

EFFECTOS DEL BARRANQUISMO SOBRE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN EL RÍO FORMIGA (SIERRA DE GUARA, HUESCA)

Jorge SIERRA¹
Rocío LÓPEZ-FLORES²

RESUMEN.— Dada su compleja orografía, el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara se ha convertido hoy en uno de los destinos más solicitados para la práctica del descenso de barrancos en Europa. Sin embargo, una excesiva afluencia de visitantes lleva asociada una potencial pérdida de la calidad biológica de los ríos afectados. Este artículo intenta cuantificar el efecto del pisoteo ejercido por los barranquistas sobre la comunidad de macroinvertebrados y su capacidad de recuperación en un tramo del río Formiga. Se realizó un seguimiento de la comunidad antes y durante la temporada de barranquismo y un experimento *in situ* basado en el pisoteo controlado de una serie de parcelas en un tramo de río no perturbado. El pisoteo de los barranquistas durante la temporada provoca una reducción tanto del índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) como de la abundancia total de individuos. La comunidad, no obstante, recuperó los valores iniciales de abundancia en un periodo de 15 días, y la calidad biológica del río (IBMWP) se recobró totalmente a los 32 días. No se obtuvieron evidencias claras del efecto perjudicial del pisoteo sobre el recubrimiento de *perifiton*.

ABSTRACT.— Given its complex orography, the Sierra y Cañones de Guara Natural Park has currently become one of the most demanded places to

¹ Plaza de Andalucía, 7. E-22004 HUESCA. jorgesierragros@gmail.com

² 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

practice canyoning in Europe. However, an excessive influx of visitors cause a potential loss of ecological quality in affected rivers. This study is determined to quantify the effect of trampling on aquatic macroinvertebrate communities from canyoning activity in the Formiga River. A monitoring before and during recreational season and an experiment in situ based on controlled trampling on a non-affected river section were made. Trampling during canyoning season cause a reduction in both the IBMWP index (Iberian Biomonitoring Working Party) and animal abundance. Nevertheless, animal abundance shows recovery after 15 days, and biological river quality (IBMWP) completely recovers after 32 days. There was no clear evidence of detrimental effect on *perifiton*.

KEY WORDS.— Aquatic macroinvertebrates, canyoning, IBMWP, Formiga, Guara (Huesca, Spain).

INTRODUCCIÓN

Tras el primer quinquenio (1991-1995) de la declaración del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (en adelante, PNG), se llevó a cabo un análisis de impactos asociados al barranquismo con el fin de determinar los efectos ecológicos de esta práctica deportiva y de elaborar una propuesta de regulación. El resultado final fue la base de una normativa que perdura hasta la fecha y un análisis de impactos incompleto debido al déficit de información básica del PNG. La información disponible sobre el régimen hídrico, las unidades ambientales y el desarrollo socioeconómico del PNG, entre otros aspectos, resultó ser algo escasa, por lo que se tuvo que dedicar parte del tiempo y de los recursos en generar una información de partida. La ausencia de condiciones de referencia para grupos faunísticos como las comunidades de macroinvertebrados y piscícolas de los ríos del Parque, y otras especies indicadoras como el tritón pirenaico o las rapaces rupícolas, también impidió que el efecto de los impactos fuera determinado con detalle. Tras varios borradores, es en 2013 cuando se aprueba, finalmente, el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG), como principal instrumento para la gestión del PNG. En los borradores previos a este, se planteó la posibilidad de vedar temporalmente y someter a estudio algunos de los tramos en los que se practica el barranquismo de forma masiva, debido a los problemas observados en sus comunidades piscícolas. Sin embargo, esta actuación fue criticada por algunos colectivos durante el periodo de alegaciones y fue finalmente desestimada en el PRUG definitivo.

Las actividades recreativas asociadas al medio acuático, como la navegación, la pesca o el baño, afectan mayoritariamente a las zonas próximas a las orillas, que es donde se produce la mayor concentración de actividades. Sin embargo, en la práctica del barranquismo los deportistas utilizan el mismo cauce fluvial como camino principal para el desarrollo de su actividad (BENAYAS y cols., 1996). Se desplazan andando o nadando a lo largo de varios kilómetros, equipados con sus trajes de neopreno, sin necesidad de salir del agua, por lo que se genera un impacto continuo a lo largo de gran parte del cauce. 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 analizar los efectos inducidos sobre el medio terrestre, mientras que los posibles cambios que ocasionan en el medio acuático han sido tratados de forma muy puntual (BENAYAS y cols., 1996), y si nos referimos al impacto de actividades recreativas concretas como el barranquismo la información es casi inexistente (HARDIMAN y BURGIN, 2011).

Los estudios llevados a cabo hasta el momento sobre el impacto del pisoteo en las comunidades de macroinvertebrados afirman que existen diferencias importantes en la densidad y diversidad de órdenes y, sobre todo, de familias, entre sustratos pisoteados y no pisoteados. REICE (1985) demostró experimentalmente que las perturbaciones derivadas del pisoteo y volteo de rocas tienen un efecto significativo a corto plazo, que se traduce en reducciones de abundancia de individuos que van desde el 24% al 95%. No obstante, también observó que el aumento de la frecuencia de dichas perturbaciones no ocasionaba unas reducciones tan elevadas como cabría esperar. En ríos australianos se observaron reducciones significativas en el orden *Ephemeroptera* y la ausencia total del orden *Trichoptera* (HARDIMAN y BURGIN, 2011). En cuanto a la respuesta de los individuos a distintas intensidades de pisoteo o diferente nivel de afluencia, no se encontraron diferencias notables (HARDIMAN y BURGIN, 2011).

La recuperación del sistema es, en la mayoría de los casos, muy rápida. LANCASTER y HILDREW (1993) y DOLE-OLIVIER y cols. (1997) atribuyen esta rápida recuperación a la presencia de zonas no alteradas cercanas que funcionan como fuente de individuos, siempre que esas zonas contengan colonizadores potenciales (GORE, 1982). Se han dado recuperaciones totales en periodos de 4 a 33 días (BROOKS y BOULTON, 1991; HARDIMAN y BURGIN,

2011; REICE, 1985), pero la recuperación no solo depende de la existencia de fuentes de colonizadores cercanas, sino que entran en juego multitud de factores, como la velocidad de la corriente, el tipo de sustrato, el tamaño de los individuos o la frecuencia de eventos naturales, entre otros.

Hasta hace unos años, las metodologías de análisis de la calidad de las aguas se basaban casi exclusivamente en análisis físico-químicos. A día de hoy, esa situación ha dado un vuelco debido fundamentalmente a la entrada en vigor de la Directiva 2000/60/CE, con la cual se implementó un sistema de análisis basado en el estudio tanto de elementos de calidad físico-químicos como biológicos. Son muchos los métodos de análisis de la calidad de las aguas que se basan en organismos vivos (fitoplancton, fitobentos, macrófitos, invertebrados o ictiofauna) y algunos han demostrado ser muy eficaces en la detección de alteraciones y en el cartografiado de la calidad de las aguas debido a su fiabilidad, rapidez y bajo coste de aplicación, como es el caso de los macroinvertebrados bentónicos (ALBA-TERCEDOR, 1996). En este estudio se aplica una metodología de análisis de la calidad del agua afectada por la actividad del barranquismo en un tramo del río Formiga, basada en el uso de los macroinvertebrados acuáticos y el *perifiton* como bioindicadores. Con él se pretende contribuir, en cierta medida, al seguimiento ecológico del PNG y mostrar una metodología que pueda aplicarse a otros cauces en futuras investigaciones.

Este artículo tiene como objetivo mostrar el efecto del barranquismo sobre la comunidad de macroinvertebrados de un tramo del río Formiga y su capacidad de recuperación una vez cesada la actividad. Para lograrlo se persiguieron dos objetivos concretos:

- Realizar un seguimiento de la calidad ecológica del río Formiga antes y durante la temporada de barrancos mediante el índice IBMWP (ALBA-TERCEDOR y cols., 2002) y observar posibles cambios en la cobertura de *perifiton* y en los diferentes índices de diversidad de macroinvertebrados acuáticos del área estudiada, como consecuencia del trasiego real de personas durante la temporada de barranquismo.
- Determinar experimentalmente los posibles cambios en el índice de calidad ecológica (IBMWP) y en los índices de diversidad de macroinvertebrados acuáticos, así como la capacidad de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados tras una perturbación controlada.

MARCO NATURAL

El río Formiga

El Formiga es uno de los ríos más cortos del PNG, con una longitud total de 15,8 km (dato obtenido a partir del mapa digitalizado de la Confederación Hidrográfica del Ebro). Nace bajo el tozal de Guara, a unos 2000 metros de altura, y desemboca en el río Alcanadre, a una altitud de 560 msnm. La cuenca también es una de las más reducidas de la sierra de Guara, con una superficie de drenaje de 102,2 km² (HIDALGO, 1989). Está articulada por 464 cursos distintos, la gran mayoría de primer y segundo orden (77% y 17%, respectivamente), según la nomenclatura de STRAHLER (1957). Su geología, al igual que ocurre con otros cauces del PNG, puede definirse como una secuencia de tres partes: un tramo de cabecera en el que predominan margas del Keuper y areniscas, un tramo medio dominado por materiales calcáreos del Eoceno y un tramo bajo compuesto principalmente de conglomerados y areniscas aquitanienses (BUERA y cols., 1997).

