



**Universidad
Zaragoza**

Trabajo Fin de Grado

EFECTO DEL BARRANQUISMO SOBRE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU RECUPERACIÓN EN EL RÍO FORMIGA (PARQUE NATURAL DE LA SIERRA Y CAÑONES DE GUARA, HUESCA)

Autor

Jorge Sierra Gros

Director

Rocío López Flores

Escuela Politécnica Superior de Huesca, Universidad de Zaragoza.

2013

ÍNDICE

<i>Resumen</i>	2
1. INTRODUCCIÓN	3
2. ÁREA DE ESTUDIO.....	6
2.1. Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara.....	6
2.2. El río Formiga.....	8
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	16
3.1. Diseño experimental:.....	16
3.2. Captura y conservación de macroinvertebrados	18
3.3. Toma de muestras de perifiton.....	19
3.4. Análisis de las muestras de macroinvertebrados	20
3.5. Análisis de muestras de perifiton	20
3.6. Cálculo de caudales.....	21
3.7. Cálculo de índices biológicos	21
3.8. Análisis estadístico.....	22
3.8.1. Seguimiento: Efecto de la actividad en el recubrimiento de perifiton de las rocas.....	22
3.8.2. Seguimiento: Impacto del barranquismo en la comunidad de macroinvertebrados	23
3.8.3. Experimento: Capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo experimental	24
4. RESULTADOS.....	26
4.1. Estimación de caudales durante el periodo de estudio	26
4.2. Efecto del barranquismo en el recubrimiento de perifiton de las rocas.....	27
4.3. Descripción global de la comunidad de macroinvertebrados	28
4.4. Efecto del barranquismo sobre la comunidad de macroinvertebrados	29
4.4.1. Efectos detectados en los órdenes y familias taxonómicas presentes en la comunidad	29
4.4.2. Influencia del barranquismo sobre los indicadores de calidad ecológica, diversidad y riqueza de la comunidad	29
4.5. Capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo.....	31
4.5.1. Recuperación de la composición taxonómica de la comunidad ...	31
4.5.2. Recuperación de la calidad ecológica y diversidad	34
4.5.3. Recuperación de la estructura de la comunidad.....	36
4.6. Agrupación de taxones atendiendo a su sensibilidad y resiliencia.....	37
5. DISCUSIÓN	42
5.1. Seguimiento del impacto del barranquismo en la comunidad de macroinvertebrados y en la cobertura de perifiton.....	42
5.2. Capacidad de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados tras el pisoteo controlado.....	43
5.3. Agrupación de taxones atendiendo a su sensibilidad y resiliencia.....	46
5.4. Influencia de las variaciones de caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados	48
6. CONCLUSIONES	50
7. BIBLIOGRAFÍA	51
8. ANEXOS	57

Resumen

*Una de las actividades turísticas más desarrolladas en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (Huesca) es el descenso de barrancos, aunque una demanda excesiva de esta actividad puede acarrear problemas ambientales que han sido poco desarrollados hasta la fecha. El presente estudio se centra en determinar el impacto sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos del río Formiga (Guara), derivado del pisoteo que ejercen los barranquistas a lo largo de su descenso. Se ha realizado un seguimiento de la comunidad antes y durante la temporada de barranquismo y se ha elaborado un experimento que permita determinar su capacidad de recuperación ante una perturbación continua de una semana. El efecto del pisoteo de los barranquistas resulta perjudicial para la comunidad de macroinvertebrados del río Formiga y se traduce en reducciones importantes de la calidad ecológica del río y de la abundancia total de individuos. La comunidad, no obstante es capaz de recuperar los valores iniciales de abundancia en un periodo de 15 días y la calidad ecológica mostró una recuperación total a los 32 días. No ha sido posible evidenciar un claro efecto perjudicial del pisoteo sobre el perifiton. Se ha de destacar la presencia de *Austropotamobius pallipes* en una de las estaciones de estudio.*

Palabras clave: *Macroinvertebrados acuáticos, IBMWP, diversidad, barranquismo, río Formiga, Guara.*

1. INTRODUCCIÓN

La perturbación en un ecosistema consiste en una secuencia de dos procesos: la modificación de alguno de los factores de ese ecosistema mediante la aplicación de una fuerza perturbadora y la respuesta mostrada por los seres vivos a ese daño infligido (Lake, 2000). A su vez los efectos perturbadores en ecosistemas pueden clasificarse en distintos tipos. Bender *et al.* (1984) propuso una distinción entre “perturbaciones puntuales” o “pulse disturbances”, refiriéndose a aquellas que modifican ciertos parámetros del ecosistema durante un corto período de tiempo, como por ejemplo un vertido químico puntual, y por otra parte, “perturbaciones continuadas” o “press disturbances”, cuando estas se mantienen durante más tiempo, como por ejemplo la tala de árboles o los vertidos químicos permanentes. En los últimos años este concepto de perturbación está ganando protagonismo dentro del área de la ecología (Yount y Niemi, 1990) ya que afecta muy directamente a la organización de las comunidades y provoca cambios en el comportamiento de los seres vivos. Además de los dos tipos de perturbación mencionados, existe un tercer tipo de perturbación llamado “ramp disturbance”, que podemos traducir como “perturbación en ascenso” y que se define como aquella perturbación que aumenta su intensidad progresivamente en periodos de tiempo determinados, refiriéndose con esto tanto a perturbaciones naturales (ej., sequías según Lake, 2000) como antrópicas (ej., actividades recreativas estacionales según Hardiman, 2003).

Los deportes estacionales generalmente concentran su actividad durante un corto y sin embargo intenso período de tiempo, en el que las mayores intensidades de perturbación se dan en los meses centrales de la temporada. La mayoría de los estudios realizados hasta el momento sobre el impacto ocasionado por las actividades recreativas sobre el medio 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 *et al.*, 1996) y si nos referimos al impacto de actividades recreativas concretas como el barranquismo en ríos, la información es casi inexistente (Hardiman y Burguin, 2011).

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. 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 todo el cauce.

Los estudios llevados a cabo hasta el momento sobre el impacto del pisoteo en las comunidades de macroinvertebrados afirman que existen reducciones importantes de la densidad y diversidad de órdenes y sobretodo de familias, entre parcelas pisoteadas y no pisoteadas. 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 *Tricoptera* (Hardiman y Burguin, 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 Burguin, 2011).

La recuperación del sistema fue, en la mayoría de los casos muy rápida. Lancaster y Hildrew (1993) y Dole-Olivier *et al.* (1997) atribuyen esta rápida recuperación a la presencia de zonas no alteradas cercanas que funcionen como fuente de individuos, siempre que esas zonas contengan colonizadores potenciales (Gore, 1982). Se han dado recuperaciones totales en períodos de 4 a 33 días (Brooks y Boulton, 1991; Hardiman y Burguin, 2011; Reice, 1985), pero la recuperación no sólo 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 substrato, el tamaño de los individuos o la frecuencia de perturbaciones naturales, entre otros.

El impacto y la capacidad de recuperación de las comunidades tras una perturbación en ascenso, relacionadas con actividades de ocio en los ecosistemas acuáticos y, especialmente en los ecosistemas lóticos han sido hasta el momento muy poco estudiados (ej., Hardiman y Burguin, 2011; Yount y Niemi, 1990) mientras que la información disponible sobre el impacto de este tipo de perturbación en los ambientes terrestres (ej., Dale y Weaver, 1974; Ross, 2006) y marinos (ej., Deepananda y Macusi, 2012; Casu *et al.*, 2006; Minchinton y Fels, 2013) es mucho mayor. Así pues, el objetivo general del trabajo consistió en evaluar 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 varios objetivos concretos:

- Determinar la calidad ecológica del río Formiga antes y durante la temporada de barrancos mediante el índice IBMWP (Alba-Tercedor *et al.*, 2002).
- Observar posibles cambios en la cobertura de perifiton y 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 los índices de diversidad de macroinvertebrados acuáticos, así como la capacidad de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados tras una perturbación controlada.

1.1. Hipótesis

La hipótesis que se desea comprobar, con el seguimiento de la comunidad durante la temporada de barranquismo, es que el pisoteo de los barranquistas tiene un efecto perjudicial sobre el recubrimiento de perifiton, la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados y la calidad ecológica del río Formiga. Se espera por tanto que se produzca una disminución del valor de los diferentes índices utilizados causada por el pisoteo asociado a la actividad.

