, la absorbancia de los carotenoides a 430 μm se combinó con la absorbancia de clorofila *a* (665) en el índice de Margalef (MARGALEF, 1983), que permite determinar situaciones de estrés de la

comunidad de fitobentos, como la fotooxidación u otras limitaciones a la producción de biomasa.

### *Protocolo de muestreo para macroinvertebrados bentónicos*

En cada una de las zonas y los tiempos designados, tanto en el seguimiento como en el experimento, se realizó la extracción de tres réplicas, removiendo el sustrato contenido en una superficie de 30 centímetros de ancho y de 100 centímetros de largo, aguas arriba de la red *surber*. El procedimiento de muestreo está basado en el llevado a cabo por SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES (2013) y en el protocolo establecido por la Directiva Marco del Agua (DMA) (CHE, 2007b).

La recogida de las muestras de macroinvertebrados se realizó situando la red *surber* aguas abajo de la zona a muestrear (y de cara a la corriente) y se voltearon las gravas-piedras, manteniendo el borde inferior de la red contra el lecho fluvial, para posteriormente remover con los pies los depósitos inferiores (10-15 centímetros de profundidad), desalojando cualquier organismo a lo largo de la superficie establecida aguas arriba de la red.

El material recolectado se introdujo en un bote de plástico hermético para su conservación en alcohol al 70% (concentración final) y evitar así la interacción entre organismos, especialmente la depredación. En el laboratorio, se procedió a limpiar las muestras de piedras y de restos orgánicos, para facilitar la separación de los individuos. Cada macroinvertebrado fue identificado hasta el nivel taxonómico de familia a excepción de oligoquetos, ostrácodos e hidrácaros (exigida para el cálculo del índice IBMWP, MAPAMA, 2013; PRAT y cols., 2006). Así, una vez separados, se procedió a contar los individuos idénticos.

### *Cálculo de índices biológicos*

Tras la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua, se han priorizado los indicadores biológicos frente a los fisicoquímicos, y de entre todos los organismos acuáticos, los macroinvertebrados son los más usados como bioindicadores a nivel mundial (PRAT y cols., 2006), pues presentan ciertas características que permiten que respondan muy bien a los cambios en las

condiciones ecológicas. De entre las métricas existentes, se escogió el índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party; ALBA-TERCEDOR y cols., 2002), basado en la identificación de la fauna bentónica presente, y el índice IASPT (JÁIMEZ-CUÉLLAR y cols., 2002), que establece una relación entre el valor del IBMWP y el número de familias encontradas.

La evaluación que exige la DMA ha de ofrecer un valor relativo que mida el grado de las condiciones biológicas observadas en el río respecto de las mejores condiciones biológicas posibles, determinado por la tipología de la masa de agua a estudiar (R-T12, ríos de montaña mediterránea calcárea), de manera que la calidad del agua se refiere como un porcentaje de cambio respecto a la condición de referencia (tabla 1) del ecotipo (BONADA y cols., 2002).

**Tabla 1.** Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para la masa de agua; ríos de montaña mediterránea calcárea (R-T12). Real Decreto 817/2015.

Tipo de río	Indicador	Condición de referencia	Límites de cambio de clase de estado			
			Muy bueno / bueno	Bueno / moderado	Moderado / deficiente	Deficiente / malo
R-T12	IBMWP	186	0,82	0,5	0,3	0,12

### *Índices relacionados con la diversidad taxonómica*

Para apoyar este estudio y facilitar la interpretación del ecosistema, se han empleado otros índices de diversidad y riqueza. Se utilizó el número de individuos, total y de cada taxón, y la riqueza (S) de familias para aproximarnos a la complejidad de la comunidad. Sin embargo, debe considerarse que la riqueza no indica diversidad, pues asume que todas las especies tienen el mismo valor, sean abundantes o no. Cuando las perturbaciones son fuertes, su respuesta muestra inmediatamente la alteración en la estructura de la comunidad; pero no ocurre lo mismo cuando las perturbaciones son de baja intensidad o frecuencia (PRAT y cols., 2006).

Se ha calculado también el índice de riqueza de Margalef, muy simple de interpretar a pesar de resultar uno de los índices más limitados. Su cálculo se basa en la relación entre la riqueza de especies (S) y el número total de individuos observados o (n), pero de una forma que no aumente al incrementarse el tamaño de la muestra (SAMO LUMBRERAS y cols., 2008).

Los índices de diversidad de Shannon-Weaver (1949) y dominancia de Simpson (1960) son de los más empleados en ecología, y basan su cálculo en la riqueza específica y en la equitatividad de una comunidad de individuos. El primero de ellos obtiene valores elevados cuanto mayor sea la equitatividad entre grupos taxonómicos, mientras que el segundo mide la probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie en dos extracciones sucesivas al azar sin reposición. Opuesta a la diversidad, obtiene valores superiores a mayor dominancia de alguna de las familias (SAMO LUMBRERAS y cols., 2008).

Por último, se obtuvo también el índice de equitatividad de Pielou, que calcula la proporción de la diversidad observada (SHANNON y WEAVER, 1949) con relación a la máxima diversidad esperada (SAMO LUMBRERAS y cols., 2008).

Al tratarse de un barranco con influencias climáticas mediterráneas, se creyó conveniente calcular la relación de  $EPT / EPT + OCH$ , que evalúa la presencia y la ausencia de *Ephemeroptera* (E), *Plecoptera* (P) y *Trichoptera* (T), en relación con la presencia y la ausencia de *Odonata* (O), *Coleoptera* (C) y *Heteroptera* (H) (BERNABÉU y BONADA, 2014). Esta ratio refleja la temporalidad de flujo de corriente (SOTOMAYOR, 2016) y representa un buen indicador de los cambios estacionales en las comunidades de macroinvertebrados en los ríos mediterráneos (BONADA y cols., 2007b).

### *Análisis estadístico*

El tratamiento estadístico se realizó para las diferentes variables e índices obtenidos, tanto en seguimiento como en experimento. En el primer caso, se analizaron las diferencias observadas entre el factor Muestra, resultado de la combinación del factor zona (Alterado [A], por el tránsito de barranquistas o no, es decir, Control [C]), y del factor periodo (Inicio [I] y Final [F]) de la temporada de barrancos. Mientras que para el experimento lo que se pretendía era conocer las diferencias producidas por los diferentes niveles de los factores Tratamiento (Control y Alterado, es decir, 0 o 100 pisoteos, respectivamente) y Periodo de recuperación, de 1, 15, 30 y 60 días.

Con ayuda del programa estadístico R 3.4.2 y R commander (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015) se realizó el tratamiento estadístico de los índices biológicos indicados. Se hizo un test *post-hoc* (Tukey's test) después de realizar el test ANOVA de cada variable, el cual permite determinar qué categorías del factor difieren entre sí, considerando un nivel de significación de  $p < 0,05$ . Las variables que cumplieron con este requisito se representaron gráficamente en un diagrama de cajas, con el fin de visualizar el origen de las diferencias y facilitar su comprensión.

Posteriormente, y para detectar si existían diferencias significativas debidas a variaciones en la estructura de la comunidad (en el seguimiento y a lo largo del experimento), se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM). Empleando el paquete estadístico Vegan (OKSANEN y cols., 2018). En este caso se consideraron diferencias estadísticamente significativas los valores de  $p < 0,1$ , ya que el número de muestras era demasiado pequeño para obtener significaciones menores de  $p < 0,05$  (HARDIMAN y BURGIN, 2011a y b). A continuación se llevó a cabo un análisis de escalamiento multidimensional (NMDS), con el objetivo de visualizar las diferencias obtenidas con ANOSIM, y se completó con un análisis jerárquico (clúster) (SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES, 2013).

Para poder relacionar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos con la diversidad funcional de las muestras, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) y un análisis de componentes principales difuso (FPCA; *Fuzzy*), además de un test de coinerencia, con los paquetes de datos de R de Rcmdr (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015) y ade4 (THIOULOUSE y cols., 1997). El FPCA es un análisis multivariable que nos permite trabajar conjuntos de datos que son difusos por naturaleza (USSEGLIO-POLATERA y cols., 2000). En el caso del estudio posibilitó analizar los rasgos biológicos (variable categórica, transformada en difusa) y su relación con las familias presentes. Se han considerado los rasgos biológicos siguientes: la tolerancia a la contaminación (índice saprobio), el grado de eutrofia, el modo de alimentación y la preferencia al microhábitat (sustrato), según los datos extraídos de TACHET y cols. (2000).

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, tanto para el seguimiento como para el experimento, y se comprobó su

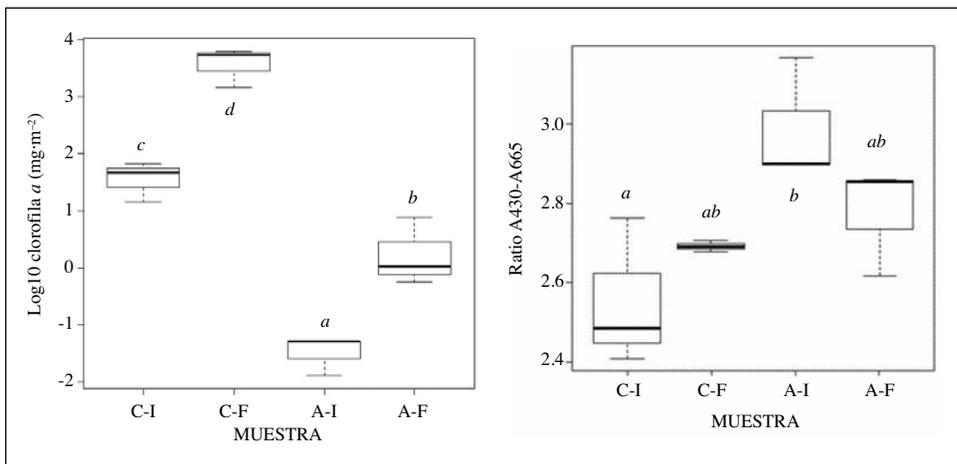
significación con un test de Monte-Carlo, con 999 permutaciones (DOLÉDEC y CHESSEL, 1994).