En cuanto a hidrología, caben destacar los trabajos realizados por BENAYAS y cols. (1996), BUERA y cols. (1997) y SETRINI y CUCHÍ (1999). De ellos se extrae que los caudales del río Formiga son generalmente bajos, en torno a 0,2 m³/s, y consecuencia de ello son las amplias oscilaciones de la temperatura, con mínimas de 7,9 °C en febrero y máximas de 32 °C en agosto. Los valores de pH muestran en esas mismas fechas sus mínimos y máximos, con 7,4 y 8,5. Los contenidos de nitratos son bajos (0,2-0,5 mg/l) y las saturaciones máximas de oxígeno alcanzan valores del 130%. Las aguas presentan una composición iónica bicarbonatada-clorurada cálcico-sódica, aunque sus concentraciones varían según la época del año y el caudal que lleve el río. Observaron también importantes reducciones en la concentración de bicarbonato cálcico disuelto. Esta pérdida de material disuelto se pone de manifiesto en las abundantes formaciones de precipitados y deposiciones de carbonato en los tramos más abiertos del cauce. Una cualidad directamente relacionada, según BENAYAS y cols. (1996), con la falta de concentraciones detectables de fosfato reactivo soluble (PRS), puesto que al precipitar el carbonato cálcico se atrapan las moléculas de PRS y se reduce así la disponibilidad de este nutriente para la actividad biológica.

En cuanto a la fauna acuática o semiacuática inventariada en el río Formiga, se ha de destacar la presencia de anfibios como la rana verde

(*Pelophylax perezi*), el sapo común (*Bufo bufo*) y el tritón pirenaico (*Calotriton asper*), este último endémico pirenaico con poblaciones muy amenazadas. Las poblaciones de peces se componen de las especies típicas de los ríos del PNG, que son trucha común (*Salmo trutta fario*), barbo común (*Barbus graellsii*) y madrilla (*Chondrostoma miegii*). Sus poblaciones son escasas y sufren problemas de estabilidad, sobre todo las clases jóvenes, debido a alteraciones naturales o artificiales no determinadas hasta el momento (BENAYAS y cols., 1996).

La información sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos es prácticamente nula, puesto que BENAYAS y cols. (1996) no escogieron ninguna estación de estudio en este cauce. La única información disponible sobre este grupo faunístico es la generada por el Gobierno de Aragón con relación al cangrejo de río autóctono, *Austropotamobius pallipes*, especie en peligro de extinción en Aragón según el Decreto 181/2005, de 6 de septiembre.

Área de estudio: el tramo medio del río

Se trata de un curso de orden III (STRAHLER, 1957), al que se accede fácilmente desde el aparcamiento situado en las proximidades del puente del río Formiga por el que cruza la carretera de Aguas a Bierge (A-1227). Se seleccionaron tres estaciones experimentales distintas (fig. 1), que se describen a continuación:

- *Estación A.* Aquí se llevó a cabo el muestreo antes y durante la temporada de descenso de barrancos, y corresponde a los últimos 50 metros del tramo aprovechado por los barranquistas para su actividad (fig. 2). Se escogió esta zona por tres motivos: *i*) su accesibilidad (15 minutos a pie), que facilita el transporte del material necesario para la toma de muestras; *ii*) es un paso obligado para todos los barranquistas, de modo que se asegura que existe una perturbación continua debida al pisoteo durante toda la temporada; *iii*) es un tramo cuya geología, tipo de sustrato, vegetación y propiedades físico-químicas del agua son muy similares a las de la estación C, escogida para la toma de muestras control.

Atendiendo a la clasificación de ROSGEN (1996), basada en la forma del cauce, el nivel de encajonamiento y la pendiente, el tramo puede

clasificarse como de tipo F. Su anchura media es de 4 metros y su profundidad de 40 centímetros. El perfil del fondo es muy suavizado en la mitad inferior del tramo y el sustrato se compone de la propia roca madre, aunque se observan bancos laterales de arenas o gravas y pequeñas acumulaciones dentro del cauce. El flujo es laminar, con velocidades bajas, de en torno a 6 cm/s. En la mitad superior predomina un sustrato de guijarros, cantos y bloques. El perfil del fondo es más irregular, lo que provoca que el flujo sea algo turbulento. El flujo es ligeramente más rápido que en la mitad inferior (11 cm/s) y hay alternancia de pequeños rápidos y remansos.

- *Estación B.* Se encuentra a unos 500 metros aguas abajo de la estación A. Es un tramo igualmente accesible, pero imperturbado, condición imprescindible para el experimento de pisoteo controlado que se desea realizar. Es un tramo de tipo C (ROSGEN, 1996). Aquí el río se estrecha hasta los 2,5 metros. La profundidad, medida en el centro de la corriente, es de 25 centímetros. El sustrato es heterogéneo, aunque con predominio de guijarros, cantos y algún bloque. La escasa profundidad del tramo y la rugosidad del fondo provocan que el flujo sea ligeramente turbulento. La velocidad media es de 4 cm/s.
- *Estación C.* Está situada inmediatamente debajo de la estación B y se ha utilizado para la toma de muestras control, con las que se establecerá la comparación antes y durante la temporada de uso deportivo



Fig. 1. *a)* Senda acuática marcada por el paso de los barranquistas en la estación A. Se distingue claramente la zona más transitada por la diferencia de coloración. *b)* Tramo de río correspondiente a la estación B. Sustrato mixto de gravas y cantos y algún bloque. Las zonas aclaradas corresponden a las parcelas pisoteadas durante el experimento. En este tramo cabe destacar la abundancia de costras de carbonatocálcico, CaCO_3 . *c)* Tramo correspondiente a la estación C.

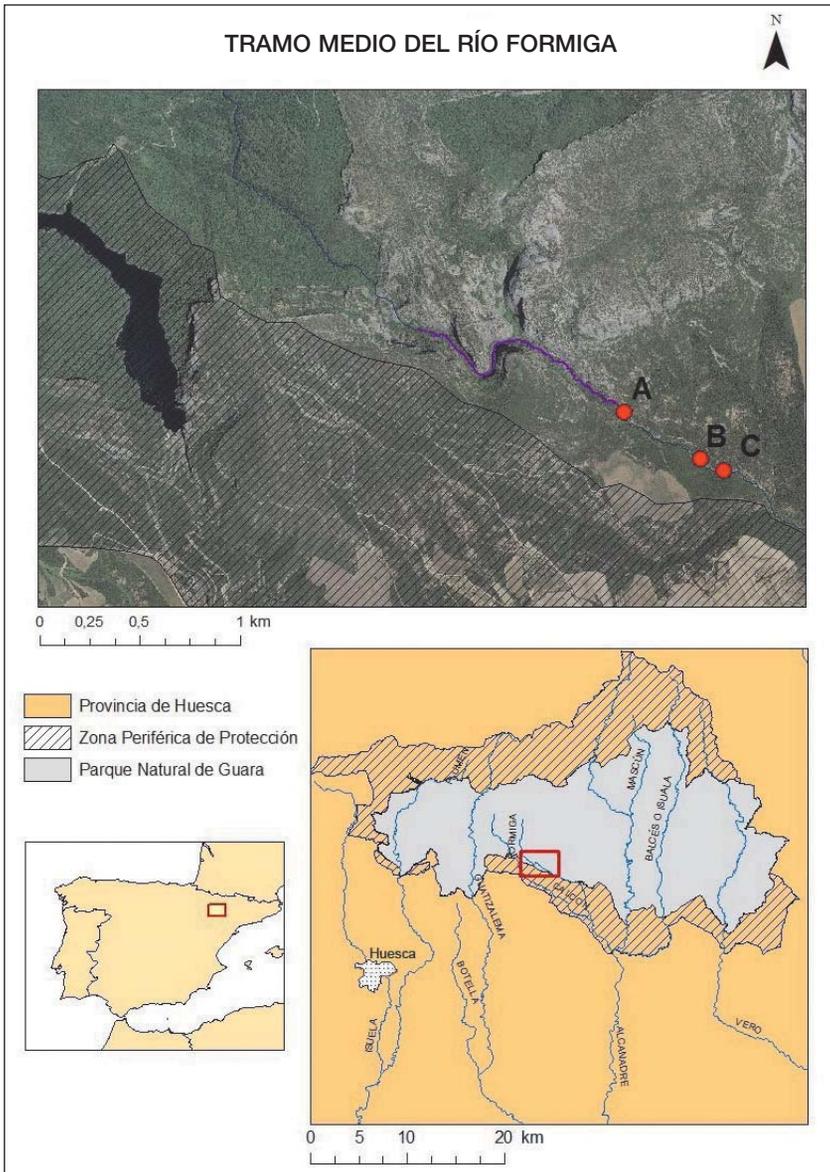


Fig. 2. Localización del área de estudio dentro del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. La línea azul corresponde al tramo medio del río Formiga. En violeta, el tramo de uso deportivo. En rojo, las estaciones de muestreo utilizadas: A, estación utilizada para la toma de muestras antes y durante la temporada de descenso de barrancos; B, estación utilizada para el experimento del pisoteo controlado de parcelas; C, estación utilizada para la toma de muestras control antes y durante la temporada de barranquismo.