Con el experimento se pretende demostrar que, tras una perturbación controlada, existe una recuperación total de la abundancia de individuos, de la calidad ecológica y de la diversidad de las comunidades en un periodo máximo de 1 mes, al igual que ocurría en los experimentos de Reice (1985) o Hardiman y Burguin (2011).

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara

2.1.1. Medio natural

El Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (desde ahora PNG) abarca la Sierra del mismo nombre que se sitúa en el Prepirineo de Huesca, conformando el núcleo más importante de las sierras exteriores altoaragonesas. Limita con los ríos Vero al Este, Flumen al Oeste, la cuenca del Guarga al Norte y la carretera de Huesca a Barbastro al Sur (Gómez *et al.*, 2012). Cuenta con una sucesión de sierras (Bonés, Águila, Gabardiella, Guara, Arangol, Lupera, Balcés y Sevil) cuyos macizos se disponen en dirección Este-Oeste, de manera paralela al eje principal de los Pirineos, a lo largo de unos 40 km (Herrero *et al.*, 2005). De Oeste a Este, los principales barrancos que lo atraviesan son los formados por los ríos Flumen, Guatizalema, Calcón, Formiga, Alcanadre, Mascún, Isuala y Vero. Su extensión actual es de 81.376 ha, calculada a partir del mapa digitalizado obtenido de la página oficial del Sistema de Información Territorial de Aragón (SITAR), y cuenta con un amplio rango altitudinal que varía desde los 430 m hasta los 2.078 m sobre el nivel del mar (Gómez *et al.*, 2012).

Su geología se compone en su mayor parte de calizas de alveolinas y numulites del Cretácico Superior (Herrero *et al.*, 2005) y, con menor importancia, de calizas del Eoceno y del Trías, arcillas, areniscas del Oligoceno y margas del Eoceno Superior (Cuchí, 2010). Todos estos materiales han sido fuertemente alterados por la acción erosiva de los ríos y por el deshielo interglaciar del Cuaternario y han dado lugar al relieve accidentado que vemos hoy en día.

Cuenta con un clima de transición y constituye una amplia zona de contacto entre la influencia atlántica y la mediterránea continental (Creus, 1983). Esto ocasiona irregularidades climáticas importantes que se traducen en diferencias de precipitaciones anuales de 700 a 1500 mm en las zonas sur y norte respectivamente. La temperatura media anual de la zona es de 12° C, aunque pueden alcanzarse temperaturas que van desde -14° C hasta 34° C (Herrero *et al.*, 2005).

En lo referente a la vegetación del PNG resulta difícil resumir la riqueza y distribución de las especies vegetales presentes, dada la complejidad de la orografía, la variabilidad climática presente y la variedad de substratos. Algo que queda sin duda

demostrado en la obra de Montserrat (1987) y en el reciente Informe sobre Seguimiento de Flora en el PNG (Gómez *et al.*, 2012), donde se enumeran 24 “Hábitats de Interés Comunitario” de los 116 descritos en toda España. No obstante, para dar una idea general puede hacerse una clasificación sencilla en función de la vertiente. La vertiente meridional, con un clima de tendencia continental y periodo árido de dos meses, está compuesta principalmente por bosques densos de carrascal *Quercus ilex* con estratos arbustivo y herbáceo algo empobrecidos. En áreas más degradadas o recientemente recolonizadas dominan el romeral (*Rosmarinus officinalis*) junto con boj (*Buxus sempervirens*) y aliaga (*Genista sp.*). La vertiente septentrional, de carácter submediterráneo y con cierta influencia atlántica, está dominada por pino silvestre (*Pinus sylvestris*).

La red hidrológica está enmarcada básicamente en las cuencas hidrográficas de los ríos Alcanadre y Vero. La mayoría de los ríos nacen al norte de la Sierra de Guara, exceptuando Formiga y Calcón (Cuchí, 2010) y discurren hacia el sur atravesando las sierras. El régimen fluvial es muy irregular y depende fuertemente de las precipitaciones (Herrero *et al.*, 2005).

2.1.2. Medio socioeconómico

El PNG ha sido y es, hasta la fecha, un espacio altamente despoblado. Esto se debe, entre otros motivos, a que el relieve es abrupto, con fuertes pendientes, suelos muy degradados, pésimas comunicaciones y donde la mayoría de los pueblos carecen de servicios mínimos (Herrero *et al.*, 2005). Se ha caracterizado por una agricultura modesta, debido a las limitaciones antes mencionadas, y por una ganadería de ovino que prevalece sobre el resto. Otro aprovechamiento relativamente arraigado en la zona es la caza. No obstante existen numerosos montes de utilidad pública sin explotar. Algunos de estos montes se destinan al aprovechamiento maderero, si bien se ha reducido drásticamente en las últimas décadas.

De hecho, en la actualidad el PNG es un espacio natural que ha apostado por un sistema casi exclusivamente turístico para gestionar el uso público (Aniés *et al.*, 2011). La mayor parte de este modelo de desarrollo rural se apoya en los deportes de aventura, principalmente el senderismo, la escalada y el descenso de barrancos, hasta el punto de que el PNG se ha convertido en un referente mundial para estos dos últimos. No obstante, el verdadero motor turístico y el que más se ha ido desarrollando en los últimos años es el descenso de barrancos (Herrero *et al.*, 2005).

2.2. El río Formiga

2.2.1 Descripción general de la cuenca

A pesar de que en el PNG se ha generado una cantidad importante de información científica durante las últimas décadas, todavía se echan en falta informes relativos a aspectos esenciales tales como la geomorfología, hidrología, edafología o el análisis territorial y esta información es todavía más escasa cuando se trata de una cuenca tan reducida como es la del río Formiga. No obstante se ha tratado de realizar una descripción somera a nivel de cuenca.

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 m de altura y desemboca en el río Alcanadre a una altitud de 560 msnm. Es el curso principal de la cuenca que lleva su nombre. La cuenca también es una de las más reducidas de Guara, con una superficie de drenaje de 102,2 Km² (González, 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). Las densidades de drenaje rondan los 2,7 Km de cauces/Km² y son similares entre tramos aunque ligeramente mayores en el tramo medio (calcáreo), debido a los fenómenos de erosión kárstica.

El reparto litológico dentro de la cuenca se define como una secuencia de tres partes, paralelas en sentido N-S, al igual que ocurre con la mayoría de las cuencas del PNG. Es posible, por tanto, distinguir tres sectores internos: tramo de cabecera, tramo intermedio y bajo. El tramo de cabecera está compuesto por margas del oligoceno y areniscas, con algunos afloramientos de arcillas y evaporitas del Keuper (Olivera *et al.*, 1997). En este tramo existe un trasvase al Calcón que debe de permitir un caudal mínimo, considerado ecológico, de 50 litros/segundo (Olivera *et al.*, 1997). En el tramo medio, la pendiente disminuye hasta valores que rondan el 5 % y está dominando por materiales calcáreos. La acción del agua ha erosionado los roquedos calizos dando lugar al tramo más accidentado y caótico de todo el cauce y también el más llamativo para los deportistas. El tramo bajo, de pendiente menor del 1 %, abarca aproximadamente la mitad de todo el curso fluvial y se compone de conglomerados aquitanienses principalmente.

En cuanto a hidrología del PNG, caben destacar los trabajos realizados por Benayas *et al.* (1996), Olivera *et al.* (1997) y Setrini y Cuchí (1999) en los que muestrearon periódicamente varios tramos de los principales cauces del Parque. De aquí se extrae que los caudales de este río 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 alcanzaron 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. La conductividad es muy elevada y varía desde 595 µS/cm en febrero hasta 860 µS/cm en junio (Benayas *et al.*, 1996). Estos últimos, observaron que, igual que ocurre con el río Vero, en el Formiga se registran importantes reducciones en las concentraciones 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. Otra característica clave del río Formiga es la falta de concentraciones detectables de fosfato reactivo soluble (Benayas *et al.*, 1996). Estas dos características están estrechamente relacionadas 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. Los que más sufren su escasez son los productores primarios como las algas epilíticas, de ahí que estas abunden más en los puntos de mayor velocidad del agua, donde se dificulta la precipitación.