## RESULTADOS

### *Seguimiento:*

#### *Efecto de la temporada de barranquismo en el recubrimiento de perifiton del sustrato*

La variable concentración de clorofila *a* en el perifiton durante el seguimiento, para el factor combinado Muestra, tuvo que ser transformada, pues los datos no presentaron distribución normal y las varianzas entre categorías del factor no fueron homogéneas. Al realizar el test ANOVA de la variable, se observaron diferencias significativas y, tal como se observa en la representación gráfica (fig. 5a), se produjo un aumento de la concentración de clorofila *a*, tras la temporada, en ambas zonas de muestreo (Alterada y Control). Se observó que en la zona Control ya existía una mayor biomasa algal al inicio de la temporada.



**Fig. 5.** a) Diagrama de cajas para la concentración de clorofila *a* ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante el seguimiento del barranco de la Peonera en 2016. Datos transformados ( $\log_{10}$ ). Las letras *a*, *b*, *c* y *d* muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test *post-hoc*; b) gráfica de cajas para los valores de la ratio A430:A665 durante el seguimiento del barranco de la Peonera en 2016. Las letras *a* y *b* muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test *post-hoc*. (Control y Alterado: C y A, respectivamente; Inicial y Final: I y F, respectivamente).

El cociente pigmentario A430:A665, que relaciona la concentración de carotenoides y la de la clorofila *a* (fig. 5b), alcanzó su valor superior en la muestra Afectada y el inferior en la muestra Control, ambas al inicio de la temporada, por lo que las diferencias principales se deben a la divergencia original entre las zonas de muestreo.

### *Efecto de la temporada de barranquismo en el estado ecológico*

El estado ecológico determinado mediante el índice IBMWP mejora levemente al final de la temporada en ambas zonas, Alterada y Control (tabla II).

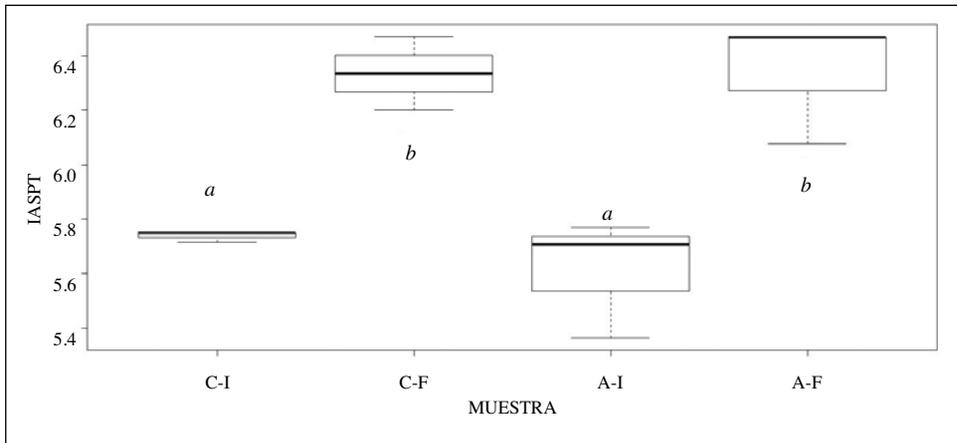
**Tabla II.** Resultados del índice IBMWP para las muestras durante el seguimiento del barranco de la Peonera en 2016.

	<i>Valor IBMWP</i>	<i>Estado ecológico</i>
<i>R1 A-I</i>	59	0,317
<i>R2 A-I</i>	97	0,522
<i>R3 A-I</i>	75	0,403
<i>R1 C-I</i>	115	0,618
<i>R2 C-I</i>	120	0,645
<i>R3 C-I</i>	69	0,371
<i>R1 A-F</i>	110	0,591
<i>R2 A-F</i>	79	0,425
<i>R3 A-F</i>	97	0,522
<i>R1 C-F</i>	110	0,591
<i>R2 C-F</i>	95	0,511
<i>R3 C-F</i>	93	0,500

Se incluyen las tres réplicas de cada muestra en las zonas Alterada (A) y Control (C), a Inicio (I) y Fin (F) de temporada. El color verde indica buen estado, y el color amarillo, moderado, siguiendo los umbrales establecidos en el Real Decreto 817/2015.

### *Índices de biodiversidad y calidad del agua*

Tras analizar estadísticamente todos los índices mencionados en la metodología, solo un índice mostró diferencias significativas ( $p < 0,05$ ), el IASPT. Se observó un aumento del índice IASPT al final de la temporada,

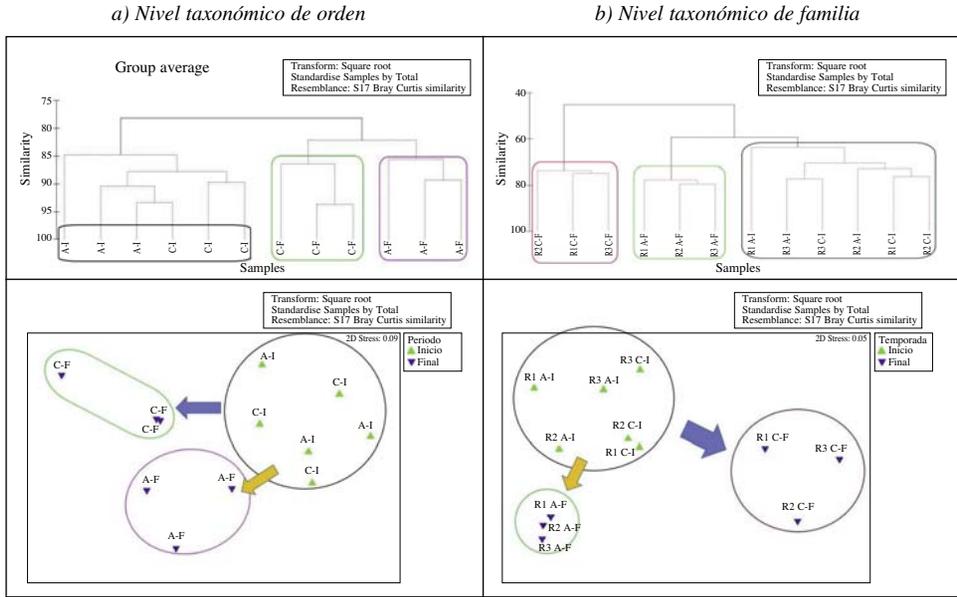


**Fig. 6.** Diagrama de cajas del índice IASPT, para el factor Muestra, durante el seguimiento del barranco de la Peonera en 2016. (Control y Alterado: C y A, respectivamente; Inicial y Final: I y F, respectivamente). Las letras *a* y *b* muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test *post-hoc*.

para ambas zonas: Alterada (A) y Control (C). Para un mismo valor de IBMWP (diferencias no significativas), el aumento del IASPT (fig. 6) indica una disminución del número de taxones tras la temporada, o un cambio de los taxones presentes, pero con un incremento de su puntuación en el índice IBMWP. Así, la comunidad presente al inicio de la temporada fue de composición diferente a la del final, para ambas zonas, habiendo al final menor número de taxones, pero de mayor valor ecológico.

#### *Variación de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados tras la temporada de barrancos*

Empleando los análisis ANOSIM y NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling, fig. 7), para determinar cambios en la estructura de la comunidad (abundancia y composición) de macroinvertebrados en la zona Afectada por el barranquismo, se observó, tanto para el nivel taxonómico de orden como de familia, cómo las muestras se agruparon en tres conjuntos. Mientras las muestras de inicio de temporada permanecieron juntas (Alterada y Control), las muestras del final de la temporada se separaron entre zona Afectada y zona Control.



**Fig. 7.** a) Arriba: análisis jerárquico (clúster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de orden; abajo: representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS); b) arriba: análisis jerárquico (clúster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de familia; abajo: representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS).