(fig. 2). Es un tramo de tipo C (ROSGEN, 1996), con profundidades y anchuras muy similares a las de la estación B. El sustrato es muy similar al de las estaciones A y B. La velocidad media del agua es de 6 cm/s.

MATERIAL Y MÉTODOS

Seguimiento antes y durante la temporada de barranquismo

El seguimiento de la comunidad de macroinvertebrados y *perifiton* antes y durante la temporada de barranquismo se realizó en las estaciones A y C durante los días 4 de mayo de 2013 y 15 de agosto de 2013. En un año de condiciones climáticas normales el descenso deportivo del cañón del Formiga hubiera comenzado en marzo o abril, pero, dada la gran abundancia de precipitaciones durante la primavera de 2013, el barranco permaneció impracticable hasta el mes de mayo. Coincidiendo con la toma de muestras de macroinvertebrados y *perifiton*, se determinaron *in situ* los principales parámetros físico-químicos: conductividad, pH, O₂ disuelto y temperatura, mediante una sonda multiparamétrica HQ30D (Hach-Lange, US).

Seguimiento de macroinvertebrados

El seguimiento de macroinvertebrados consistió en un muestreo de tres puntos o réplicas representativas de la estación A (afectada por la actividad) y la estación C (control) en las dos fechas mencionadas. La heterogeneidad de sustratos del cauce hizo que fueran necesarias cinco tomas distintas (*kicks*) por cada réplica. Se utilizó una red Surber (30 x 30 centímetros), la cual se depositó perpendicularmente sobre el fondo del río mientras removía el sustrato contenido en una superficie de 30 x 50 cm². Este proceso se realizó durante 2 minutos con cada *kick*. La muestra obtenida se fijó con etanol al 70% (concentración final) para evitar su degradación por interacción entre los organismos, como, por ejemplo, depredación. Las muestras se limpiaron manualmente en el laboratorio, eliminando piedras y restos orgánicos de gran tamaño para así facilitar la posterior localización de los invertebrados. Cada invertebrado fue identificado con una resolución taxonómica de familia y se almacenó con el resto de individuos de idéntico nivel taxonómico (en etanol al 96%) para su posterior conteo.

Seguimiento de *perifiton*

El seguimiento de *perifiton* consistió en un muestreo de tres réplicas en cada una de las dos estaciones y fechas de muestreo. Las muestras de clorofila del *perifiton* se recogieron mediante el raspado de una superficie conocida (25 cm²) del sustrato rocoso. Se homogeneizaron previamente al análisis y se conservaron en nevera (4 °C) y a oscuras hasta su procesamiento en el laboratorio (antes de 12 horas). Ahí se filtró mediante un filtro Whatman GF/F y, posteriormente, se realizó la extracción de la clorofila del filtro en un bote de vidrio con un volumen conocido de acetona al 90% (10 mililitros), siguiendo los protocolos estándar (ELOSEGI y SABATER, 2009). Este proceso duró 24 horas, durante las cuales la muestra se conservó a una temperatura inferior a los 4 °C. Transcurrido ese tiempo, se determinó la absorbancia de la muestra y se transformó a concentración por unidad de área mediante las fórmulas desarrolladas por JEFFREY y HUMPHREY (1975).

Tratamiento estadístico

Se llevó a cabo un estudio estadístico basado en cuatro índices biológicos distintos. El índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) (ALBA-TERCEDOR y cols., 2002) corresponde a la versión actualizada del índice BMWP' (ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988), que ha sido uno de los índices bióticos más empleados hasta el momento a la hora de determinar posibles alteraciones biológicas en cauces, principalmente debidas al vertido de contaminantes. Permite obtener un valor de la calidad biológica del agua a partir de puntuaciones previamente establecidas para cada familia de invertebrados en función de su afinidad hacia aguas de mayor o menor calidad. El estudio también se ha apoyado en índices de diversidad y riqueza. Se utilizaron los índices de diversidad de Shannon-Weaver (1949) y dominancia de Simpson (1960), los cuales basan su cálculo en la riqueza específica y 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 ofrece valores superiores a mayor dominancia de alguno de ellos. El índice de riqueza de Margalef (1958) es algo más limitado que los dos anteriores, ya que solo basa su cálculo en la riqueza específica (en nuestro caso, riqueza de familias) y no tiene en cuenta la contribución individual (equitatividad) de cada una de ellas.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de un factor mediante el paquete estadístico R 3.0.1 (R Foundation for Statistical Computing). Las diferencias se consideraron significativas para intervalos de confianza superiores al 95%. El ANOVA de un factor se aplicó a las variables *a*) índice IBMWP, *b*) riqueza de Margalef, *c*) diversidad (H') de Shannon-Weaver y *d*) diversidad o dominancia de Simpson, todas ellas estudiadas solo a nivel taxonómico de familia. Se utilizó el factor “Muestra”, resultado de la combinación de los factores “Tratamiento” (parcelas control y parcelas perturbadas) y “Temporada” (antes y durante la temporada de uso deportivo), con $n = 3$ réplicas, conformando un total de doce muestras repartidas en cuatro categorías, a saber, “Antes control” y “Durante control” (muestras control tomadas en la estación C antes y durante la temporada, respectivamente) y “Antes afectada” y “Durante afectada” (muestras tomadas en la estación A, correspondiente al tramo de uso deportivo, antes y durante la temporada, respectivamente). Se comprobó que los datos eran normales (test de Saphiro-Wilk) y que existía homogeneidad de varianzas (test de Levene), así que no fue necesario transformar los datos. El test *post hoc* de Tukey se utilizó para identificar la agrupación de las diferentes categorías del factor “Muestra”.

Para el estudio del *perifiton* se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de un factor mediante el paquete estadístico R 3.0.1 (R Foundation for Statistical Computing). Las diferencias se consideraron significativas si el nivel de confianza era superior al 95%. La variable utilizada fue la concentración de clorofila *a* ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$). El factor utilizado fue el mismo que el descrito para el caso de los macroinvertebrados. Se comprobó que los datos eran normales (test de Saphiro-Wilk) y que existía homogeneidad de varianzas (test de Levene), así que no fue necesario transformar los datos. Complementariamente, se llevaron a cabo dos test ANOVA por separado, uno para las muestras “Antes afectada” y “Antes control” y otro para las muestras “Durante afectada” y “Durante control”, con el objetivo de analizar únicamente el efecto de la actividad deportiva transcurridos los 3 meses.

Experimento del pisoteo controlado de parcelas

Este experimento *in situ* tuvo como objetivo determinar el tiempo que necesitan los distintos grupos de invertebrados acuáticos en recolonizar un

sustrato previamente perturbado. Para ello se utilizó la metodología puesta en práctica por HARDIMAN y BURGIN (2011), en la que dispusieron una red de cuadrados sobre los cuales se ejercían distintas intensidades de pisoteo y se muestreaba, tras la perturbación, en intervalos de tiempo determinados. Estos autores basaron su estudio en tres intensidades de pisoteo (0, 50 y 100 pisoteos). No obstante, sus resultados mostraron que no había diferencia en el impacto que producían 50 o 100 pisoteos. Además, teniendo en cuenta que el río Formiga tiene unos niveles de afluencia de deportistas muy elevados, en el presente estudio se decidió utilizar tan solo las intensidades 0 (como parcelas control) y 100 (como parcelas tratadas). La unidad de muestreo en este caso fue un cuadrado de 1 m². Se realizaron $n = 3$ réplicas para cada una de las seis combinaciones posibles de “Periodo de recuperación” \times “Intensidad de pisoteo”, conformando una estructura de dieciocho parcelas en total. Estas se delimitaron mediante cuerdas dispuestas sobre la superficie del agua y unidas a piquetas clavadas en ambos márgenes del río. Debido a la escasa anchura del tramo escogido, solo fue posible disponer dos cuadrados alineados perpendicularmente a la dirección de la corriente.

Así pues, con las ligeras modificaciones comentadas, el experimento se basó en dos factores:

- “Intensidad de pisoteo”: dos niveles (0 y 100 pisoteos diarios, durante 7 días consecutivos).
- “Periodo de recuperación”: tres niveles (muestreo al cabo de 1, 15 y 32 días de recuperación).

El experimento cuenta con ciertas contingencias que podrían incurrir en la no independencia de los resultados, como pueden ser la deriva de sedimentos o el impacto resultante del cruce o del baño de animales en la zona. Además de estas limitaciones, se ha de añadir el elemento fundamental, que es el flujo descendente de la corriente (HARDIMAN y BURGIN, 2011). Para evitar o reducir al máximo estas limitaciones se llevaron a cabo las siguientes actuaciones (fig. 3):

- Separación de cada bloque por un tramo de río de 1,5 metros y con una profundidad del agua baja (< 25 cm) que facilite la sedimentación del material transportado.