La fauna del PNG ha sido sin duda el aspecto más desarrollado en los últimos años. Se han puesto en marcha planes de seguimiento de ungulados, mustélidos, peces, herpetos, quirópteros, lepidópteros y aves rupícolas entre otros. En cuanto a la fauna acuática o semi-acuática inventariada en el río Formiga se ha de destacar la presencia de anfibios como la rana verde (*Pelophyllax perezzi*), sapo común (*Bufo bufo*) y tritón pirenaico (*Calotriton asper*), éste 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 toxostoma*). 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 *et al.*, 1996).

En cuanto a los macroinvertebrados acuáticos, en el río Formiga la información disponible es nula puesto que no fue considerado en los muestreos realizados por Benayas *et al.* (1996). No obstante, el Gobierno de Aragón ha generado información relativa a sólo uno de ellos, el cangrejo de río autóctono (*Austropotamobius pallipes*), especie en peligro de extinción en Aragón, según el Decreto 181/2005 de 6 de Septiembre.

2.2.2. Descripción del tramo de estudio

Como se ha comentado anteriormente, la compleja orografía del PNG conlleva importantes limitaciones a la hora de acceder a los distintos cursos de que se compone y el río Formiga no es una excepción. Sólo existen dos entradas que permiten acceder al río con vehículo. Una de ellas está en la cabecera del río y la otra corresponde al tramo medio-bajo. En un principio se pretendían estudiar ambos tramos, para así poder disponer de muestras de macroinvertebrados encima y debajo de la zona de perturbación, pero la revisión de información demostró que podían existir diferencias notables entre las comunidades de invertebrados de los diferentes tramos de río (atendiendo sobre todo a criterios geomorfológicos y topográficos), por lo que sólo se escogió el tramo medio del río Formiga.

Se trata de un curso de orden III (Strahler, 1957) al que se accede desde el aparcamiento situado en las proximidades del puente del río Formiga por el que cruza la carretera de Aguas a Bierge (Figura 1). En este punto se seleccionaron tres estaciones experimentales distintas, que se describen a continuación (Figura 2):



Figura 1: Aparcamiento del barranco Formiga.

ÁREA DE ESTUDIO: TRAMO MEDIO DEL RÍO FORMIGA

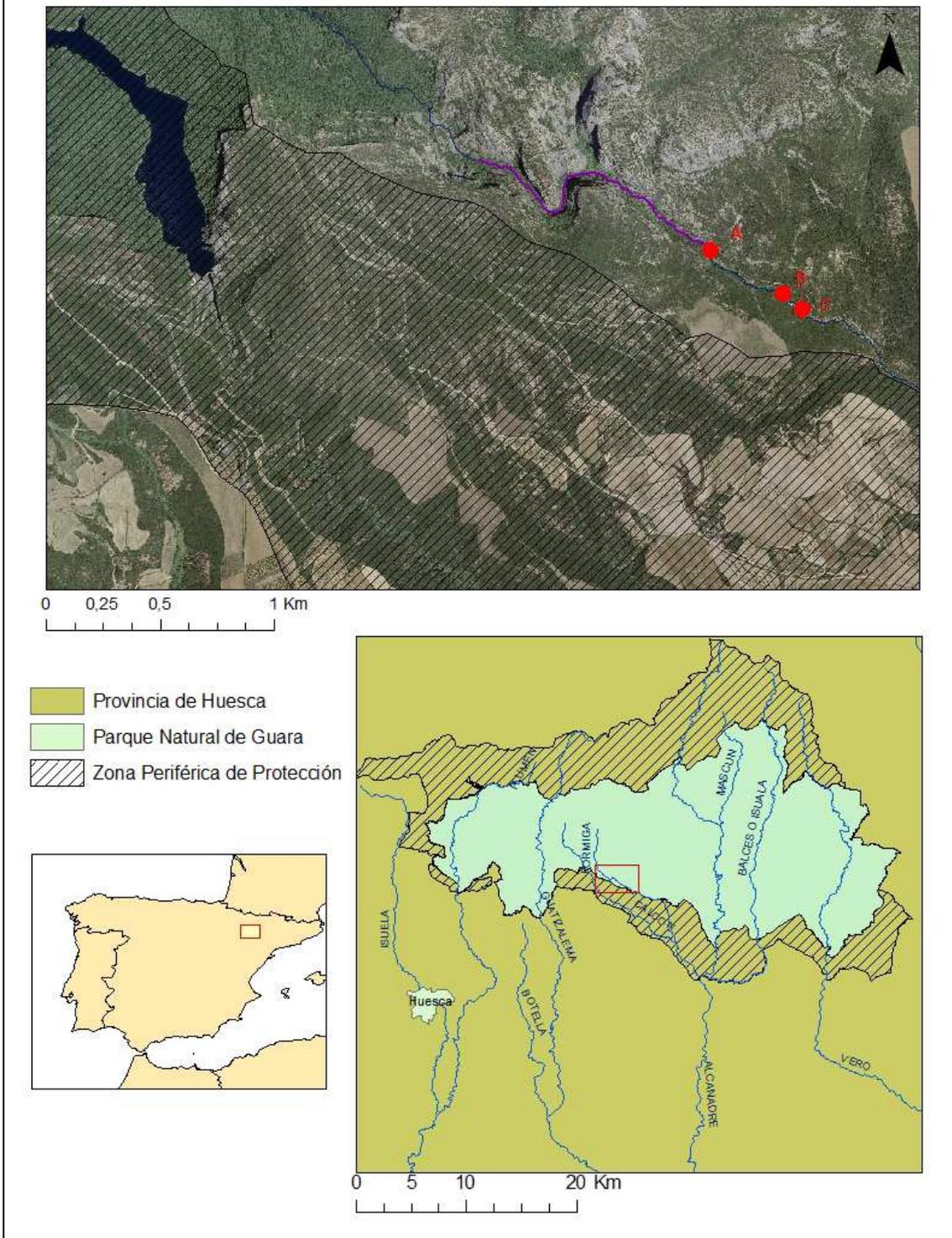


Figura 2: Localización del área de estudio dentro del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (Huesca, España). La línea azul corresponde al tramo medio del río Formiga. En violeta, el tramo de uso deportivo. En rojo, las estaciones de muestreo utilizadas: A) Estación utilizada para la toma de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

Estación A

En la primera estación 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 (Figura 3). Se escogió esta zona por tres motivos:

- I. La accesibilidad de la zona (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 (Figura 4).
- III. Es un tramo de características muy similares a las de la Estación C, escogida para la toma de muestras control (geología, sustrato, vegetación y propiedades físico-químicas del agua).



Figura 3: A la izquierda, tramo de río correspondiente a la estación A, donde los barranquistas terminan la jornada. A la derecha, camino que toman los barranquistas para llegar al inicio del tramo de uso recreativo.



Figura 4: 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.

Atendiendo a la clasificación de Rosgen (1996), basada en la forma del cauce, el nivel de encajamiento, el tipo de sustrato y la pendiente, el tramo puede clasificarse como Tipo "F". Su anchura media es de 4 m y su profundidad de 40 cm. El perfil del fondo es muy suavizado en la mitad inferior del tramo puesto que el sustrato es la propia roca madre y apenas hay cantos o bloques (Figura 5 derecha). No obstante sí que se observan bancos laterales de arenas y 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 (Figura 5 izquierda). 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.



Figura 5: Izquierda; Tramo con predominio de cantos y bloques de la Estación A. Rápidos y remansos. Derecha; Tramo de la Estación A con flujo laminar. Substrato compuesto por la roca madre.

Estación B

La segunda estación se encuentra aguas abajo, a unos 200 m aguas arriba del aparcamiento mencionado (Figura 6). Es un tramo muy accesible pero imperturbado, algo imprescindible para el experimento que se desea realizar. Es un tramo de Tipo "C" (Rosgen, 1996). Aquí el río se estrecha hasta los 2,5 m. La profundidad, medida en el centro de la corriente es de 25 cm. 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.



Figura 6: Tramo de río correspondiente a la estación B. Substrato 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 carbonato cálcico, CaCO_3 .