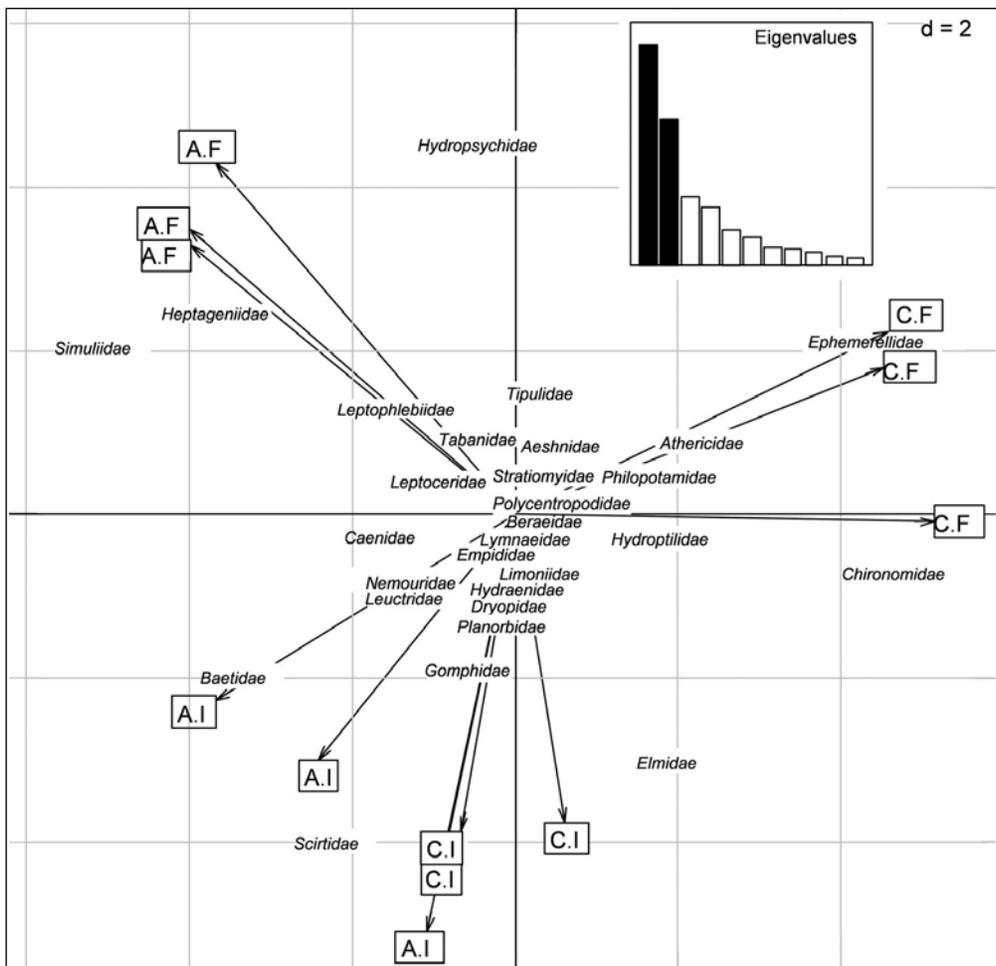
Nota: La letra C hace referencia a la muestra de Control, mientras que la letra A lo hace de la Alterada. Las letras I indican la muestra inicial de la temporada y la letra F, el final. Las flechas azules y amarillas se han añadido al gráfico para su interpretación y corresponde a la trayectoria en el tiempo de las parcelas Control (azul) y Alteradas (amarillo).

*Variación de la composición y de los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados tras la temporada de barrancos*

Mediante el análisis PCA (fig. 8), se ha podido relacionar las abundancias de las familias encontradas, con las zonas (Alterada / Control) y temporada (Inicio / Final). Los dos primeros ejes del análisis explicaron un 58,5% de la varianza. El primer eje (horizontal; 35,2% de la varianza) separó las muestras según la temporada (final en la parte positiva e inicial en la negativa), mientras que el segundo eje (vertical; 23,3% de la varianza) separó las muestras entre Alterada y Control, con mayor separación entre las muestras de final de temporada (alterada en la parte negativa y control

en la positiva). Estos resultados ratifican los obtenidos mediante el análisis ANOSIM y NMDS.

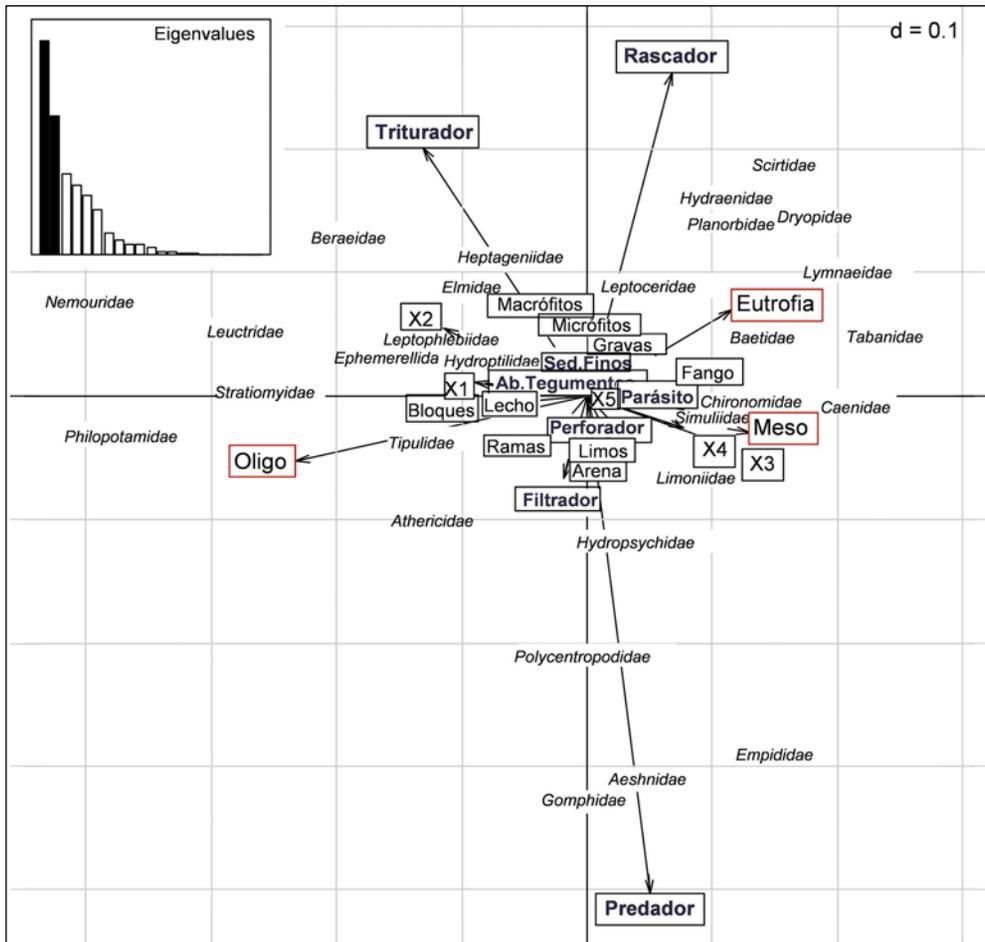
En la composición de la comunidad de macroinvertebrados, se observó una dominancia de las familias *Athericidae*, *Ephemerellidae* y *Chironomidae*, especialmente de las dos últimas, en la zona Control al finalizar la temporada, mientras que, en el mismo periodo, *Simuliidae* y *Heptageniidae* dominaron la comunidad en las muestras de la zona Afectada, acompañadas



**Fig. 8.** Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias con relación a los puntos de muestreo. Zonas: Alterada (A) y Control (C); periodo: Inicio (I) y Final (F).

de otras familias como *Leptophlebiidae* e *Hydropsychidae*. En cuanto al inicio de la temporada, ambas zonas coincidieron en valores negativos del segundo eje (vertical), y se encuentran dominadas por las familias: *Scirtidae*, *Elmidae*, *Gomphidae* y *Baetidae*.

Mediante el análisis de componentes principales difuso (FPCA; fig. 9), se analizaron los rasgos biológicos dominantes en la comunidad de macroinvertebrados durante la temporada 2016. Los dos primeros ejes explicaron el



**Fig. 9.** Análisis de componentes principales difuso (FPCA) del seguimiento, teniendo en cuenta las familias encontradas durante el estudio y los rasgos biológicos considerados (la tolerancia a la contaminación, el grado de eutrofia, la alimentación, el valor saprobio y el microhábitat).

39,2% de la varianza. El eje 1 (horizontal; 20,3% de la varianza) separó las familias principalmente por su tolerancia a la eutrofia. Las familias de ambientes oligotróficos (valor negativo), como *Athericidae*, *Leuctridae* y *Nemouridae*, se diferenciaron de las de ambientes eutróficos (en valores positivos del eje) como *Simuliidae*, *Baetidae* y *Tipulidae*. Por otra parte, el eje 2 (vertical; 18,9% de la varianza) separó las familias por su estrategia trófica; en valores positivos se situaron las familias de rascadores y trituradores, y en valores negativos las familias de filtradores y predadores, representados por las larvas de libélula. No se pudieron observar dominancias de familias que se diferenciasesen por su microhábitat, o por su índice saprobio.

El análisis de coinercia no resultó significativo, por lo que el PCA y el FPCA por separado fueron más explicativos. Con estos resultados, pudimos determinar la tendencia en el cambio de la comunidad tras la temporada, obteniendo que al inicio de la temporada la estrategia trófica mayoritaria en ambas zonas fue la de rascadores (*Scirtidae* y *Elmidae*), indicando un ambiente mesotrófico. También fueron importantes las familias trituradoras como *Baetidae*, de ambientes mesotróficos y tolerantes a la eutrofia. Ambas zonas al inicio de la temporada se encuentran más próximas entre sí en cuanto a las características de los organismos presentes, que al finalizar la temporada. Al final de la temporada, se observa cómo los filtradores (*Simuliidae* e *Hydropsychidae*) presentaron mayor importancia en la zona Alterada, principalmente los simúlidos, y de carácter mesotrófico, aunque se podrían encontrar en ambientes más eutróficos. En contraposición, la zona Control final está dominada por la presencia de perforadores (*Athericidae* y *Ephemerellidae*) claramente de carácter oligotrófico y especialmente aparece la alimentación parásita como estrategia importante. La significativa presencia de parásitos es producida por el aumento de la familia *Chironomidae* al final de la temporada, pues dos de las cinco especies de este taxón existentes corresponden a parásitos.