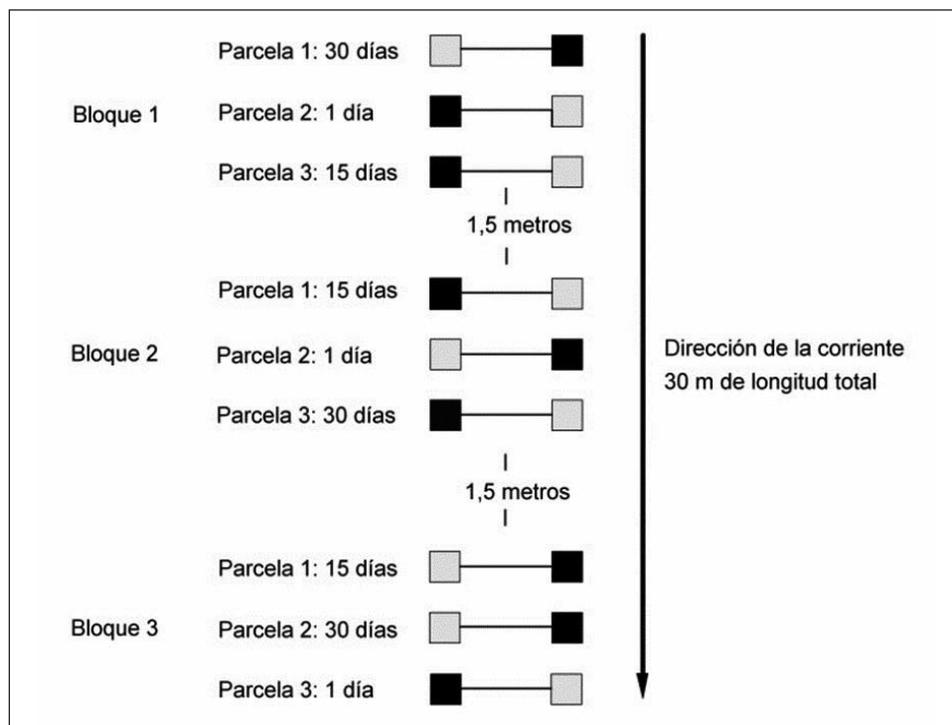


Fig. 3. Esquema aleatorio del experimento del pisoteo de parcelas. En negro, parcelas pisoteadas; en gris, parcelas control (no pisoteadas).

- Asignación al azar de la posición de los cuadrados del factor “Intensidad de pisoteo” dentro de cada parcela.
- Asignación al azar de la posición de los cuadrados del factor “Período de recuperación” dentro de cada bloque.
- Recolección de muestras en el sentido opuesto al de la corriente (abajo-arriba).

El pisoteo consistió en la acción de dar un paso sobre el fondo rocoso con unas botas de río corrientes. Los pisoteos se sucedieron uno junto a otro en la dirección de la corriente hasta llegar a un extremo del cuadrado, donde se pivotaba sobre un pie y se continuaba en el sentido opuesto hasta completarlo finalmente. A continuación se volvía sobre los mismos pasos hasta alcanzar el número de pisoteos necesarios.



Fig. 4. Sistema de cuerdas utilizado para definir las parcelas en la estación B. La zona aclarada engloba una de las parcelas sometidas a 100 pisoteos diarios durante 7 días consecutivos, mientras que el extremo opuesto del cauce se corresponde con una de las parcelas control (sin pisoteos).

La toma de muestras de este experimento se realizó de forma idéntica a la descrita en el caso del seguimiento de macroinvertebrados, solo que en este caso el muestreo se aplicó a toda la superficie de las parcelas (1 m²) (fig. 4). El montaje de la estación experimental se llevó a cabo el día 7 de junio de 2013. Los 7 días consecutivos de pisoteo se realizaron desde el 7 de junio de 2013 hasta el 13 de junio de 2013. Los muestreos sucesivos, tras 1, 15 y 32 días de recuperación, se realizaron los días 14 de junio, 28 de junio y 15 de julio de 2013, respectivamente.

Tratamiento estadístico

Para detectar si existían diferencias significativas debidas a variaciones en la presencia de taxones dentro de órdenes y familias taxonómicas entre las muestras, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM). Este análisis se realizó con el paquete estadístico PRIMER 6 (PRIMER-E Ltd., UK).

Previamente se calcularon las dos matrices (nivel orden y nivel familia) de todos los pares de muestras, mediante el coeficiente de similitud de Bray Curtis (CLARKE, 1993) y a partir de datos previamente transformados mediante el $\text{Log}(x + 1)$. Con ello se pretendía conocer las diferencias producidas por los distintos niveles de los factores “Intensidad de pisoteo” (0 y 100 pisoteos, durante 7 días consecutivos) y “Periodo de recuperación” (1, 15 y 32 días), contando con $n = 3$ réplicas para cada combinación de los factores “Intensidad de pisoteo” \times “Periodo de recuperación” y conformando así un total de dieciocho muestras repartidas en seis categorías. En este caso se consideraron diferencias estadísticamente significativas cuando el intervalo de confianza fuera superior al 90%, ya que el número de muestras era demasiado pequeño para obtener valores de confianza superiores al 95% (HARDIMAN y BURGIN, 2011). A continuación se llevó a cabo un análisis de escalamiento multidimensional (NMDS), con el objetivo de visualizar las diferencias obtenidas con ANOSIM. A través del valor de *stress* se puede medir la adecuación de la representación NMDS. Valores superiores a 0,20 indican que las muestras están aleatorizadas; valores de 0,15, que las muestras son buenas, y valores inferiores a 0,10, que son ideales (CLARKE, 1993). El análisis de datos se complementó con un análisis jerárquico (Cluster), a partir de los datos previamente transformados del modo anterior. Todos los análisis descritos anteriormente se aplicaron a los niveles taxonómicos de orden y familia.

Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) de un factor con el paquete estadístico R 3.0.1 (R Foundation for Statistical Computing), con el fin de detectar las posibles diferencias de diversidad, riqueza, dominancia y calidad ecológica (IBMWP) de las parcelas sometidas a distintos tratamientos. Los índices utilizados son los mismos que en el caso del seguimiento antes y durante la temporada de barranquismo. Las diferencias se consideraron significativas para intervalos de confianza superiores al 95%. Los tests de normalidad (Saphiro-Wilk) y de homogeneidad de variancias (Levene) indicaron que no era necesaria la transformación previa de los datos. El test *post hoc* de Tukey se utilizó para detectar el origen de las diferencias significativas.

RESULTADOS

El total de individuos recolectados en las dos aproximaciones de este estudio fue de 11 277. Estos se agruparon en 14 órdenes y 38 familias distintas.

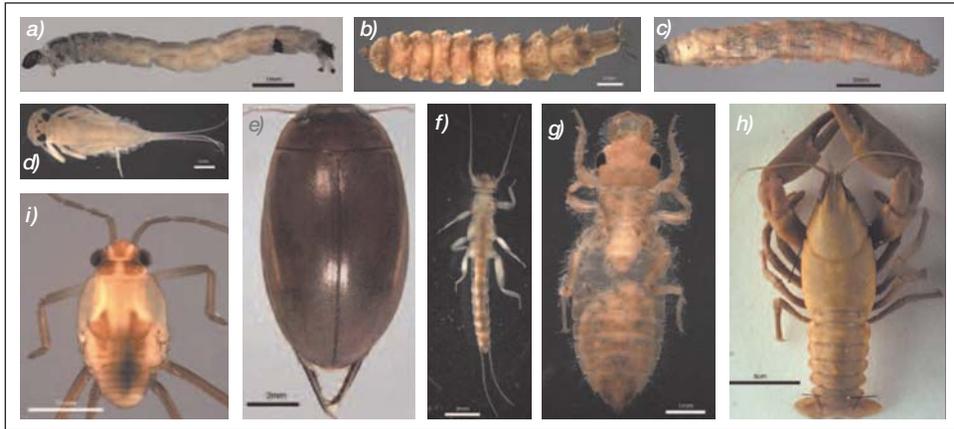


Fig. 5. Algunos de los ejemplares identificados durante el estudio (imágenes de OSCOZ, 2011): a) familia *Chironomidae* (orden *Diptera*); b) familia *Stratiomyidae* (orden *Diptera*); c) familia *Tipulidae* (orden *Diptera*); d) familia *Heptageniidae* (orden *Ephemeroptera*); e) adulto de la familia *Dytiscidae* (orden *Coleoptera*); f) familia *Leuctridae* (orden *Plecoptera*); g) familia *Gomphidae* (orden *Odonata*); h) *Austropotamobius pallipes* (cangrejo autóctono), familia *Astacidae* (orden *Decapoda*); i) inmaduro de la familia *Gerridae* (orden *Heteroptera*).

Los órdenes de mayor riqueza son, en orden decreciente: *Diptera* (once familias), *Coleoptera* (siete familias) y *Trichoptera* (cuatro familias). *Ephemeroptera* aparece dividido en tres familias. Hay cuatro órdenes representados por dos familias y seis representados por una sola.