Estación C

La tercera estación es contigua a la segunda 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 (Ver Figura 2). Al igual que la estación B, ésta también está a salvo de los barranquistas aunque cabe destacar la presencia de huertos aislados en sus proximidades (Figura 7). También es un tramo de Tipo “C” (Rosgen, 1996). Es de la misma anchura que la estación B aunque su profundidad media es ligeramente inferior (20 cm). El sustrato es muy similar al anterior (Figura 8). La velocidad media del agua es de 6 cm/s.



Figura 7: Derecha; huertos cercanos a las Estaciones B y C. Izquierda del camino, tramo de río de la Estación C.



Figura 8: Tramo correspondiente a la Estación C. Sustrato muy similar al de la Estación B: guijarros y cantos con algún bloque.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Diseño experimental:

3.1.1 Seguimiento: Impacto del barranquismo en la comunidad acuática.

Se llevó a cabo el muestreo de 3 puntos (réplicas) representativos de la estación A (afectada por la actividad) y 3 puntos representativos de la Estación C (control). El procedimiento se repitió antes del comienzo de la temporada y tras aproximadamente 3 meses de actividad. Cada réplica estuvo compuesta por 5 tomas (kicks), puesto que el sustrato era variable y se deseaba recolectar una muestra que representara todos los sustratos presentes (zonas con predominio de gravas, guijarros, cantos y bloques).

3.1.2 Experimento: Determinación de la capacidad de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados.

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 Burguin (2011), en la que dispusieron una red de cuadrados sobre los cuáles se ejercían distintas intensidades de pisoteo y se muestreaban 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 (parcelas tratadas).

Así pues, con esta ligera modificación el experimento se basó en dos factores:

1. Intensidad de pisoteo: dos niveles (0 y 100 pisoteos diarios, durante siete días consecutivos).
2. Período de recuperación: tres niveles (muestreo al cabo de 1, 15 y 32 días de recuperación)

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 *Período de recuperación*

x *Intensidad de pisoteo*, conformando una estructura de 18 cuadros en total (Ver figura 9). Los cuadrados se delimitaron mediante cuerdas entrecruzadas sobre la superficie del agua y unidas a piquetas clavadas en ambos márgenes del río. Se descartó la opción de colocar cuadrados de alambre en el fondo del río por temor a perder alguno de ellos por arrastre de la corriente en posibles avenidas de agua. Debido a la escasa anchura del tramo escogido, sólo fue posible disponer dos cuadrados alineados perpendicularmente a la dirección de la corriente (Figura 9). El tramo escogido fue el correspondiente a la estación B, un tramo de corriente de unos 30 m de longitud no afectado por el trasiego de barranquistas y situado a unos 300 m de distancia por debajo del área afectada por el barranquismo.

El experimento cuenta con ciertas contingencias que podrían incurrir en la no-independencia de los resultados como pueden ser la deriva de sedimentos y/o el impacto derivado 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 Burguin, 2011). Para evitar o reducir al máximo estas limitaciones 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 cm) que facilite la sedimentación del material transportado.
- II. Asignación al azar de la posición de los cuadrados del factor *Intensidad de pisoteo* dentro de cada parcela.
- III. Asignación al azar de la posición de los cuadrados del factor *Período de recuperación* dentro de cada bloque.
- IV. 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, calzado de suela muy similar al que suele utilizar la gran mayoría de barranquistas cuando no disponen de un calzado especializado para esta función. 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 preestablecidos.

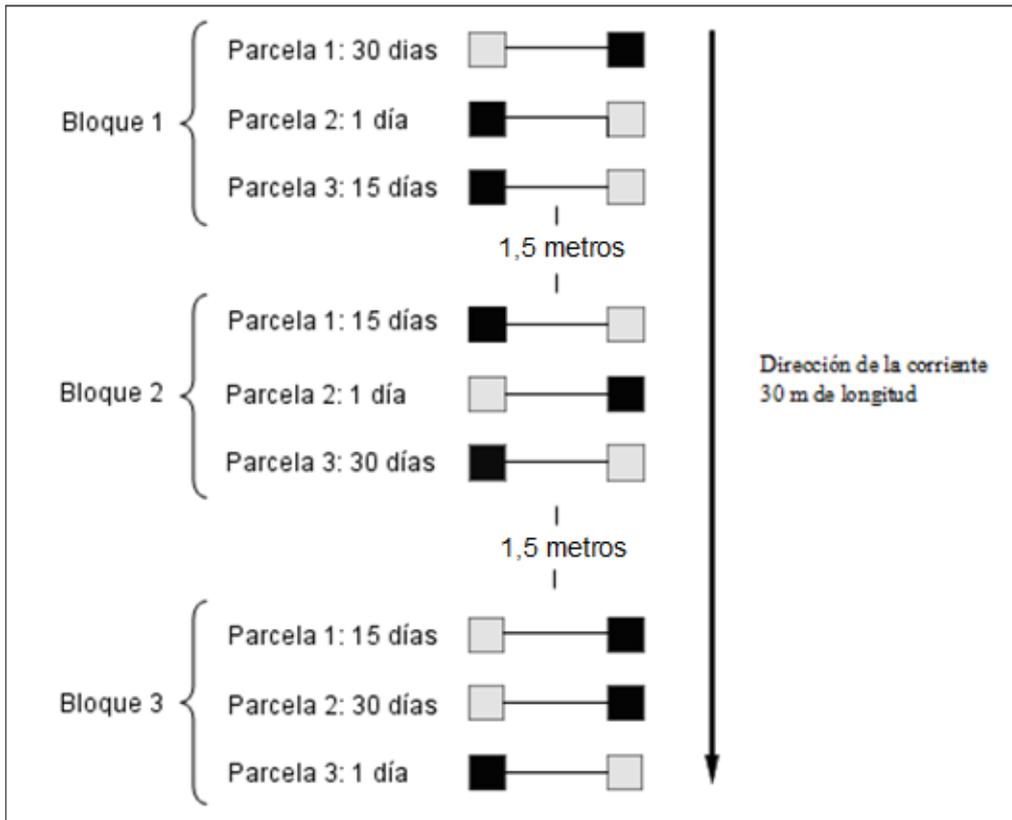


Figura 9: Esquema aleatorio del experimento del pisoteo de parcelas. En negro, parcelas pisoteadas y en gris, parcelas control (no pisoteadas).

3.2. Captura y conservación de macroinvertebrados

En ambos experimentos se utilizó una red surber (30 x 30 cm). La red se depositó perpendicularmente sobre el fondo del río y se sujetó con las dos manos, mientras con los pies se fue removiendo el sustrato contenido en un cuadrado de 30 x 50 cm². Las piedras de mayor tamaño, muy bien ancladas al sustrato, se voltearon y limpiaron manualmente. Este proceso se realizó durante unos 2 minutos con cada kick. A continuación se vació el contenido de la red en una bandeja y se introdujo en un bote de plástico para su posterior transporte al laboratorio. Los pequeños restos de muestra que quedaron en la red y en la bandeja se arrastraron al bote con agua destilada, aunque siempre utilizando la mínima posible. La muestra se fijó con etanol 70% (concentración final). Esta fijación de la muestra en el campo evita su degradación por interacción entre los organismos, como por ejemplo depredación. Los muestreos realizados antes y durante la temporada de barranquismo se llevaron a cabo los días 4/5/2013 y 15/8/2013 respectivamente.

3.3. Toma de muestras de perifiton

Las muestras de clorofila del perifiton se recogieron mediante el rascado de una superficie conocida (25 cm^2) del sustrato rocoso. En este caso también se cogieron un mínimo de tres muestras, que se homogeneizaron previamente al análisis. Las muestras se conservaron en nevera (4° C) y a oscuras hasta su procesado en el laboratorio (antes de 12h)

Coincidiendo con la toma de muestras de macroinvertebrados y perifiton se determinaron *in situ* los principales parámetros físico-químicos: conductividad, pH, O_2 disuelto y temperatura mediante una sonda mutiparamétrica HQ30D (HACH-Lange, US).



Figura 10: Arriba; bandeja, frasco de plástico, agua destilada, etanol (70 %), vadeador y red surber. Abajo; material para muestreo de perifiton: frasco de cristal, cepillo, pipeta y molde de plástico (5 x 5 cm). Derecha; sondas de pH, conductividad y O_2 disuelto.