#### *Experimento:*

*Resiliencia de las comunidades bentónicas tras un impacto controlado*

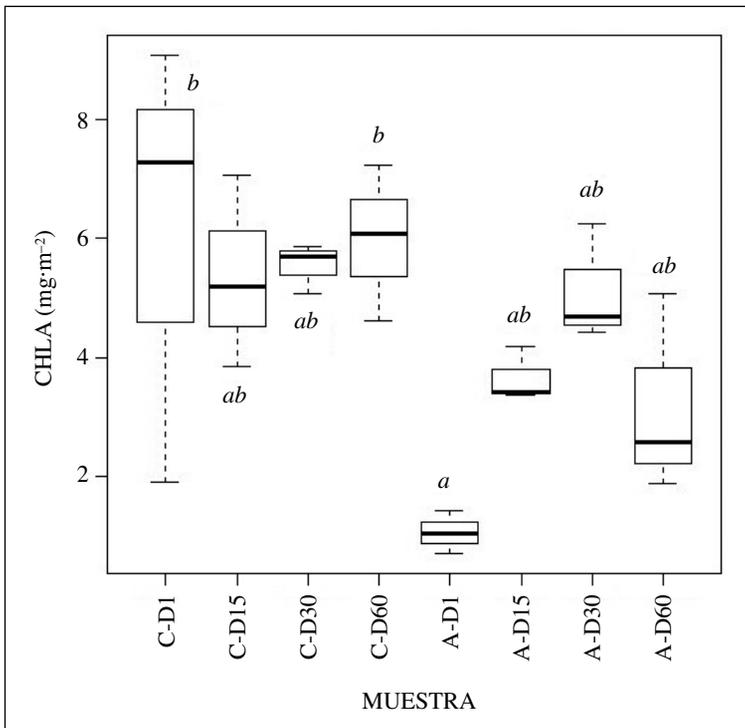
*Capacidad de recuperación del recubrimiento de perifiton*

*de las rocas tras el experimento del pisoteo*

Durante el experimento, el análisis de la ratio A430:A665 no resultó significativo. Pero el análisis de la varianza de la concentración de clorofila

*a* en el perifiton tras el pisoteo intenso (fig. 10), sí mostró diferencias significativas entre las categorías del factor Muestra (zona tratada, Alterada [A], o no tratada, Control [C]); y tiempo de recuperación tras el pisoteo: día 1 [D1], día 15 [D15], día 30 [D30] y día 60 [D60]).

En la zona Control no se observan variaciones importantes en la concentración de clorofila *a*; por el contrario, en la zona Afectada sí se produjeron cambios importantes en la concentración: fue significativamente menor el primer día tras el tratamiento (concentración de clorofila *a*, cuatro veces menor respecto al control del mismo día) y se recuperó progresivamente hasta el día 30.



**Fig. 10.** Diagrama de cajas para la concentración de clorofila *a* ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante el experimento en el barranco de la Peonera en 2016. (Control y Alterado: C y A, respectivamente; días 1, 15, 30 y 60: D1, D15, D30 y D60). Las letras (*a* y *b*) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test *post-hoc*.

### *Capacidad de recuperación del estado ecológico*

Se analizó el estado ecológico para cada uno de los periodos de recuperación, obteniendo un estado ecológico de la masa de agua de moderado en todas las réplicas tratadas, mientras que para las zonas Control se obtuvo un buen estado ecológico. A partir del día 15 algunas de las parcelas tratadas empiezan a recuperar su calidad ecológica, equiparándose a las parcelas Control a partir del día 30, hasta alcanzar un estado de Bueno, para todas las muestras, sean Control o Alteradas (tabla III).

**Tabla III.** Resultados del índice IBMWP para las parcelas del experimento.

<i>Control</i>	<i>Valor IBMWP</i>	<i>Estado ecológico</i>	<i>Alteradas</i>	<i>Valor IBMWP</i>	<i>Estado ecológico</i>
<i>R1 C-D1</i>	125	0,672	<i>R1 A-D1</i>	86	0,462
<i>R2 C-D1</i>	105	0,565	<i>R2 A-D1</i>	69	0,371
<i>R3 C-D1</i>	80	0,430	<i>R3 A-D1</i>	88	0,473
<i>R1 C-D15</i>	106	0,570	<i>R1 A-D15</i>	106	0,570
<i>R2 C-D15</i>	107	0,575	<i>R2 A-D15</i>	85	0,457
<i>R3 C-D15</i>	91	0,489	<i>R3 A-D15</i>	77	0,414
<i>R1 C-D30</i>	133	0,715	<i>R1 A-D30</i>	118	0,634
<i>R2 C-D30</i>	92	0,495	<i>R2 A-D30</i>	97	0,522
<i>R3 C-D30</i>	114	0,613	<i>R3 A-D30</i>	111	0,597
<i>R1 C-D60</i>	109	0,586	<i>R1 A-D60</i>	113	0,608
<i>R2 C-D60</i>	119	0,640	<i>R2 A-D60</i>	119	0,640
<i>R3 C-D60</i>	102	0,548	<i>R3 A-D60</i>	106	0,570

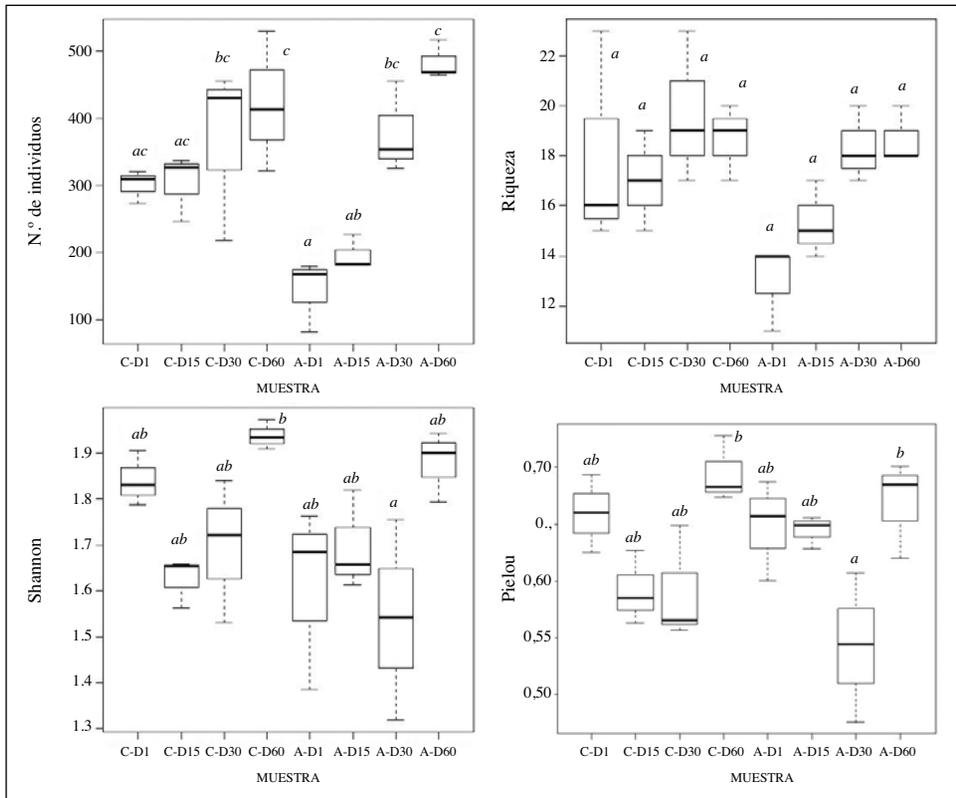
Se incluyen las tres réplicas de cada muestra en las parcelas Alterada (A) y Control (C), y los días de muestro; día 1 (D1), día 15 (D15), día 30 (D30) y día 60 (D60).

El color verde indica buen estado, y el color amarillo, moderado, siguiendo los umbrales establecidos en el Real Decreto 817/2015.

### *Índices de biodiversidad y calidad del agua*

Analizando estadísticamente cada variable respecto al factor combinado Muestra, se obtuvieron resultados significativos, para los siguientes índices: número de individuos, riqueza, diversidad de Shannon y equitatividad de Pielou (fig. 11).

Con el número de individuos totales, podemos observar el impacto del experimento, produciéndose un fuerte descenso en las parcelas Alteradas

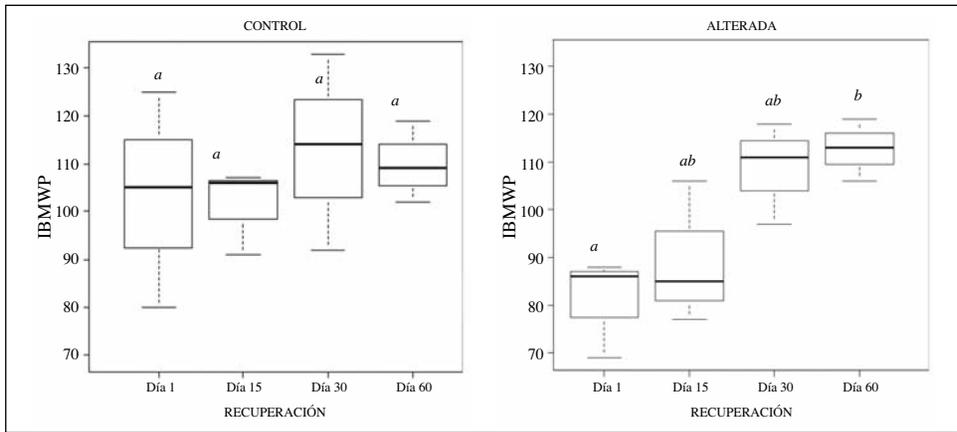


**Fig. 11.** Diagramas de caja para a) número de individuos, b) riqueza específica, c) índice de Shannon, d) índice de Pielou. Parcelas Control (C) y Afectado (A) para los días del experimento 1, 15, 30 y 60.

Nota: Las letras (a, b, c y d) definen las agrupaciones según el test *post-hoc*.

para el primer día de recuperación, alrededor de 150 individuos menos. A partir del día 30 los valores alcanzados eran algo más bajos, pero ya similares a los hallados en las parcelas Control. El índice de riqueza específica muestra resultados similares, en cuanto al impacto y en su recuperación a partir del día 30. En este caso, el nivel de significación no permitió separación mediante el test *post-hoc*, pero sí mediante el test ANOVA.

La diversidad de Shannon (fig. 11c) varió mucho en las parcelas Control, por lo que se hace difícil la comparación con las parcelas Afectadas. La diversidad en Alteradas y Control fue similar los primeros 15 días, y a partir del día 30 se produjo una disminución considerable, obteniendo los



**Fig. 12.** Izquierda: diagramas de caja para el índice IBMWP, Control, para los días de recuperación: 1, 15, 30 y 60. Derecha: diagramas de caja para el índice IBMWP, Alterada, para los días de recuperación: 1, 15, 30 y 60.