Plecoptera es el orden de mayor abundancia: comprende el 45,1% de todos los individuos. Le siguen los órdenes *Diptera* (36,3%) y *Ephemeroptera* (9,5%). La gran mayoría de los individuos recolectados (78,3%) pertenecen a tres familias: plecópteros de la familia *Leuctridae* (45,0% de todos los individuos), dípteros de la familia *Chironomidae* (24,8%) y efemerópteros de la familia *Baetidae* (8,5%). El resto de familias tiene una contribución menor del 6% del total de individuos.

La comunidad de macroinvertebrados

El test ANOVA para el índice IBMWP mostró diferencias significativas ($F = 24,55$; g. l.: 3; $P = 0,000218$) para el factor “Muestra”. El test *post hoc* de Tukey mostró que el origen de esas diferencias se debe a una

diferenciación total de las parcelas afectadas por la actividad respecto a las demás (fig. 6, a). Los valores de este índice para los dos controles y las muestras “Antes” rondaron los 100 puntos, mientras que las muestras “Durante” no superaron los 60. El índice de riqueza de Margalef también mostró diferencias significativas ($F = 11,61$; g. l.: 3; $P = 0,00276$). El test *post hoc* permitió discriminar las muestras afectadas por la actividad (fig. 6, b). Los índices de diversidad de Shannon-Weaver y Simpson no mostraron diferencias significativas entre categorías del factor (fig. 6, c y d).

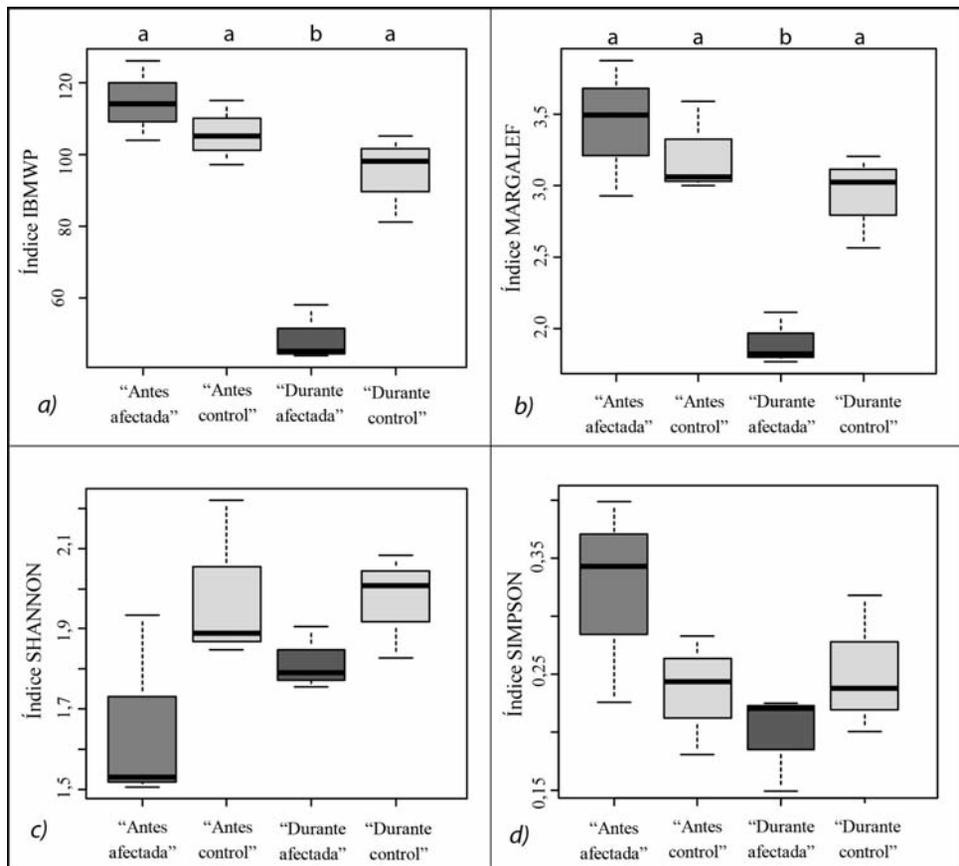


Fig. 6. Diagrama de caja y test *post hoc* de Tukey para los índices a) IBMWP, b) Margalef, c) Shannon-Weaver y d) Simpson. Las letras a y b encima de las cajas indican las categorías discriminadas por el test *post hoc* ($p < 0,05$). “Antes”: antes de la temporada de barranquismo; “Durante”: durante la temporada; “Afectada”: parcelas afectadas por el barranquismo; “Control”: parcelas no afectadas.

Recubrimiento de perifiton

No se observaron diferencias significativas ($F = 2,567$; g. l.: 3; $P = 0,127$) en cuanto al recubrimiento de *perifiton* de las rocas en el análisis conjunto de todas las categorías del factor “Muestra”, a pesar de que el diagrama de caja muestra una clara diferencia entre la concentración de clorofila *a* de las muestras afectadas por la actividad y el resto (fig. 7). El test ANOVA realizado por separado para las categorías del factor “Antes” y “Antes control” muestra una gran similitud entre muestras ($F = 0,007$; g. l.: 1; $P = 0,936$), mientras que el ANOVA realizado para las categorías “Durante” y “Durante control” arroja un valor de significancia marginal inferior al 10% ($F = 7,591$; g. l.: 1; $P = 0,051$).

Recuperación de la comunidad de macroinvertebrados tras el pisoteo

El análisis de similitud (ANOSIM) que se muestra en la tabla 1, realizado sobre las muestras de las parcelas control y las procedentes de las parcelas pisoteadas, indicó que existían diferencias significativas entre las dos categorías del factor “Intensidad de pisoteo”, control / pisoteo, tanto en orden (R Global = 0,17; $p = 0,012$) como en familia (R Global = 0,167; $p = 0,002$).

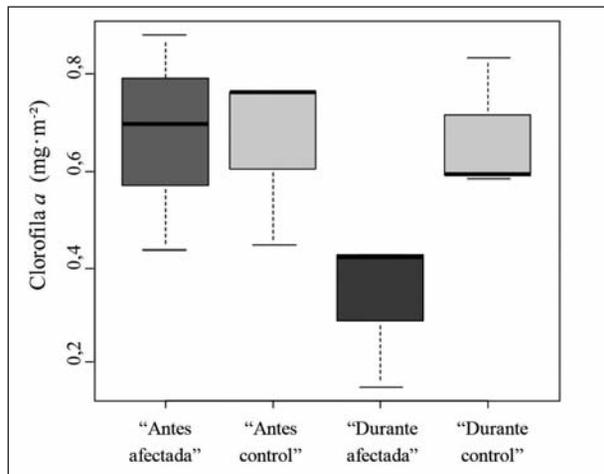


Fig. 7. Diagrama de caja para la concentración de clorofila *a* ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$). Datos no transformados.

Tabla 1. Análisis de similitudes (ANOSIM) entre intensidades para la matriz completa y para cada uno de los periodos de recuperación. Los valores de R varían entre -1 y 1:

R = 1 si las tres réplicas de un mismo tratamiento son más parecidas entre sí que con cualquier otra réplica de un tratamiento distinto, $R \approx 0$ si las similitudes entre o dentro de tratamientos son iguales. Transformación previa de datos mediante Log (x + 1).

	ORDEN		FAMILIA	
	<i>Test</i>	<i>Significancia</i>	<i>Test</i>	<i>Significancia</i>
Test Global	R Global	<i>p</i>	R Global	<i>P</i>
	0,17	0,012 *	0,167	0,002 *
1 día de recuperación	R pares	<i>p</i>	R pares	<i>P</i>
0 y 100 pisoteos	0,926	0,10	0,778	0,10
15 días de recuperación	R pares	<i>p</i>	R pares	<i>P</i>
0 y 100 pisoteos	0	0,70	0,259	0,20
32 días de recuperación	R pares	<i>p</i>	R pares	<i>P</i>
0 y 100 pisoteos	0,741	0,10	0,037	0,50

Tras el primer día de recuperación, las pruebas por pares de muestras del análisis de similitud de una vía (ANOSIM) mostraron diferencias ($p = 0,10$) entre intensidades para ambos niveles taxonómicos. Se pudo comprobar que el conjunto de datos no era lo suficientemente grande como para alcanzar significancias por pares inferiores a 0,10. Para los periodos de recuperación de 15 y 32 días, las pruebas por pares del ANOSIM arrojaron valores de R muy cercanos a 0 y niveles de significancia elevados (tabla 1), lo que indica que no existe diferenciación entre tratamientos, excepto en el nivel orden, entre las parcelas sometidas a 32 días de recuperación ($R = 0,741$; $p = 0,10$).