La toma de muestras del experimento del pisoteo de parcelas se realizó de forma idéntica a la anterior, sólo que en este caso se llevó a cabo en toda la superficie de las parcelas (1 m^2). El montaje de la estación experimental se llevó a cabo el día 7/6/2013. Los siete días consecutivos de pisoteos se realizaron desde el 7/6/2013 hasta el 13/6/2013. El muestreo tras un día de recuperación se realizó el 14/6/2013, el de 15 días de recuperación se realizó el 28/6/2013 y el de 32 días de recuperación el día

15/7/2013. Los días 16/8/2013, 17/8/2013, 26/8/2013 y 27/8/2013 se aprovecharon para la toma de muestras de perifiton y para la medición de caudales.

3.4. Análisis de las muestras de macroinvertebrados

Una vez en el laboratorio se procedió a la limpieza de las muestras. Esta limpieza consistió en la eliminación de piedras y restos orgánicos de gran tamaño para así facilitar la posterior localización de los invertebrados. Una vez limpia, se trasladaron pequeñas partes de esa muestra a un recipiente de menor tamaño para facilitar la localización de los individuos. Se probó a añadir sal en agua para aumentar la densidad de la disolución y que algunos de los invertebrados contenidos en la muestra emergieran a la superficie debido a las diferencias de densidad. Este método resultó útil para ciertos grupos, por lo que el esfuerzo dedicado a la localización de individuos se redujo considerablemente, pero no fue efectivo para todos ellos, lo que obligó a realizar una segunda búsqueda más exhaustiva. 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.

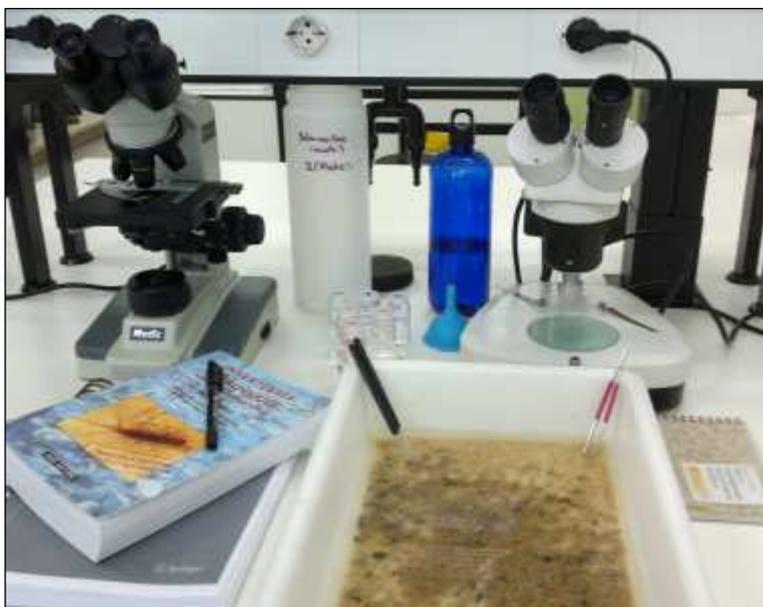


Figura 11: Material para la limpieza de muestras y la identificación de individuos. Arriba; Lupa binocular (x 40) microscopio (x 100), frasco de plástico para conservar las muestras, etanol (70 %), embudo y viales. Bajo; bandeja de plástico para la limpieza de muestras, rotulador, pinzas, punzón y guías de invertebrados.

3.5. Análisis de muestras de perifiton

El material obtenido en el campo 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 ml) siguiendo los protocolos estándar

(Elosegui y Sabater, 2009). Este proceso duró 24h, durante las cuales la muestra se conservó a una temperatura inferior a 4°C. Pasadas 24h 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).

3.6. Cálculo de caudales

La estimación de caudales se realizó con el programa “FlowMaster Professional”. En el río se calcularon secciones transversales, velocidades y pendientes de cada uno de los tramos A, B y C. En cada uno de los tres tramos de estudio se midieron tres secciones (al inicio, en el centro y al final de cada uno de ellos). Para ello se dispuso una cuerda sujeta en ambos márgenes del río y se tomaron medidas de profundidad del agua cada 10 centímetros. La velocidad del agua en cada tramo se midió según el tiempo que tardaba un corcho en recorrer una determinada distancia. La pendiente se calculó midiendo la diferencia de altura de dos puntos separados a una distancia de unos 10 metros.

El caudal máximo de este año se calculó en el tramo A. Se midió la sección transversal imaginaria del río en un punto en el que las marcas en la vegetación debido a las crecidas eran muy patentes. Las medidas de los tres tramos se llevaron a cabo los días 26/8/2013 y 27/8/2013.

3.7. Cálculo de índices biológicos

El índice BMWP' (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988) 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. Aún así debe considerarse como una propuesta abierta, debido a la todavía limitada información taxonómica y ecológica sobre la macro-fauna fluvial mediterránea (Vivas *et al.*, 2002). El índice utilizado en el presente estudio corresponde a la versión actualizada de este último, el IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*; Alba-Tercedor *et al.*, 2002) que, al igual que el anterior, permite obtener un valor de la calidad biológica del agua (Tabla 1) 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. Los índices de diversidad constituyen una herramienta útil para condensar información

que puede resultar compleja, y facilitar la interpretación (Guerold, 2000). Se utilizaron los índices de Shannon-Weaver y Simpson, los cuales basan su cálculo en la riqueza específica y la equitatividad de una comunidad de individuos. El índice de Shannon-Weaver obtiene valores elevados cuanto mayor sea la equitatividad entre grupos taxonómicos de individuos, mientras que Simpson obtiene valores superiores a mayor dominancia de alguno de ellos. El índice de Shannon-Weaver (1949) es uno de los más utilizados, aunque la interpretación debe realizarse con cierta cautela, ya que el nivel taxonómico empleado para el cálculo de los mismos puede influir en el resultado, tendiendo a subestimarse el grado de alteración real cuando se utilizan niveles de familia u orden (Guerold, 2000). Estos índices por tanto, no permiten realizar interpretaciones ecológicas profundas y para ello se utilizarán las técnicas de análisis multivariante en el segundo experimento, que proporcionan una herramienta complementaria a estos últimos (Martínez-Bastida *et al.*, 2006). También se utilizará el índice de riqueza de Margalef, aunque es algo más limitado que los dos anteriores en tanto que sólo basa su cálculo en la riqueza específica (en nuestro caso riqueza de familias) y no tiene en cuenta la contribución individual de cada una de ellas.

Clase	Puntuación IBMWP	Grado de alteración	Calidad del agua
I	> 100	Aguas muy limpias o no alteradas	Muy buena
II	61 - 100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Buena
III	36 - 60	Aguas contaminadas	Aceptable
IV	16 - 35	Aguas muy contaminadas	Deficiente
V	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	Mala

Tabla 1: Valores originales del índice IBMWP establecidos por Alba-Tercedor (2002).

3.8. Análisis estadístico

3.8.1. Seguimiento: Efecto de la actividad en el recubrimiento de perifiton de las rocas

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 $p < 0.05$. La variable utilizada fue la concentración de Clorofila *a* ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$). 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

12 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” y “Durante” (muestras tomadas en la estación A correspondiente al tramo de uso deportivo tomadas antes y durante la temporada, respectivamente). Se comprobó que los datos eran normales (test Saphiro-Wilk), y que existía homogeneidad de varianzas (test de Levene) así que no fue necesario transformar los datos. Complementariamente, se llevó a cabo un ANOVA sólo con las muestras de la estación A, “Antes” y “Durante” con el objetivo de analizar únicamente el efecto de la actividad trascurridos 3 meses.

3.8.2. Seguimiento: Impacto del barranquismo en la comunidad de macroinvertebrados

Se realizaron una serie de análisis de varianza (ANOVA) de uno y dos factores mediante el paquete estadístico “R 3.0.1 (R Foundation for Statistical Computing)”. Las diferencias se consideraron significativas si $p < 0.05$. El ANOVA de un factor se aplicó a las variables: i) índice IBMWP; ii) diversidad (H') de Shannon-Weaver; iii) diversidad o dominancia de Simpson; iv) riqueza de Margalef, todos ellos estudiados sólo a nivel taxonómico de familia. El diseño de los test ANOVA fue el mismo que el descrito para el recubrimiento de perifiton. Se comprobó que los datos eran normales (test Saphiro-Wilk) y que existía homogeneidad de varianzas (test Levene), así que no fue necesario transformar los datos. El test post-hoc se utilizó para identificar la agrupación de las diferentes categorías del factor “Muestra”.