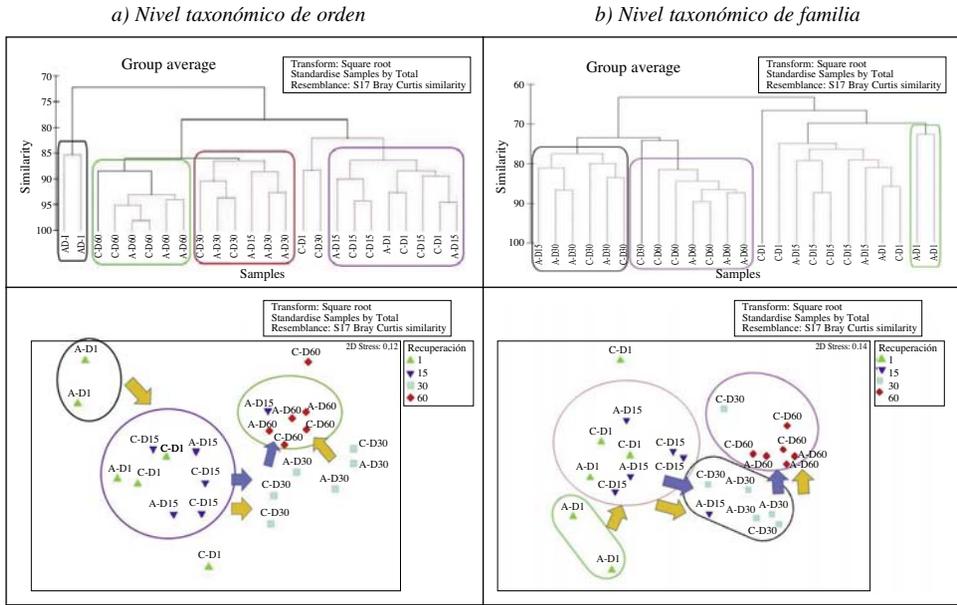
Nota: Las letras (*a* y *b*) definen las agrupaciones según el test *post-hoc*.

menores valores de diversidad del experimento. El día 60 ambos tratamientos experimentaron un aumento de la diversidad, aunque en las parcelas Afectadas esta no alcanzó los valores de las parcelas Control. Como la equitatividad de Pielou (fig. 11*d*), mide la relación entre la diversidad observada y la diversidad esperada, obtenemos un patrón similar al de la diversidad de Shannon. El día 60, el valor fue cercano a 0,7, lo que indica que las muestras se aproximaron a la diversidad esperada.

El índice IBMWP no mostró diferencias significativas para el conjunto del experimento. Sin embargo, al analizar por separado los tratamientos, se ha podido observar que en las parcelas Control no existieron diferencias, pero tras el pisoteo, las parcelas Afectadas tuvieron un índice de calidad inferior a 90, recuperando los valores similares a los de las parcelas Control, a partir del día 30 (fig. 12).

#### *Análisis de similitud de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados para las distintas fases del experimento*

En ambos niveles taxonómicos la similaridad de la estructura de la comunidad en el experimento presentó una dinámica similar (fig. 13). Se observó que dos de las tres muestras de las parcelas Alteradas el día 1 están



**Fig. 13.** a) Arriba: análisis jerárquico (clúster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de orden; abajo: representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS); b) arriba: análisis jerárquico (clúster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de familia; abajo: representación gráfica del NMDS.

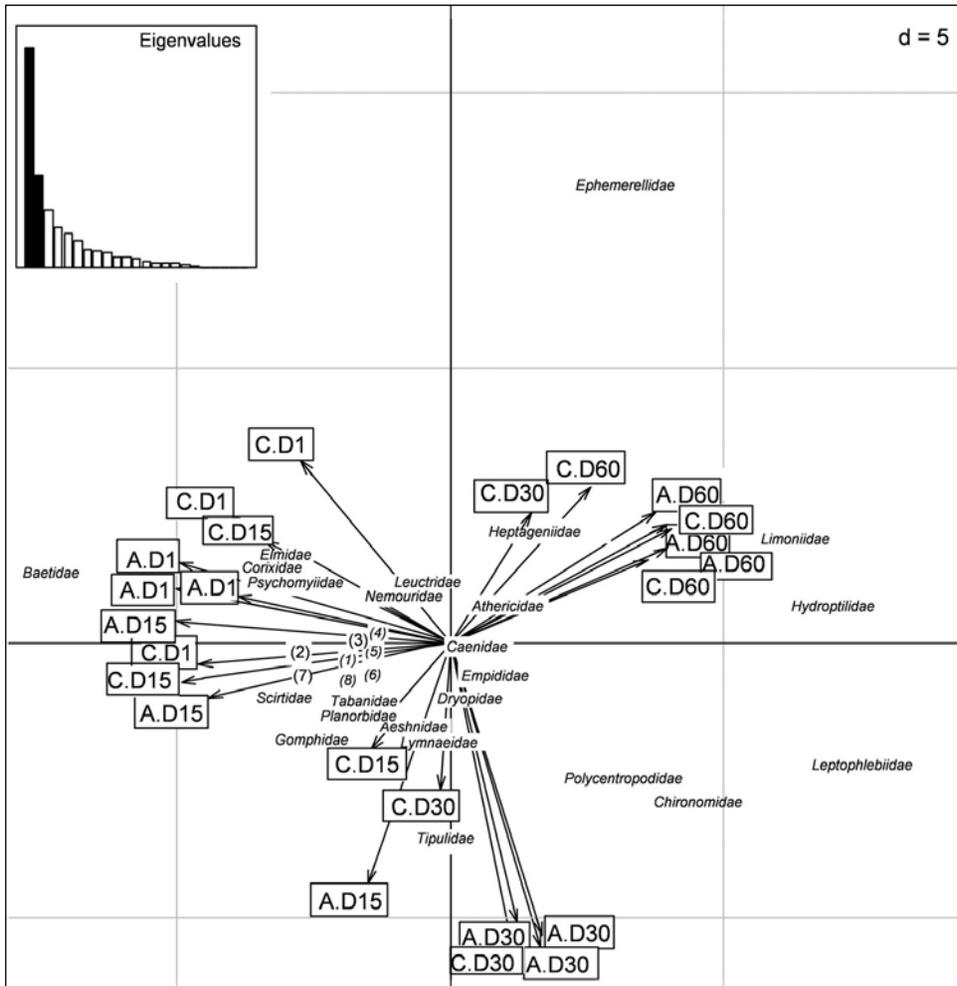
Nota: La letra C hace referencia a la muestra del Control, la letra A lo hace de la Alterada. Los números hacen referencia al día posterior al experimento en que se recogió la muestra. Las flechas azules y amarillas corresponden a la trayectoria en el tiempo de las parcelas Control (azul) y Alteradas (amarillas).

totalmente separadas del resto de las muestras, observándose un acercamiento de la estructura de la comunidad, conforme avanza el periodo de recuperación. La composición de la comunidad de las parcelas Afectadas empieza a asemejarse a las de las muestras Control a partir de los 15 días después de cesar la alteración por el pisoteo, y las muestras del último día de recuperación, día 60, se encuentran todas en el mismo grupo, se trate de las parcelas Alteradas o de las parcelas Control.

*Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados en las fases del experimento*

Los dos primeros ejes del análisis PCA (fig. 14), explican un 53,5% de la varianza. El primer eje (37,7% de la varianza), separó las parcelas por

fecha de recuperación (tanto para las parcelas Alteradas como para las parcelas Control), concentrándose a la izquierda los días 1 y 15, en el centro los días 30 y a la derecha los días 60. Algunas familias tuvieron más peso



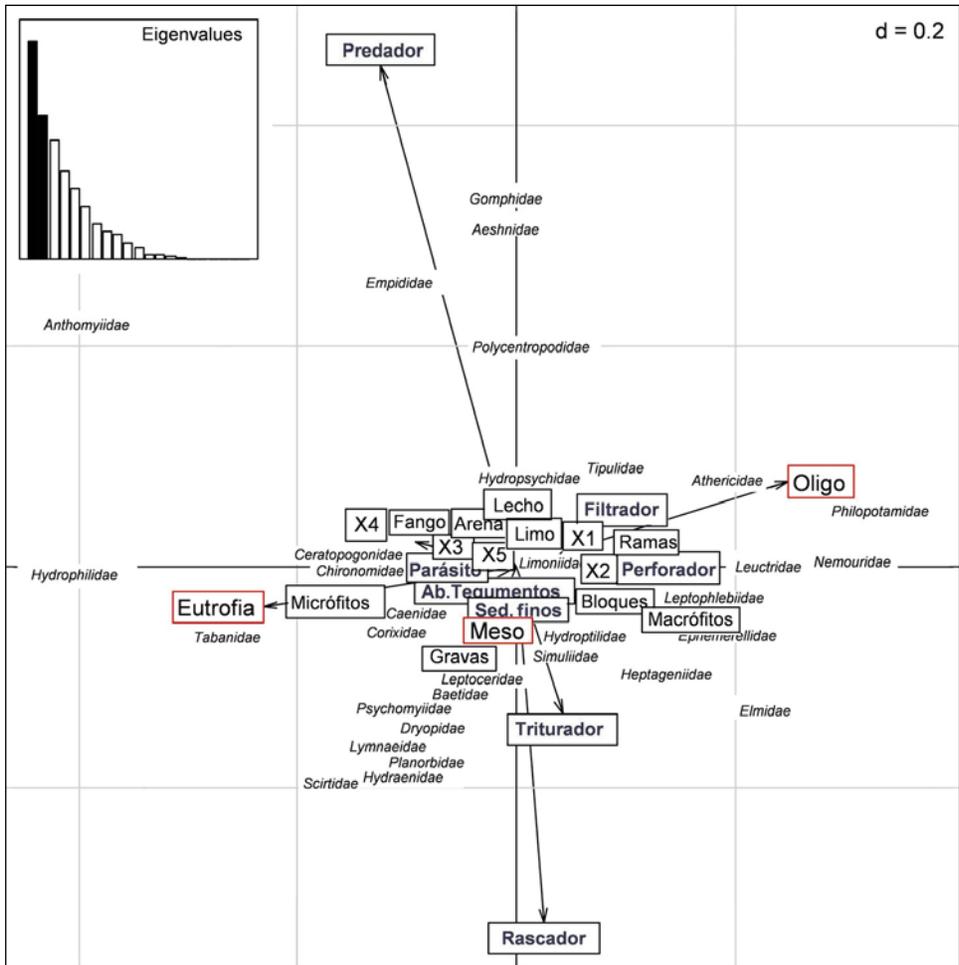
**Fig. 14.** Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias con relación a los puntos de muestreo del experimento y su recuperación. Zonas: Alterada (A) y Control (C); Recuperación: día 1 (D1), día 15 (D15), día 30 (D30) y día 60 (D60). Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura, los números corresponden a las siguientes familias superpuestas: (1) *Leptoceridae*, (2) *Hydraenidae*, (3) *Philopotamidae*, (4) *Hydropsychidae*, (5) *Hydroptilidae*, (6) *Anthomyiidae*, (7) *Ceratopogonidae*, (8) *Simuliidae*.