Se llevó a cabo un NMDS (Escalamiento Multidimensional No Métrico) con el fin de visualizar las diferencias mostradas por el ANOSIM. Se observaron claramente las diferencias en la composición de la comunidad entre muestras afectadas por el pisoteo tras 1 día de recuperación y el resto de tratamientos (controles) y periodos de recuperación (15 y 32 días) (fig. 8, *c* y *d*). Como complemento se realizó un análisis Cluster, que también estableció una diferenciación de las parcelas tratadas con solo 1 día de recuperación respecto a todas las demás, tanto para orden como para familia (fig. 8, *a* y *b*). En cuanto a los periodos de recuperación de 15 y 32 días, el NMDS no mostró diferencias entre intensidades para ninguno de los dos niveles taxonómicos y el análisis Cluster confirmó lo observado en el NMDS, es decir,

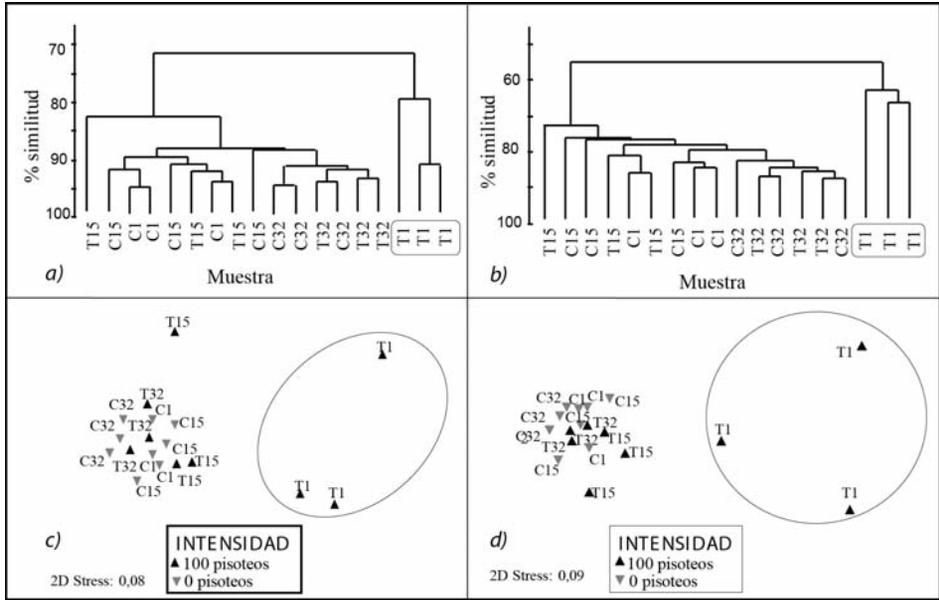


Fig. 8. a) y b), análisis jerárquico (Cluster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para los niveles taxonómicos de orden y familia, respectivamente; c) y d), representación gráfica del NMDS (Escalamiento Multidimensional No Métrico) para los niveles taxonómicos de orden y familia, respectivamente. Los círculos en negro corresponden a los grupos diferenciados en el análisis Cluster. La letra C hace referencia a las muestras control y la letra T a las parcelas tratadas (pisoteadas). Ambas van seguidas de un número que indica el periodo de recuperación. Transformación previa de datos mediante Log (x + 1).

que se observan grandes similitudes entre parcelas pisoteadas y no pisoteadas para ambos periodos (15 y 32 días de recuperación).

Según las tablas de datos en crudo, el número medio de familias se vio reducido en un 18% tras el primer día de recuperación (datos no mostrados). Al cabo de 15 días, la abundancia media de familias presentó una reducción del 15% respecto al valor original. Transcurridos 32 días, la abundancia de familias fue tan solo un 2,5% menor. El número medio de órdenes taxonómicos presentes en muestras sometidas a distintos tratamientos (intensidades y periodos de recuperación) experimenta fluctuaciones que no superan el 1% durante todo el experimento (datos no mostrados).

En cuanto a la estructura de la comunidad, el test ANOVA realizado mostró diferencias significativas (F = 5,088; g. 1.: 5; P = 0,00983) para el

índice IBMWP entre muestras. El test *post hoc* de Tukey permitió identificar la diferenciación de las muestras procedentes de T1 (1 día de recuperación tras el tratamiento) con respecto al resto de parcelas (fig. 9, a). En la figura 9, a, se puede observar cómo a medida que aumenta el periodo de recuperación se reducen las diferencias con las muestras procedentes de parcelas control (C1, C15 y C32). El índice de Shannon-Weaver mostró diferencias significativas ($F = 3,204$; g. l.: 5; $P = 0,0457$), aunque el test *post hoc* no permitió discriminar las muestras afectadas por la actividad.

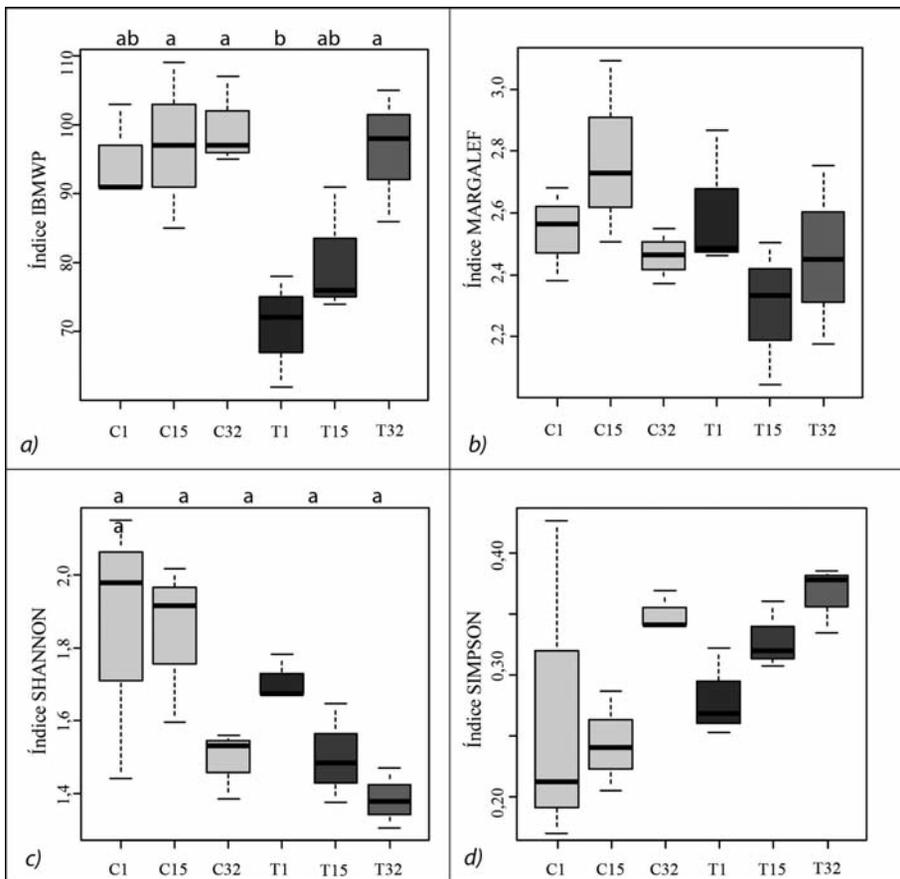


Fig. 9. Diagrama de caja y test *post hoc* de Tukey del factor “Muestra” para los índices a) IBMWP, b) Margalef, c) Shannon-Weaver y d) Simpson. C equivale a las parcelas control y T equivale a las parcelas tratadas. Los números que acompañan a cada letra hacen referencia al periodo de recuperación (días). Las letras a y b encima de las cajas indican las categorías discriminadas por el test *post hoc* ($p < 0,05$).

En la figura 9, *c*, se observa una disminución progresiva de la diversidad conforme aumenta el periodo de recuperación en las muestras pisoteadas (T1, T15 y T32). Los test ANOVA realizados para los índices de diversidad de Margalef y Simpson no mostraron diferencias significativas entre muestras. No obstante, cabe destacar la distribución del diagrama de caja del índice de Simpson, en el que se observa un aumento directamente proporcional al tiempo de recuperación de las parcelas pisoteadas (fig. 9, *d*), distribución íntimamente ligada a la observada con el índice de Shannon-Weaver.

DISCUSIÓN

Seguimiento de la comunidad de macroinvertebrados y del recubrimiento de perifiton

Los resultados de este estudio muestran que el pisoteo producido durante la temporada de barrancos tuvo un efecto perjudicial sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el tramo final de uso deportivo del río Formiga, reduciendo el número de órdenes y familias presentes, la abundancia de las poblaciones y el índice de calidad ecológica.

En cuanto al recubrimiento de *perifiton* de las rocas, solo se obtuvieron diferencias significativas marginales entre estaciones (control/afectadas), a pesar de que la alteración del sustrato se apreciaba a simple vista *in situ* y también cuando se representa gráficamente la concentración de clorofila *a*. VILLANUEVA y cols. (2011) afirman que, tras una perturbación, el biofilm presenta una tasa de recolonización más elevada a mayor temperatura del agua. Puesto que en el mes de agosto la temperatura alcanza los valores máximos en el río Formiga, también lo hace la tasa de crecimiento algal, de modo que no es de extrañar que las reducciones de la concentración de clorofila de la capa epilítica durante la temporada de barranquismo sean poco apreciables.