Los análisis de varianza (ANOVA) de dos factores se aplicaron a la variable *abundancia* (número de individuos de cada orden o familia). Las diferencias se consideraron significativas si $p < 0.05$. Los factores utilizados fueron “Tratamiento” y “Temporada” y la interacción de ambos. En este caso tampoco fue necesaria la transformación previa de datos. Aquellos órdenes o familias que presentaron diferencias significativas de abundancia para alguno de los factores estudiados, se representaron gráficamente en un diagrama de barras, con el fin de visualizar si las diferencias detectadas eran debidas a un incremento o disminución de la abundancia de cada taxón.

3.8.3. Experimento: Capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo experimental

Para detectar si existían diferencias significativas debidas a variaciones en la abundancia de individuos dentro de órdenes y familias taxonómicas entre las muestras, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM). Este análisis 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 Log (x + 1). Con ello se pretendía conocer las diferencias producidas por los diferentes niveles de los factores "Intensidad" (0 y 100 pisoteos, durante siete días consecutivos) y "Periodo de recuperación" (1, 15 y 32 días), contando con $n = 3$ réplicas para cada combinación de los factores "Intensidad" x "Periodo de recuperación" y conformando así un total de 18 muestras repartidas en seis categorías. En este caso se consideraron diferencias estadísticamente significativas los valores de $p < 0.10$, ya que el número de muestras era demasiado pequeño para obtener significaciones menores de 0.05 (Hardiman y Burguin, 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 indican que las muestras son buenas y valores inferiores a 0.10 indican que son ideales (Clarke, 1993). El análisis de datos se complementó con un análisis jerárquico (clúster), 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 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 de las parcelas sometidas a distintos tratamientos. Las diferencias se consideraron significativas si el p valor era inferior a 0.05. Los tests de normalidad (Saphiro-Wilk) y de homogeneidad de variancias (Levene) indicaron que no era necesaria la transformación previa de los datos. El ANOVA de un factor se aplicó a los cuatro índices mencionados anteriormente (índice de calidad IBMWP, diversidad de Shannon-Weaver, dominancia de Simpson y riqueza de Margalef) para el factor "Muestra", resultado de la interacción de los factores "Tratamiento" y "Periodo" en este caso. El test post-hoc se utilizó para detectar el

origen de las diferencias significativas. Además se realizó un test ANOVA para la variable *abundancia* (número de individuos de cada orden o familia) utilizando los factores “Tratamiento” y “Periodo” y la interacción de ambos. Las diferencias se consideraron significativas si $p < 0.05$. Aquellas familias que presentaron diferencias significativas de abundancia para alguno de los factores, se representaron gráficamente en un diagrama de barras con el fin de visualizar el motivo de dichas diferencias, es decir, si éstas eran debidas a un aumento o a una reducción significativa de individuos.

4. RESULTADOS

4.1. Estimación de caudales durante el periodo de estudio

El caudal medio estimado fue de $0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, con máximos y mínimos de $0,05$ y $0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ respectivamente. La velocidad media del agua en las tres estaciones fue de $0,062 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, con máximos y mínimos de $0,13$ y $0,03 \text{ cm/s}$ respectivamente. Observando la gráfica de Hjulström (1935) y teniendo en cuenta los valores de velocidad obtenidos, se deduce que en todo el tramo que engloba a las tres estaciones predomina la deposición frente al transporte de partículas y que no hay fenómenos de erosión (Figura 12). Para el intervalo de velocidades obtenidas en el período de estudio ($3\text{-}13 \text{ cm/s}$) se corresponde un transporte de partículas de hasta 3 mm de diámetro, mientras que aquellas de diámetro superior depositarán. La velocidad máxima estimada en el período de estudio no es lo suficientemente grande ($< 20 \text{ cm/s}$) como para erosionar las partículas del lecho fluvial. Además debería tenerse en cuenta la adherencia extra que confieren las costras de precipitados de carbonato cálcico halladas en las estaciones B y C.

La estimación de la velocidad de flujo en una crecida, que podemos considerar habitual o de corta periodicidad (de caudal, $Q= 2,26 \text{ m}^3/\text{s}$) ha resultado ser de 33 cm/s . Según la gráfica de Hjulström (1935), dicha velocidad de flujo es capaz de erosionar partículas de muy pequeño diámetro ($< 1 \text{ mm}$) y de transportar materiales de hasta 1 cm . Este cálculo se llevó a cabo a partir de las marcas provocadas por el paso del agua en la vegetación circundante y, por lo tanto, se trata de una aproximación.

La presencia de bloques depositados de unos 50 cm de diámetro indica que se han dado velocidades de en torno a los 2 m/s , capaces de erosionar partículas de hasta 2 cm y de transportar cantos de hasta 30 cm . aunque esta situación es extraordinaria. Observando el tramo de estudio, el substrato predominante son los cantos de entre 5 y 10 cm , lo que implica que los valores típicos de velocidad en crecida sean de 1 m/s . La erosión asociada a esta velocidad afectaría a partículas de hasta 5 mm .

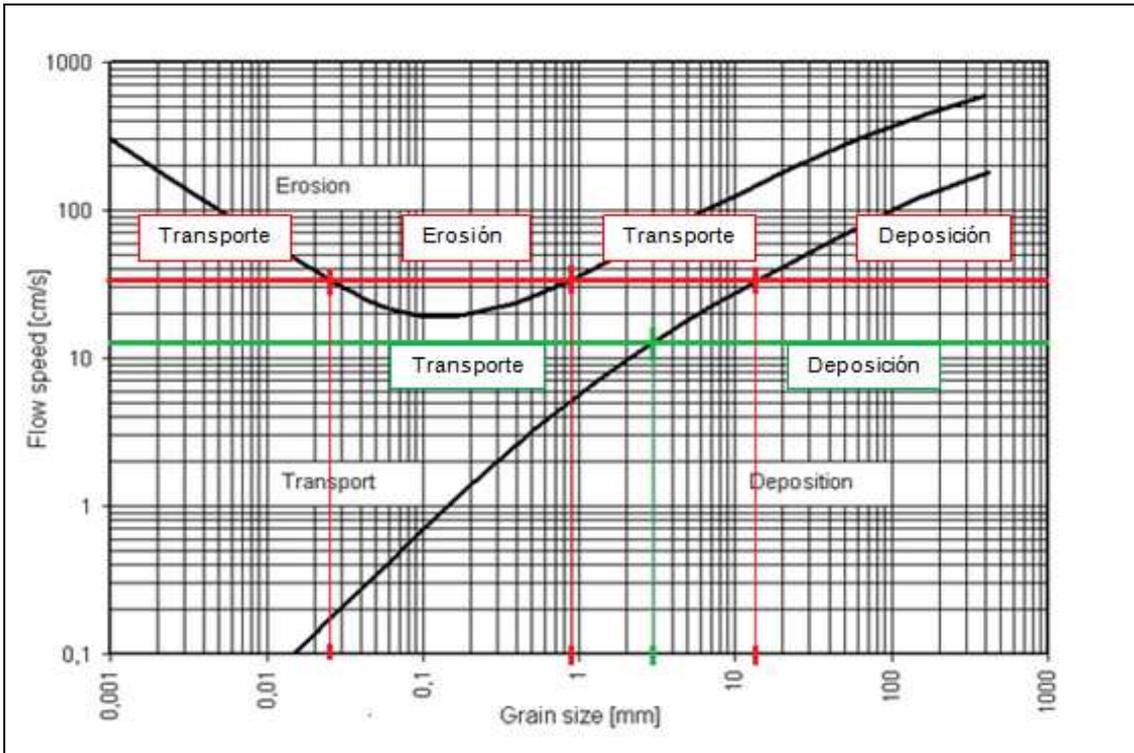


Figura 12: Diagrama de velocidades de flujo en función del diámetro de partícula (Hjulström, 1935). En rojo, resultados obtenidos para la máxima crecida del año 2013. En verde, resultados obtenidos para el caudal base durante el periodo de estudio.