que el resto en el análisis. La familia *Baetidae* dominó claramente en las muestras del día 1 y del día 15, sobre el resto de las familias también abundantes. Para las muestras del día 30 se observa dominancia de la familia *Tipulidae*, mientras que las familias *Ephemeridae*, *Hydroptilidae* y *Heptageniidae* lo son para ambos tratamientos en el día 60. El segundo eje (15,8% de la varianza) separó, principalmente, las muestras del día 30 de recuperación en valores negativos.

En el análisis de componentes principales difusos (FPCA; fig. 15), los dos primeros ejes explicaron el 51,6% de la varianza. El eje 1 (30% de la varianza) separó las familias de ambientes oligotróficos, como *Athericidae*, *Leuctridae* y *Tipulidae* (en este caso con valores positivos), de las que se encuentran en ambientes eutróficos (valores negativos del eje), como *Baetidae* y *Scirtidae*. Con el otro eje (vertical; 21,6% de la varianza), se separan las familias por estrategia trófica; en valores negativos encontramos familias de rascadores y trituradores, y en valores positivos, los predadores, representados mayoritariamente por larvas de odonatos, y no se observan dominancias taxonómicas para los rasgos biológicos de microhábitat, o por su índice saprobio.

Con ambos análisis, ya que el de coinercia realizado no resultó significativo ( $p$  valor: 0,878), podemos extraer datos sobre la evolución de la comunidad. Al inicio del periodo, y especialmente en las parcelas Alteradas, los trituradores tienen mayor importancia (*Leuctridae* y *Baetidae*) y se encuentran según la gráfica en un ambiente mesotrófico. Sin embargo, con el paso del tiempo, la comunidad cambia a familias filtradoras (*Simuliidae* e *Hydropsychidae*) con rasgos claramente mesotróficos y presencia de predadores (*Gomphidae* y *Aeshnidae*), más propios de ambientes oligotróficos.

Al final del periodo de recuperación se alcanza una comunidad representada mayoritariamente por perforadores y rascadores (*Athericidae*, *Hydroptilidae* y *Ephemerellidae*) menos tolerantes a la eutrofia y a parásitos (*Chironomidae*; la presencia de este taxón en esta posición está relacionada con la importancia de los parásitos). De estas familias, *Hydroptilidae*, perforador, domina en muestras con mesotrofia y menos saprobias, por el contrario, *Athericidae* y *Ephemerellidae* aparecen en un ambiente mesotrófico y con un índice saprobio superior (X5), a pesar de preferir ambientes oligotróficos.



**Fig. 15.** Análisis de componentes principales difusos (FPCA) del experimento, teniendo en cuenta las familias encontradas durante el estudio y los rasgos biológicos considerados (la tolerancia a la contaminación, el grado de eutrofia, la alimentación, el valor saprobio y el microhábitat). Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura.

**DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS**

Los resultados del estudio muestran que, al finalizar la temporada de barrancos de 2016, las comunidades bentónicas del barranco de la Peonera fueron diferentes de las comunidades que existían al principio, sin embargo, este hecho no parece estar relacionado directa o exclusivamente con la actividad lúdica.

En ambas zonas, Alterada y Control, se produjo un incremento de clorofila *a*, por lo que no se puede considerar que exista un efecto negativo del barranquismo sobre la biomasa de productores primarios bentónicos. En el trabajo de DESCALS CERVERA (2017) se observó un incremento de la concentración de nitrato en la fuente de La Tamara, situada escasos metros por encima de la zona Control. Estos resultados sugieren una relación entre el incremento de nitrato en el río y la mayor concentración de clorofila *a* encontrada en la zona Control al final de la temporada, reduciéndose su efecto en la zona Afectada, por encontrarse algunos cientos de metros río abajo. Debe tenerse en cuenta que las surgencias son importantes para mantener un caudal constante y asegurar la continuidad del río en los años más secos (CHE, 2007a), pero a su vez, estas aguas pueden provocar cambios fisicoquímicos puntuales en los ríos (MARGALEF, 1983). En cuanto a la ratio A430:665, se encontró entre valores normales (2,3-3,5), indicando que el perifiton no presentaba estrés ambiental en ninguna de las situaciones estudiada (MARGALEF, 1983).

La calidad ecológica observada fue Moderada y Buena al inicio de la temporada y, al contrario de lo esperado, la puntuación obtenida con el índice IBMWP aumentó en ambas zonas al final de la temporada. Sin embargo, el tiempo transcurrido sí que resultó significativo para el índice IASPT, que detecta mejor las perturbaciones intermedias (OSCOZ y cols., 2005), puesto que al mismo número de taxones un descenso en el valor IASPT indicaría la posibilidad de haberse sustituido organismos sensibles a la contaminación (con alto valor en el índice IBMWP) por otros más tolerantes (de menor valor), y viceversa. Con el avance de la estación estival, se observó un incremento en el índice IASPT, el cual indicó una mejoría en la calidad del agua que afectó a ambas zonas, de lo que se deduce que los cambios están relacionados con el patrón estacional del río y no con la práctica de la actividad de ocio.

El resto de los índices se mantuvieron a lo largo de la temporada, exceptuando una ligera modificación (no significativa) en los valores de dominancia de Simpson, disminuyendo ligeramente en la zona Control, indicando una pequeña mejora en la diversidad. Estos resultados son similares a los obtenidos por HARDIMAN y BURGIN (2011a), que establecieron la falta de impacto aparente sobre los macroinvertebrados o la calidad del agua,

de manera contraria a lo previsto En el lado opuesto se encuentran los resultados de los escasos estudios realizados en la sierra de Guara (BENAYAS y cols., 1996; SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES, 2013), que muestran valores de riqueza y diversidad de macroinvertebrados e IBMWP elevados en los momentos previos a la temporada de barranquismo, y un descenso posterior, lo que indica la existencia de un impacto del barranquismo sobre la comunidad bentónica (SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES, 2013).

En cuanto a la dinámica hidrológica, como no se obtuvieron datos significativos de la relación EPT/EPT + OCH, estaríamos hablando de que el río Alcanadre es un río permanente, sin grandes sequías en el periodo estival (BONADA y cols., 2006), para la temporada estudiada 2016-2017, que puedan verse reflejadas en los indicadores biológicos utilizados en este estudio.

Por consiguiente, no se apreció afección por parte de la práctica deportiva del barranquismo sobre la biomasa de perifiton, ni sobre los indicadores de diversidad y de calidad ecológica basados en la comunidad de macroinvertebrados. Sin embargo, sí que se apreciaron diferencias en la estructura de la comunidad al final de la temporada, especialmente para la zona Control. El análisis de similitud y el NMDS hicieron patente que las muestras al inicio de la temporada presentan alta relación entre ellas, sin embargo, al final de la temporada, las muestras Control se encuentran totalmente separadas del resto, y las Alterada, aparecen más relacionadas con las muestras iniciales, que con las Control. La mayor diferencia de la zona Control, tras la temporada de barrancos, sugiere que la proximidad a la surgencia de La Tamara es un factor importante en la estructura de la comunidad. Otros autores han observado cómo un incremento o adición continua de nitrato en ríos oligotróficos tiene consecuencias sobre la comunidad de macroinvertebrados, observándose dominancia de algunas familias y la pérdida de las menos tolerantes (GENITO y cols., 2002; HARTMANN y MIHUC, 2008; ESPAÑOL y cols., 2015).

#### *Capacidad de recuperación de la comunidad bentónica, tras un experimento de impacto controlado*

Los valores de la clorofila *a* en el perifiton registrados a lo largo de los momentos de recuperación tras el pisoteo intenso demuestran que el impacto

al día siguiente de terminar el experimento es evidente. La disminución de biomasa calculada fue del 95%, presentando una recuperación rápida para el día 15, en la zona Alterada. El análisis realizado a los carotenoides, mediante la ratio A430:A665 tampoco indica que la biomasa bentónica padeciera de estrés durante la evolución del experimento.