El río presenta valores del índice IBMWP que se encuentran por encima de los 100 puntos. Esto ocurre tanto en las muestras de la zona afectada por la actividad recogidas antes de la temporada, como en las muestras control recogidas antes y durante la temporada. Según las categorías de clasificación del índice IBMWP (ALBA-TERCEDOR y cols., 2002), el río presenta en estos casos una “calidad muy buena”, que indica que el ecosistema no sufre

ningún impacto que quede reflejado en este índice biológico. No obstante, las muestras recogidas en las parcelas afectadas por el descenso de barranquistas tras 3 meses de actividad presentan valores del índice inferiores a 60 puntos, que califican a las aguas como “aceptables”. Según la clasificación establecida por ALBA-TERCEDOR y cols. (2002), estos valores obtenidos corresponden a un agua de clase III o “agua contaminada”. Aunque en el presente estudio no resulta muy preciso denominar *contaminación* a una alteración de tipo mecánico, sí que se han observado numerosos ejemplos de contaminación de aguas en la cuenca del Ebro que presentan valores del índice IBMWP similares a los nuestros. OSCOZ y cols. (2007) observaron valores de calidad de clase III en tramos afectados por efluentes de núcleos urbanos (río Alhama, aguas abajo de Alfaro; río Vero, aguas abajo de Barbastro; río Ebro, en San Adrián, Tudela o Flix), en tramos afectados por residuos agrícolas y ganaderos (ríos Jalón y Jiloca) o en tramos sujetos a grandes variaciones de caudal (río Cinca, en El Grado; río Ebro, en Flix). MAS y cols. (2004) observaron valores de la misma clase en la presa de Arenós y en la cola del embalse de Vallat (cuenca del río Júcar), y VALLADOLID y cols. (2006), en un tramo afectado por efluentes urbanos e industriales del río Oja (La Rioja).

El índice de riqueza de Margalef permite interpretar los resultados de un modo similar al índice IBMWP. Al igual que el IBMWP, el índice de riqueza de Margalef cae muy por debajo de la media de valores de las muestras no afectadas. No obstante, este índice es más limitado que el de Shannon-Weaver y no deben sobrevalorarse los resultados obtenidos con él, puesto que solo basa su cálculo en el número de taxones (familias, en nuestro caso) y en el número total de individuos observados, mientras que no tiene en cuenta la equitatividad de cada familia en el conjunto de la comunidad. En cuanto al índice de diversidad de Shannon-Weaver, no se observan diferencias significativas tras los 3 meses de actividad. Esto puede deberse a la gran variabilidad de las réplicas al inicio de la temporada. Si comparamos los valores de diversidad obtenidos con los observados por VALLADOLID y cols. (2006), se aprecia que las diversidades máximas obtenidas en las parcelas libres de pisoteos presentan valores muy cercanos a los de la cabecera del río Oja (2,2 frente a 2,37), un tramo totalmente libre de contaminación, mientras que los obtenidos en parcelas afectadas por el pisoteo durante la

temporada caen hasta valores de diversidad equivalentes al tramo inmediatamente inferior del río Oja, donde existe una contaminación procedente de efluentes de depuradora que reduce sus valores de diversidad hasta 1,7.

Recuperación de la comunidad de macroinvertebrados

Los resultados de este estudio muestran que existe un efecto perjudicial a corto plazo (1 día después de la perturbación) en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados del río Formiga como resultado de un pisoteo intenso y continuo durante 1 semana. No obstante, la comunidad recupera la composición taxonómica inicial en un corto periodo de tiempo (15 días) y la estructura (taxonomía y abundancia) a partir de 1 mes de recuperación.

En este experimento se observan de nuevo valores elevados del índice IBMWP, que otorgan calidades “buenas” y “muy buenas” del agua en las parcelas no afectadas por el pisoteo, mientras que en aquellas sometidas a perturbación y con un corto periodo de tiempo de recuperación (1 día) se han observado reducciones importantes del valor del índice, si bien estos no descienden de 60, lo que indica que la calidad del agua continúa considerándose como “buena” o de clase II y nunca baja de esta catalogación. Esto demuestra que la intensidad de pisoteo empleada en el experimento es de menor magnitud y, sobre todo, de menor duración que la perturbación real de los barranquistas durante la temporada, por otra parte lógico si se tiene en cuenta que la perturbación controlada se aplicó durante 1 semana, mientras que la perturbación real opera durante varios meses. La clase II es definida por sus autores como aguas “buenas” con algunos efectos evidentes de contaminación, aunque, como comentábamos anteriormente, quizás en nuestro caso cabría hablar de una alteración mecánica. En cualquier caso, los resultados obtenidos son comparables a los observados por OSOZ y cols. (2007) en el río Ebro (en Tortosa) o en el Cinca (en Fraga), ambos debidos a efluentes provenientes de industrias y núcleos urbanos. Al cabo de 15 días, la calidad aumenta, aunque sigue siendo calificada como “buena”. Es al cabo de 32 días cuando se recuperan los valores de calidad “muy buena” propios de las parcelas no alteradas. Los resultados del índice IBMWP obtenidos en este estudio indican que este es capaz de representar claramente los efectos perjudiciales del pisoteo, además de que puede

detectar una mejoría de la composición y la calidad de la comunidad, por lo que es posible considerarlo como un índice adecuado para visualizar este tipo de efectos perjudiciales.

El índice de diversidad de Shannon-Weaver (H'), de nuevo, igual que en el seguimiento, no resulta significativamente inferior en las parcelas alteradas. Sin embargo, se aprecia un gradiente de reducción de H' conforme aumenta el periodo de recuperación, al contrario que en el seguimiento, donde se observaba un incremento de diversidad a lo largo de la temporada. Es una situación distinta a la descrita por otros autores, que registran aumentos instantáneos de la diversidad tras volteos de rocas provocados (ENGLUND, 1991; ROBINSON y MINSHALL, 1986). No obstante, también existen casos en los que no se han observado diferencias entre las parcelas tratadas y los controles (REICE, 1985; CLIFFORD, 1982). Probablemente, en este caso, la causa de la disminución de la diversidad sea la evolución de las variables ambientales conforme avanza el verano, cuando las condiciones en los ríos mediterráneos son más duras para los organismos debido al incremento de la temperatura, la escasez de oxígeno e incluso la desecación. Por otra parte, y dado que en el tramo de estudio se ha observado una gran dominancia de determinados taxones sobre el resto (*Chironomidae*, *Leuctridae* y *Baetidae*), es muy probable que la disminución gradual de la diversidad coincida con el aumento de las densidades de estos taxones más generalistas, al cabo de 15 y 32 días.

Un pisoteo consecutivo de 7 días en el río Formiga provoca un efecto perjudicial inmediato en la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Se observó una reducción media del número de familias en dicho periodo del 18% y el número total de individuos cayó en un 70%. Estos hechos coinciden con los resultados de otros estudios previos realizados en ecosistemas lóticos. HARDIMAN y BURGIN (2011) observaron reducciones del 71% del número de individuos en barrancos australianos y otros autores obtuvieron resultados similares a corto plazo para frecuencias de perturbación cercanas a la nuestra (ej.: BROOKS y BOULTON, 1991). REICE (1985) observó reducciones de entre el 25% y el 95% de los individuos. Los efectos a corto plazo de las avenidas de agua también resultaron ser muy similares a los obtenidos en nuestro experimento en algún caso (ej.: MOLLES, 1985; MUNDAHL y HUNT, 2011).

Tras 15 días de recuperación, la composición de la comunidad de macroinvertebrados (presencia de taxones) de las muestras pisoteadas se había recuperado. Este hecho ya fue observado por otros autores en un periodo de tiempo menor (ej.: 8 días de recuperación, MELO y FROEHLICH, 2004), igual (ej.: HARDIMAN y BURGIN, 2011) o superior al nuestro (ej.: 4 semanas, REICE, 1985). MELO y FROEHLICH (2004) afirmaban que la velocidad de recuperación de las comunidades está íntimamente relacionada con la presencia de áreas cercanas no afectadas que puedan actuar como fuente de colonizadores. Por otra parte, BROOKS y BOULTON (1991) dan mayor importancia a la migración vertical (abajo-arriba) de los individuos y a la baja especificidad de sustrato, mientras que REICE (1985) atribuye la recuperación a una mayor resiliencia de los taxones en función de su fecundidad.

Después de 32 días la comunidad de macroinvertebrados mostró una composición y estructura (presencia y abundancia de taxones), en el nivel familia, similar a la original. Sin embargo, en el nivel orden no se recuperó la estructura inicial. HIEBER y cols. (2002) observaron diferencias tras un periodo de recuperación de 30 días y las atribuían al movimiento diario continuo de los individuos en busca de las condiciones óptimas en cada momento y no a una recuperación lenta de las comunidades. De hecho, algunos autores relacionan la alta resiliencia de las comunidades de invertebrados en corrientes de alta montaña con la frecuencia elevada de perturbaciones naturales. Por ejemplo, en barrancos australianos (HARDIMAN y BURGIN, 2011) o ríos alpinos (HIEBER y cols., 2002) es mucho mayor que en zonas de menor altitud o con una menor variabilidad climática a corto plazo (ej.: manglares, ROSS, 2006).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que el pisoteo provocado por los barranquistas durante la temporada tiene un efecto perjudicial sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos del último tramo del barranco del Formiga. Se observa una reducción importante de la riqueza taxonómica en las muestras afectadas con respecto a los controles y también una disminución de la calidad ecológica del agua. Según las categorías de calidad establecidas para el índice IBMWP, antes de la temporada de barranquismo

el agua podía calificarse como de “muy buena calidad”, aunque, transcurridos 3 meses, se redujo a una “calidad aceptable”. Con el seguimiento no se ha evidenciado un efecto perjudicial del pisoteo sobre el recubrimiento de *perifiton* en las rocas, si bien se pudo observar claramente *in situ* la presencia de sendas acuáticas muy marcadas sobre el sustrato.