4.2. Efecto del barranquismo en el recubrimiento de perifiton de las rocas

No se observaron diferencias significativas ($F = 2.567$; g.l.:3; $P = 0.127$) en el recubrimiento de perifiton de las rocas para las distintas categorías del factor “Muestra” (Tabla 2), a pesar de que el diagrama de caja (Figura 13) muestra una clara diferencia entre la concentración de Clorofila *a* de las muestras afectadas por la actividad y el resto. El test ANOVA realizado para las categorías del factor “Antes” y “Antes-Control” (Tabla 3) 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 (Tabla 4). Las concentraciones de Clorofila *b* y *c* tampoco mostraron diferencias significativas (datos no mostrados).

Tabla 2: Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para el factor “Muestra” utilizando como variable la concentración de Clorofila *a*. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas. Datos no transformados.

Clorofila <i>a</i>	Sum Sq	Df	F	P
Muestra	0.2529	3	2.567	0.127

Tabla 3: Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para el factor para las categorías “Antes” y “Antes-Control” utilizando como variable la concentración de Clorofila *a*. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas. Datos no transformados.

Clorofila <i>a</i>	Sum Sq	Df	F	P
Muestra	0.00031	1	0.007	0.936

Tabla 4: Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para el factor para las categorías “Durante” y “Durante-Control” utilizando como variable la concentración de Clorofila *a*. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas. Datos no transformados.

Clorofila <i>a</i>	Sum Sq	Df	F	P
Muestra	0.17345	1	7.591	0.0511

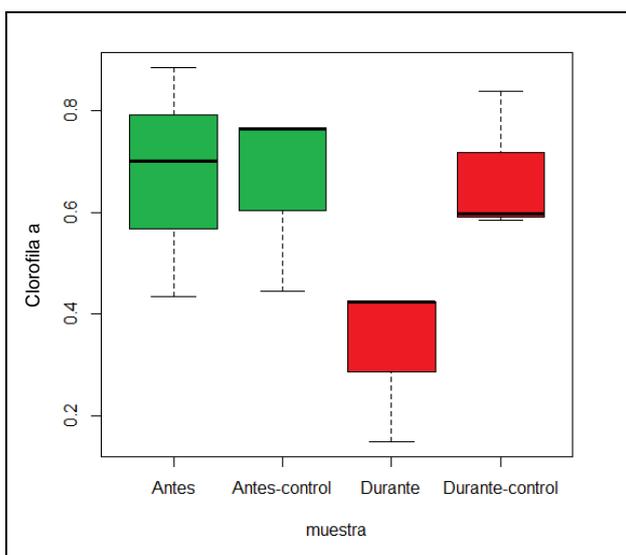


Figura 13: Diagrama de caja para la concentración de Clorofila *a* ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$). Datos no transformados.

4.3. Descripción global de la comunidad de macroinvertebrados

El total de individuos recolectados en los dos experimentos fue de 11.277. Estos se agruparon en 14 órdenes y 38 familias distintas (Tabla 11). 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, comprendiendo 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 (Anexo, Tabla 12).

4.4. Efecto del barranquismo sobre la comunidad de macroinvertebrados

4.4.1. Efectos detectados en los órdenes y familias taxonómicas presentes en la comunidad

Las muestras de la estación A, afectadas por el barranquismo, presentaron una reducción media del 56 % en la abundancia de individuos con respecto a las muestras control tomadas durante la temporada en la estación C (no afectada). De los 13 órdenes identificados en este experimento, *Heteroptera*, *Trichoptera* y *Plecoptera* mostraron diferencias significativas para la interacción entre los factores “Temporada” y “Tratamiento” (Anexo, Tabla 13). Esto se refleja en la disminución de abundancia de *Trichoptera* y *Plecoptera* en las muestras procedentes de la estación A (afectada) transcurridos 3 meses de actividad, que puede observarse en la Figura 19.a (Anexo). No obstante, esta figura también muestra que las diferencias significativas detectadas para el orden *Heteroptera* no son debidas a una fuerte reducción de su abundancia a causa del pisoteo, sino al hecho de que inicialmente este orden contaba con una representación muy reducida de individuos. En cuanto a las familias presentes, su número medio se redujo en un 43% tras 3 meses de actividad (datos no mostrados). De las 36 familias detectadas, 8 de ellas pertenecientes a cuatro órdenes distintos presentaron diferencias significativas entre tratamientos y/o temporadas (Anexo, Tabla 14). Aquellas que presentaron diferencias para la interacción de ambos factores fueron: *Caenidae* (orden *Ephemeroptera*); *Limoniidae* (orden *Diptera*); *Leuctridae* (orden *Plecoptera*). No obstante, en el diagrama de barras (Anexo, Figura 19.b), también se observan diferencias de abundancia entre parcelas control antes y durante la temporada, lo que puede deberse a un cambio ambiental estacional. Ocurre con las familias: *Caenidae* y *Heptageniidae* (orden *Ephemeroptera*); *Limoniidae* (orden *Diptera*); *Hydropsychidae* (orden *Trichoptera*).

4.4.2. Influencia del barranquismo sobre los indicadores de calidad ecológica, diversidad y riqueza de la comunidad

Para conocer los posibles impactos del barranquismo sobre la calidad ecológica, diversidad, riqueza y dominancia de la comunidad, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) del factor “Muestra” y un test Post-hoc para el índice de calidad ecológica de aguas IBMWP, el índice de diversidad específica de Shannon-Weaver, el índice de riqueza de Margalef y el índice de dominancia de Simpson.

El test ANOVA para el índice IBMWP mostró diferencias significativas para el factor “Muestra” ($F = 24.55$; g.l.:3; $P = 0.000218$). El test post-hoc mostró que el origen de esas diferencias se debe a una diferenciación total de las parcelas afectadas por la actividad respecto a las demás (Figura 14.a). Los valores del 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 (Figura 14.d). Los índices de diversidad de Shannon-Weaver y Simpson no mostraron diferencias significativas entre categorías del factor (Tabla 5, Figura 14.b y Figura 14.c).

Tabla 5: Resultados de los análisis de varianza (ANOVA) para el factor “Muestra”, resultado de la combinación de los factores “Tratamiento” y “Temporada”, para los cuatro índices estudiados. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas. (**) $p < 0.01$; (***) $p < 0.001$

<i>MUESTRA</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Df</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
IBMWP	7658	3	2553	24.55	0.000218***
MARGALEF	4.119	3	13.731	11.61	0.00276**
SHANNON	0.2147	3	0.07157	2.328	0.151
SIMPSON	0.02423	3	0.008077	2.042	0.187