En cuanto a la comunidad de macroinvertebrados (abundancia y composición), los resultados del experimento muestran el esperado efecto perjudicial del pisoteo asociado al barranquismo a corto plazo (día 1 posterior al experimento). No obstante, la recuperación es paulatina, igualándose la estructura de la comunidad a partir de los 30 días de recuperación, tal como ocurre en los otros estudios mencionados (HARDIMAN y BURGIN, 2011; SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES, 2013). Esto se produce probablemente gracias a las adaptaciones de las comunidades bentónicas a un régimen hidrológico exigente como es el mediterráneo, con estrategias vitales como la dispersión aérea o con crecimiento rápido (ALBA-TERCEDOR, 1996; BONADA y RESH, 2013), que posibilitan la recolonización rápida y la existencia de parcelas inalteradas cercanas, que actúan como fuente o reservorio.

Una de las primeras cosas observadas al analizar los resultados del experimento realizado en el Alcanadre, es la reducción significativa de la abundancia total de individuos. Tras el impacto controlado, la abundancia de individuos se redujo más del 50%. En otros estudios publicados sobre el efecto de impactos en ascenso sobre la comunidad de macroinvertebrados, encontramos que dependiendo de la magnitud del impacto se producen reducciones de entre el 14 y el 92% (ROBINSON y cols., 2004), y específicamente en el Formiga (SIERRA GROS y LÓPEZ-FLORES, 2013) se observó una reducción del total de individuos de un 70%.

El resto de los índices biológicos analizados indican igualmente un efecto negativo el día posterior a la fase de pisoteo, pero se igualan los valores al Control pasados 30 días de haber finalizado la perturbación, coincidiendo con el tiempo estimado por ALBA-TERCEDOR (1996) para volver a recolonizar el lugar afectado por una perturbación. Por el contrario, los índices de diversidad de Shannon y el de equitatividad de Pielou, en ambas zonas (Afectada y Control), no muestran una diferencia significativa para el día posterior a la finalización del experimento. En otros estudios realizados para la determinación de la variación de diversidad, tras una perturbación

(BROOKS y BOULTON, 1991; LAKE, 2000), se observan datos similares a los hallados aquí. LAKE (2000) determinó que la abundancia fluctúa considerablemente después de una perturbación, sin embargo, la riqueza de familias en la escala hábitat local puede ser sorprendentemente constante. Además, establece que la tasa de recolonización suele ser rápida, después de la perturbación (de dos a diez días). En el experimento homólogo realizado por HARDIMAN y BURGIN (2011*b* y *a*), se observó una recuperación inmediata tras cesar la perturbación, y la composición general de la comunidad fue similar transcurridos 15 días de recuperación, igual que lo sucedido en el barranco de la Peonera.

En cuanto al valor del índice IBMWP, la incidencia del impacto responde al mismo patrón, es decir, la calidad ecológica desciende a moderado para el día 1 en la zona Afectada, mejorando paulatinamente e igualándose con la zona Control (bueno) pasados 30 días.

Cuando se analizó la estructura de la comunidad, las diferencias entre las muestras de los tratamientos son menos claras a las observadas en el seguimiento. A excepción de las muestras recogidas el día posterior al finalizar el pisoteo, en la que sí se observan claras diferencias. Es decir, la comunidad recuperó la composición taxonómica inicial en un corto periodo de tiempo (15 días) y la estructura (taxonomía y abundancia) a partir de un mes de recuperación.

*Dinámica y diversidad funcional de la comunidad  
de macroinvertebrados bentónicos  
en el río Alcanadre (barranco de la Peonera)*

En el seguimiento se ha observado cómo al inicio de la temporada, existe un predominio de taxones rascadores y trituradores, con mucha presencia de familias predatoras, que indican ambientes mesotróficos. Mientras que al final de la temporada, los ambientes son muy diferentes. Para la zona Alterada la presencia de familias rascadoras y filtradoras (especialmente simúlidos) es indicativa de ambientes mesotróficos, pero para la zona Control una marcada presencia de *Chironomidae*, y la abundancia de familias trituradoras que requieren abundancia de materia orgánica, marcan tendencia a la eutrofia. Esto contrasta con lo detectado en el estudio de SIERRA GROS y

LÓPEZ-FLORES (2013) para el río Formiga, que detectó una disminución de organismos dependientes del perifiton tras la temporada de barrancos.

En referencia a la comunidad analizada en el experimento, se pudo observar que en la zona Alterada del día 1 existe una dominancia de la familia *Baetidae*, mientras que para la de Control y para ambos tratamientos en las muestras del día 15 no parecen existir dominancias de ninguna familia en concreto. Las estrategias mayoritarias en este periodo son la de rascadores y trituradores de materia orgánica, de igual modo que las muestras iniciales del seguimiento. Cuando nos acercamos al día 30, aparece más abundancia de depredadores; este hecho puede ser el que influya en el descenso de la diversidad, pues coincide en el espacio temporal. Y cuando nos encontramos en el día 60, las familias dominantes cambian y se observa un aumento de familias que se alimentan de perifiton y de macrófitos (rascadoras y perforadoras).

El incremento de tricópteros hacia el otoño parece corresponder a las cualidades propias del orden en aguas en buen estado ecológico, pues presentan una gran amplitud de estrategias alimentarias (SPRINGER, 2010), especialmente de perforadores y predadores, las cuales aumentan al final del verano.

Como indica el estudio de BERNABÉU y BONADA (2014), para los flujos mediterráneos, los efemerópteros funcionan bien como indicadores de buen estado ecológico. La abundancia inicial de la familia *Baetidae*, observada en seguimiento y experimento, concuerda con esta afirmación, pues poseen estrategias tróficas que les posibilitan vivir en zonas con corriente, agarrarse a las rocas y evitar su arrastre durante el periodo de crecida (FLOWERS y DE LA ROSA, 2010); son familias altamente resistentes y resilientes a impactos de carácter físico como es el pisoteo.

En nuestro artículo hemos podido observar un aumento progresivo en el tiempo e indiferente de la zona muestreada de la familia de quironómidos, que es propio de las épocas más secas de la península ibérica, verano y principios de otoño (RIAÑO y cols., 1993; MOYA y cols., 2010; ÁLVAREZ CABRIA, 2010). Se trata de una familia con diversas estrategias alimentarias, con especies aeropneústicas y poco sensibles a los cambios de la calidad en el agua, por ello es de esperar que prospere en las épocas menos favorables, cuando el volumen de agua disminuye.

En cuanto al análisis de los grupos funcionales a partir de la alimentación, se puede considerar que la comunidad de macroinvertebrados en primavera se encuentra dominada por trituradores, filtradores y rascadores, y se produce una evolución hacia comunidades con mayor presencia de predadores y perforadores, comunidades más típicas de ambientes con alta biomasa de macrófitos y perifiton, y temperaturas cálidas, como lo son los ríos mediterráneos.

Concretamente, se ha observado una importancia mayoritaria de los rascadores y de los predadores. Era de esperar este resultado, pues estos grupos alcanzan sus mayores abundancias cuando sus recursos tróficos (perifiton e invertebrados, respectivamente) alcanzan los valores más elevados (ÁLVAREZ CABRIA, 2010). Los rascadores del sustrato aparecen coincidiendo con el mayor desarrollo de los productores primarios (perifiton), especialmente en las zonas próximas a la fuente de La Tamara y por la reducción de caudal propia de la época estival. Esto sucede como consecuencia de la estabilidad hidrológica (bajo caudal) y las moderadas temperaturas que favorecen el desarrollo de las algas (RIAÑO y cols., 1993), además, en este caso concreto del incremento de nitrato procedente de la fuente.

Entre estas dos estrategias tróficas, el río Alcanadre, con características mediterráneas, presentó mayor importancia de predadores que de rascadores. Los entornos mediterráneos presentan una producción de perifiton superior a los templados (VELASCO y cols., 2003; GIORGI y cols., 2005), y hubiera sido de esperar una mayor presencia de herbívoros que de depredadores. Sin embargo, en estos ambientes la depredación es muy importante, y puede actuar como controladora de los raspadores, cuando el perifiton tiene su mayor producción (GUERRERO y cols., 2004; BONADA y cols., 2007a), como sucede el día 30 de recuperación del experimento.

Durante la temporada 2016, la fuente de La Tamara, aguas arriba del tramo de estudio, afectó a la alcalinidad y turbidez del agua y a su contenido de nitrato, el cual produjo un incremento importante de biomasa algal (DESCALS CERVERA, 2017). Este aumento de producción primaria influye enormemente en la comunidad de macroinvertebrados que se desarrollan en el tramo de estudio, y, por tanto, se debe considerar que la cercanía a la fuente de La Tamara aguas arriba enmascaró o superó los posibles efectos que se produjeron a causa del barranquismo en esta temporada.

## CONCLUSIONES

Tras el análisis de las muestras del seguimiento, todo parece indicar que la fauna bentónica que habita en este cañón está naturalmente adaptada a las perturbaciones físicas frecuentes de origen natural, lo que permite una rápida recuperación de la comunidad ante una perturbación antrópica de tipo mecánico, como es la del barranquismo. Incluso en este río podría considerarse que esta perturbación pudiera ser un impacto menor, por las características morfológicas del cauce, más ancho, que permite absorber de manera más equilibrada el paso de barranquistas, y porque su anchura posibilita la existencia de zonas no impactadas próximas, que sirven de fuente de organismos colonizadores cerca de las zonas de perturbación, conclusión a la que se llega al analizar que los niveles de impacto detectados durante el seguimiento no alcanzan los simulados durante el experimento, como sí ocurre en otros barrancos con frecuentación similar pero menor caudal y ancho del cauce, como en el río Formiga.

El índice de biomasa de perifiton mostró que, tras la perturbación continua de pisoteo durante siete días, existe un claro descenso (95%) de la concentración de clorofila *a*, sin embargo, esta se recupera a partir del día 15 y alcanza los niveles del control a partir de los 30 días posteriores a finalizar el impacto.

El pisoteo controlado durante el experimento también presentó un efecto perjudicial sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y en el recubrimiento de perifiton a corto plazo. Ello se tradujo en reducciones importantes de la abundancia total de individuos (> 50%) y otros índices biológicos como la riqueza y la calidad ecológica.