Una perturbación experimental continua de 1 semana ocasionó un efecto perjudicial inmediato en la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, hasta el punto de causar una reducción media del número de familias del 18% y del número total de individuos en un 70%. La calidad ecológica se redujo desde calidades “muy buenas” a “buenas”, y no llegaron a alcanzarse “calidades aceptables” en este caso.

La comunidad es capaz de recuperar su composición inicial en un periodo de 15 días y la estructura de la comunidad se recupera a partir de los 32 días. La calidad ecológica del río según el índice IBMWP mostró una total recuperación al cabo de 32 días. Este índice, comúnmente utilizado para la detección de contaminación de origen químico u orgánico, ha resultado ser de gran utilidad para visualizar el efecto en la calidad ecológica de un río afectado por una alteración mecánica, como es el pisoteo provocado por el barranquismo.

La propia adaptación de los individuos a un sistema en continuo cambio, debido a los eventos naturales, permite una rápida recuperación de la comunidad de macroinvertebrados ante una perturbación antrópica de tipo mecánico como es la del barranquismo. No obstante, la comunidad de macroinvertebrados sufre una perturbación que puede durar hasta 6 meses en años con condiciones meteorológicas favorables para el barranquismo e incluso puede enlazarse con el periodo de caudales máximos, a finales de invierno e inicios de primavera (febrero-abril), generando una dificultad añadida para el buen desarrollo del ciclo vital de las comunidades. Así, para estudios posteriores se propone la elección de puntos de muestreo en cauces con distintos niveles de afluencia de barranquistas y que dispongan de datos de caudal en continuo. De este modo sería posible evaluar por separado el efecto específico de las avenidas de agua y la perturbación propia del barranquismo.

Las comunidades de macroinvertebrados y el recubrimiento de *perifiton* son solo dos de los numerosos componentes de un ecosistema acuático y es

posible que otros organismos también se vean afectados y no sean tan resilientes. En este sentido, sería más que recomendable estudiar el posible impacto sobre las poblaciones ícticas y determinar si el barranquismo es o no uno de los causantes de la inestabilidad observada en las poblaciones de algunos cauces del PNG. Un estudio exhaustivo de la composición del *perifiton* también permitiría detectar cambios a corto plazo en la calidad del agua.

AGRADECIMIENTOS

A José Antonio Cuchí, por sus orientaciones a la hora de escoger el área de estudio y otras informaciones. A Ester Ginés y Sara Lapesa, de la empresa SARGA, por sus orientaciones previas al inicio del estudio, y a Ernesto Pérez y José Manuel Nicolau, por sus recomendaciones al final de este. Por último, a todos los amigos y familiares que han colaborado desinteresadamente tanto en el trabajo de campo como en el laboratorio, en especial a José Sierra, Guillermo Sierra, Laura Gros, Beatriz Orós, Marta Michavila y Omar Martínez.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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.
- ALBA-TERCEDOR, J., y A. SÁNCHEZ-ORTEGA (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56. Disponible en <http://limnetica.info/Limnetica/Limne4/Limnetica-vol4-pag51-56.pdf> [consulta: 11/7/2014].
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA I CAPARRÓS, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT I FORNELLS, M. RIERADEVALL I SANT, S. ROBLES, C. SAINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M.^a L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ABARCA GUTIÉRREZ, S. VIVAS 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.
- BENAYAS, J., R. BLANCO y C. PRIEBE (1996). *Análisis de los impactos ocasionados por el barranquismo en el Parque de la Sierra y Cañones de Guara. Propuesta de regulación*. Informe inédito realizado por el Fondo Ibérico para la Conservación de la Naturaleza (Departamento de Ecología de la UAM) por encargo del Servicio de Espacios Naturales Protegidos, Caza y Pesca del Departamento de Agricultura y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. Madrid. 3 vols., 424 pp.

- BROOKS, S. S., y A. J. BOULTON (1991). Recolonization dynamics of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an Australian temporary stream. *Marine and Freshwater Research*, 42 (3): 295-308.
- BUERA, J., J. A. CUCHÍ y J. A. MANSO (1997). Hidroquímica de las aguas naturales de los sectores occidental y central de la sierra de Guara (Huesca). *Lucas Mallada*, 9: 35-64.
- CLARKE, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18 (1): 117-143.
- CLIFFORD, H. F. (1982). Effects of periodically disturbing a small area of substratum in a brown-water stream of Alberta, Canada. *Freshwater Invertebrate Biology*, 1 (2): 39-47.
- DOLE-OLIVIER, M. J., P. MARMONIER y J. L. BEFFY (1997). Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Freshwater Biology*, 37 (2): 257-276.
- ELOSEGI, A., y S. SABATER (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao. Disponible en http://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=OfOUggC20_UC&oi=fnd&pg=PA11&dq=elosegui+sabater+2009+bbva&ots=9gN6NZIb-BA&sig=P4W7KGMlL_YqBpNyK0jVYiCzStC [consulta: 8/7/2014].
- ENGLUND, G. (1991). Effects of disturbance on stream moss and invertebrate community structure. *Journal of the North American Benthological Society*, 10 (2): 143-153.
- GONZÁLEZ HIDALGO, J. C. (1989). Introducción al estudio del drenaje en superficie de las Sierras Exteriores oscenses: sector Isuela-Vero (i). *Lucas Mallada*, 1: 67-80.
- GORE, J. A. (1982). Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiologia*, 94 (2): 183-193.
- HARDIMAN, N., y S. BURGIN (2011). 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.
- HIEBER, M., C. T. ROBINSON, U. UEHLINGER y J. V. WARD (2002). Are alpine lake outlets less harsh than other alpine streams? *Archiv für Hydrobiologie*, 154 (2): 199-223.
- 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. *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 167: 191-194.
- LANCASTER, J., y A. G. HILDREW (1993). Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 12 (4): 385-393.
- MARTÍNEZ MAS, J. F., E. CORRECHER, A. PIÑÓN, M. Á. MARTÍNEZ MURO y A. M.^a PUJANTE (2004). Estudio del estado ecológico de los ríos de la cuenca hidrográfica del Júcar (España) mediante el índice BMWP'. *Limnetica*, 23 (3-4): 331-346.
- MELO, A. S., y C. G. FROELICH (2004). Colonization by macroinvertebrates of experimentally disturbed stones in three tropical streams differing in size. *International Review of Hydrobiology*, 89 (3): 317-325.

- MOLLES, Jr., M. C. (1985). Recovery of a Stream Invertebrate Community from a Flash Flood in Tesuque Creek, New Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 30: 279-287.
- MUNDAHL, N. D., y A. M. HUNT (2011). Recovery of stream invertebrates after catastrophic flooding in southeastern Minnesota, USA. *Journal of Freshwater Ecology*, 26 (4): 445-457.
- OSCOZ, J. (2011). Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. Disponible en <http://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=502025> [consulta: 8/7/2014].
- OSCOZ, J., J. GOMÀ, L. ECTOR, J. CAMBRA SÁNCHEZ, M. PARDOS y C. DURÁN (2007). Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. *Limnetica*, 26 (1): 143-158.
- REICE, S. R. (1985). Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*, 67 (1): 90-97.
- ROBINSON, C. T., y G. W. MINSHALL (1986). Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *Journal of the North American Benthological Society*, 5 (3): 237-248.
- ROSGEN, D. L. (1996). *Applied river morphology* (vol. 1481). Wildland Hydrology Pagosa Springs, Colorado. Disponible en http://www.chelanpud.org/relicense/comm/meet2000/4854_1.pdf [consulta: 8/7/2014].
- ROSS, P. M. (2006). Macrofaunal loss and microhabitat destruction: the impact of trampling in a temperate mangrove forest, NSW Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 14 (2): 167-184.
- SETRINI, J., y J. A. CUCHÍ (1999). Primera aproximación al cálculo de avenidas en los cañones fluviokársticos de la sierra de Guara (Huesca, España). *Lucas Mallada*, 11: 93-104.
- STRAHLER, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38 (6): 913-920.
- VALLADOLID, M., J. J. MARTÍNEZ-BASTIDA, M. ARAUZO y C. GUTIÉRREZ (2006). Abundancia y biodiversidad de los macroinvertebrados del río Oja (La Rioja, España). *Limnetica*, 25 (3): 745-752.
- VILLANUEVA, V. D., J. FONT, T. SCHWARTZ y A. M. ROMANÍ (2011). Biofilm formation at warming temperature: acceleration of microbial colonization and microbial interactive effects. *Biofouling*, 27 (1): 59-71.