El análisis de la comunidad en este río nos ha indicado poca variación tras el pisoteo, y una pronta recuperación igualándose ambos tratamientos en quince días. Sin embargo, en el seguimiento, se han podido observar diferencias en la comunidad al final de la temporada de la zona Control a la zona Alterada, lo que recalca la importancia que el aumento del perifiton posee sobre la estructura de macroinvertebrados, ocasionada por el aporte de nitratos adicional de la surgencia.

El incremento del grado de eutrofia (leve y correspondiente a niveles naturales) asociado a la fuente de La Tamara enmascara el impacto potencial

del barranquismo, siendo más importante para la comunidad bentónica el incremento de producción primaria que se produce al final de la temporada, sobre todo en la zona Control.

Finalmente, la realización de este trabajo corrobora la gran importancia de realizar estudios que determinen la evolución natural de las comunidades bentónicas bajo la presión del barranquismo, que nos permitan tener información de referencia para determinar el grado de impacto (severo, moderado o leve) que una perturbación ocasiona en el medio acuático, ya que esta información no es generalizable a todos los cañones como se ha podido comprobar en los escasos estudios realizados.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado gracias a la financiación del proyecto JIUZ-2015-TEC-09 de la Convocatoria de Proyectos de Jóvenes Investigadores, convocada por el Vicerrectorado de Política Científica de la Universidad de Zaragoza, con mecenazgo de la Fundación Ibercaja.

Asimismo debemos agradecimiento a todos los amigos y familiares que directamente colaboraron en los muestreos y/o indirectamente sirvieron de apoyo y ánimo para la realización de este estudio.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBA-TERCEDOR, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas. En A. Pulido Bosch (coord.), *IV Simposio sobre el agua en Andalucía*: II, 203-213. ITGE. Madrid.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ y cols. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica*, 21 (2): 175-185 (doi: <http://hdl.handle.net/2445/32903>).
- 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*. Universidad de Cantabria. Santander.
- BENAYAS, J., R. BLANCO y R. PRIEBE (1996). *Análisis de los impactos ocasionados por el barranquismo en el Parque de la Sierra y Cañones de Guara. Propuesta de regulación*. DGA. Zaragoza.

- BERNABÉU, M., y N. BONADA (2014). *Macroinvertebrate variability in mediterranean and temperate streams: unimpacted and impacted river basins*. Department of Ecology University of Barcelona. Barcelona.
- BONADA, N., N. PRAT, A. MUNNÉ y cols. (2002). Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21: 99-114.
- BONADA, N., M. RIERADEVALL, N. PRAT y V. H. RESH (2006). Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 32-43 (doi: 10.1899/0887-3593(2006)25[32:BMAAMC]2.0.CO;2).
- BONADA, N., S. DOLÉDEC y B. STATZNER (2007a). Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: Implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13: 1658-1671 (doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x).
- BONADA, N., M. RIERADEVALL y N. PRAT (2007b). Macroinvertebrate Community Structure and Biological Traits Related to Flow Permanence in a Mediterranean River. *Hydrobiologia*, 589: 91-106 (doi: 10.1007/s10750-007-0723-5).
- BONADA, N., y V. H. RESH (2013). Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia*, 719: 1-29.
- BROOKS, S. S., y A. J. BOULTON (1991). Recolonization Dynamics of Benthic Macroinvertebrates after Artificial and Natural Disturbances in an Australian Temporary Stream. *Ecology*, 65 (1): 295-308.
- CHE (2007a). *Plan hidrológico del río Alcanadre*. CHE. Zaragoza. 257 pp.
- CHE (2007b). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DESCALS CERVERA, S. (2017). *Efectos del barranquismo en la calidad físico-química y microbiológica del agua, en los ríos Formiga y Alcanadre (Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, Huesca)*. Universidad de Zaragoza. Zaragoza.
- DOLÉDEC, S., y D. CHESSEL (1994). Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31 (3): 277-294.
- ELÓSEGI, A., y S. SABATER (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao.
- ESPAÑOL, C., B. GALLARDO, F. A. COMÍN y M. R. PINO (2015). Constructed wetlands increase the taxonomic and functional diversity of a degraded floodplain. *Aquatic Sciences*, 77: 27-44 (doi: 10.1007/s00027-014-0375-2).
- FLOWERS, R., y C. DE LA ROSA (2010). Ephemeroptera. *Revista de Biología Tropical*, 58 (4): 63-93.

- GENITO, D., W. J. GBUREK y A. N. SHARPLEY (2002). Response of Stream Macroinvertebrates to Agricultural Land Cover in a Small Watershed. *Journal of Freshwater Ecology*, 17: 109-119 (doi: 10.1080/02705060.2002.9663874).
- GIORGI, A., C. FEIJÓO y G. TELL (2005). Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity & Conservation*, 14: 1699-1718.
- GUERRERO, C., M. R. VIDAL-ABARCA, M. L. SUÁREZ y cols. (2004). Estructura de tamaño de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en un río de características semiáridas durante el estiaje (río Chícamo, S. E. de España). *Limnetica*, 23: 37-56.
- HARDIMAN, N. J. (2003). *Visitor impact management in canyons of the Blue Mountains, New South Wales*. Western Sydney University (Thesis Collection). Sydney.
- HARDIMAN, N., y S. BURGIN (2011a). Comparison of stream macroinvertebrate assemblages in canyon ecosystems of the Blue Mountains (Australia) with and without recreational traffic: A pilot study in impossible terrain. *Australian Zoologist*, 35 (3): 757-769.
- HARDIMAN, N., y S. BURGIN (2011b). Effects of trampling on in-stream macroinvertebrate communities from canyoning activity in the Greater Blue Mountains World Heritage Area. *Wetlands Ecology and Management*, 19 (1): 61-71 (doi: 10.1007/s11273-010-9200-4).
- HARTMANN, E. A., y T. B. MIHUC (2008). Composition and abundance of stream macroinvertebrates as a determinant of water quality up and down stream of the imperial dam, Saranac river, New York. *Stream macroinvertebrates. Scientia Discipulorum*, 3 (1): 21-27.
- JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., C. E. SAINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA y cols. (2002). *GUADALMED protocol (PRECE)*. *Limnetica*, 21: 187-204.
- 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 (2): 191-194.
- LACOSTA ARAGÜÉS, A. J. (2002). *Los deportes de aventura y su incidencia en el desarrollo turístico de un espacio protegido: el Parque Natural de los Cañones y la Sierra de Guara (Huesca)*. Universidad de Almería. Almería.
- LAKE, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (4): 573-592.
- MAPAMA (2013). *Protocolo de cálculo del índice IBMWP*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Omega. Barcelona.
- MOYA, N., T. OBERDORFF y C. ROSALES (2010). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: Implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecología Aplicada*, 8 (1-2): 105-114.

- NEGISHI, J. N., y J. S. RICHARDSON (2006). An experimental test of the effects of food resources and hydraulic refuge on patch colonization by stream macroinvertebrates during spates. *Journal of Animal Ecology*, 75: 118-129 (doi: 10.1111/j.1365-2656.2005.01027.x).
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, M. FRIENDLY y cols. (2018). *Vegan: Community Ecology Package. R. package version 2.5-2*.
- OSCOZ, J., R. LEUNDA, P. MANUEL y cols. (2005). Calidad biológica de las aguas en el río Erro. *Ecología*, 19: 59-74.
- PRAT, N., B. RÍOS, R. ACOSTA y M. RIERADEVALL (2006). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En E. Domínguez y H. R. Fernández (eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*: 631-654. Tucumán. Fundación Miguel Lillo.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2015). *R: A Language and Environment for Statistical Computing. The R Foundation for Statistical Computing*. Viena. <[http:// www.R-project.org](http://www.R-project.org)>
- RIAÑO, P., A. BASAGUREN y J. POZO (1993). Comunidades de macroinvertebrados del río Aguera (País Vasco-Cantabria). *Limnetica*, 9: 19-28.
- ROBINSON, C. T., S. AEBISCHER y U. UEHLINGER (2004). Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *Journal of the North American Benthological Society*, 23: 853-867.
- SAMO LUMBRERAS, A. J., A. GARMENDIA SALVADOR y J. A. DELGADO (2008). *Introducción práctica a la Ecología*. Pearson Educación. Madrid.
- SHANNON, C. E., y W. WEAVER (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. Urbana (IL).
- SIERRA GROS, J. (2013). *Efecto del barranquismo sobre los macroinvertebrados acuáticos y su recuperación en el río Formiga (Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara, Huesca)*. Universidad de Zaragoza. Zaragoza.
- SIERRA GROS, J., y R. LÓPEZ-FLORES (2013). Efectos del barranquismo sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el río Formiga. *Lucas Mallada*, 15: 161-190.
- SOTOMAYOR, G. (2016). *Evaluación de la calidad de las aguas superficiales mediante técnicas de estadística multivariante: Un estudio de caso en la cuenca del río Paute, al sur de Ecuador*. Universidad Nacional de La Plata. La Plata.
- SPRINGER, M. (2010). Trichoptera. *Revista de Biología Tropical*, 58: 151-198.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNAUD y P. USSEGLIO-POLATERA (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions. París.
- THIOULOUSE, J., D. CHESEL, S. DOLÉDEC y J. OLIVIER (1997). ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7 (1): 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? *Hydrobiologia*, 422-423: 153-162.
- VALLE MELENDO, J. del (1997). Precipitaciones máximas en la sierra de Guara y su entorno. Cálculo de valores para diferentes periodos de retorno. *Lucas Mallada*, 9: 171-182.
- VELASCO, J., A. MILLÁN, M. VIDAL-ABARCA y cols. (2003). Macrophytic, epipelagic and epilithic primary production in a semiarid Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 48: 1408-1420.