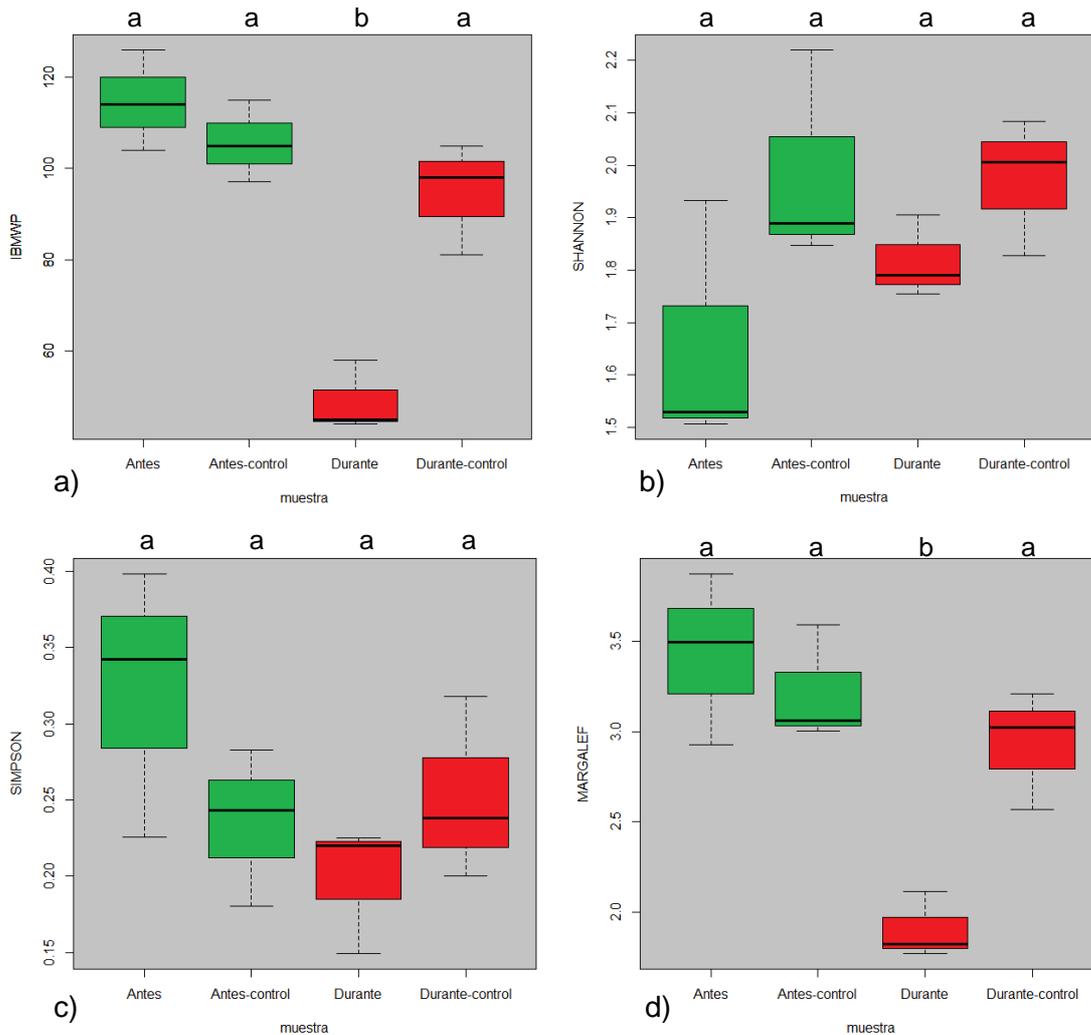


Figura 14: Diagrama de caja y test Post-hoc para los índices a) IBMWP b) Shannon-Weaver c) Simpson d) Margalef. Las letras a y b encima de las cajas indican las categorías discriminadas por el test Post-hoc.

4.5. Capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo

4.5.1. Recuperación de la composición taxonómica de la comunidad

El análisis de similitud (ANOSIM; Tabla 6) 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: control/pisoteo a nivel de orden (Global R = 0.17, $p = 0.012$) y de familia (Global R = 0.167, $p = 0.002$).

Tras el primer día de recuperación, las pruebas por pares de muestras del análisis de similitud de una vía (ANOSIM) mostraron una diferencia ($p = 0.10$) 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 6), lo que indica que no existe diferenciación entre tratamientos, excepto a nivel de orden entre las parcelas sometidas a 32 días de recuperación ($R = 0.741$; $p = 0.10$).

Tabla 6: Análisis de similitudes (ANOSIM) entre intensidades para la matriz completa y para cada uno de los periodos de recuperación. *Nota:* 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	
	Test	Significancia	Test	Significancia
Test Global	R Global	p	R Global	P
	0.17	0.012 *	0.167	0.002 *
1 día recuperación	R pares	p	R pares	P
0 y 100 pisoteos	0.926	0.10	0.778	0.10
15 días recuperación	R pares	p	R pares	P
0 y 100 pisoteos	0	0.70	0.259	0.20
32 días recuperación	R pares	p	R pares	P
0 y 100 pisoteos	0.741	0.10	0.037	0.50

Se llevó a cabo un NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) 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 un día de recuperación y el resto de tratamientos y periodos de recuperación (Figura 15.b y Figura 16.b). Como complemento se realizó un análisis clúster, que también estableció una diferenciación de las parcelas tratadas con sólo un día de recuperación respecto a todas las demás, tanto para orden como para familia (Figura 15.a y Figura 16.a). 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 clúster confirmó lo observado en el NMDS, es decir, que se observan grandes similitudes entre parcelas pisoteadas y no pisoteadas para ambos periodos (15 y 32 días de recuperación).

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. Al cabo de 32 días la abundancia de familias fue tan sólo un 2,5 % menor.

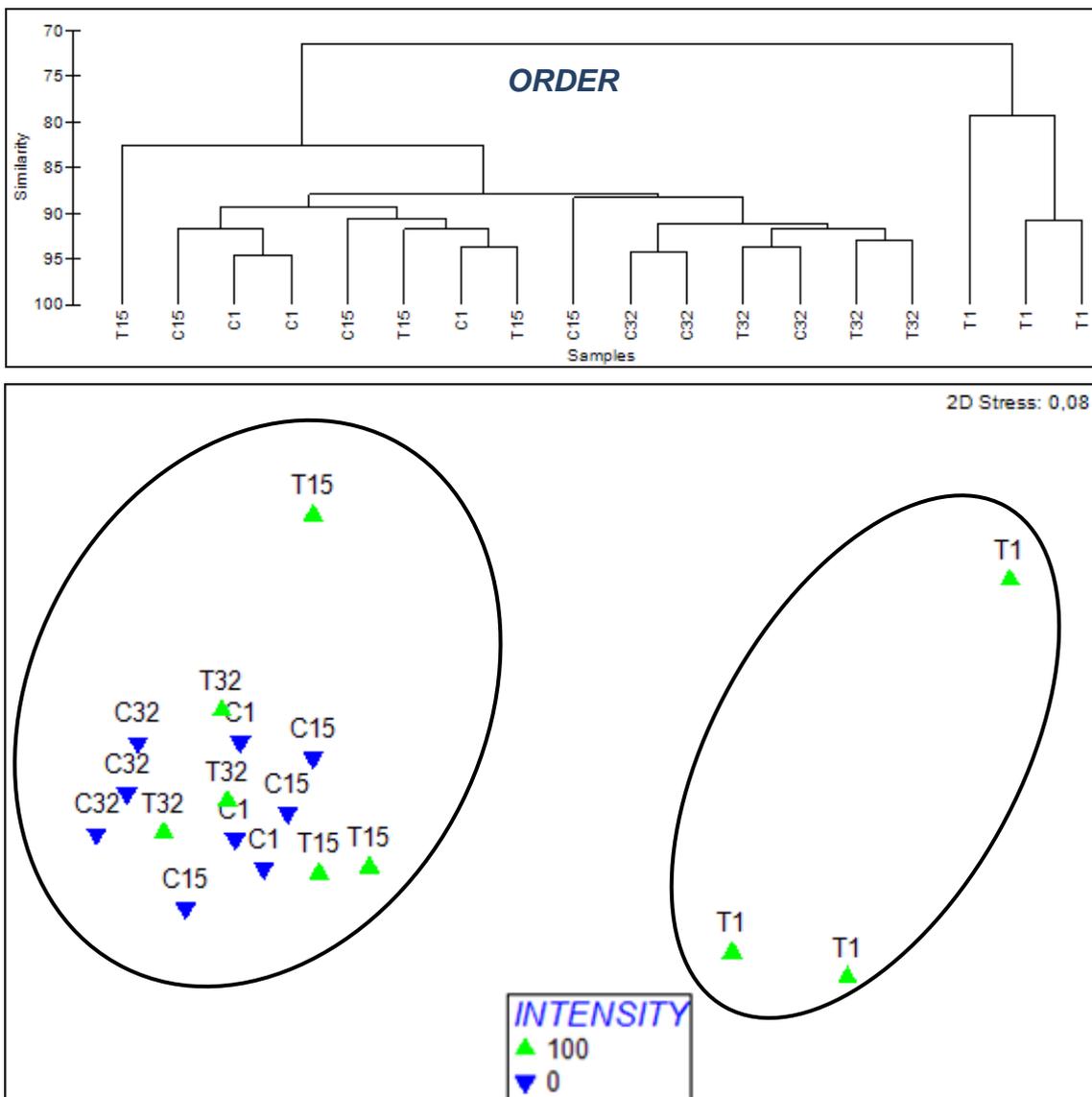


Fig. 15: a) Análisis jerárquico (clúster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de orden. **b)** Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS). Los círculos en negro corresponden a los grupos diferenciados en el análisis clúster. Nota: La letra “C” hace referencia a las muestras control y la letra “T” (del inglés “Trampling”) se refiere a las muestras pisoteadas. Ambas van seguidas de un número que indica el periodo de recuperación. Resultados para el nivel taxonómico de orden. Transformación previa de datos mediante $\text{Log}(x + 1)$.

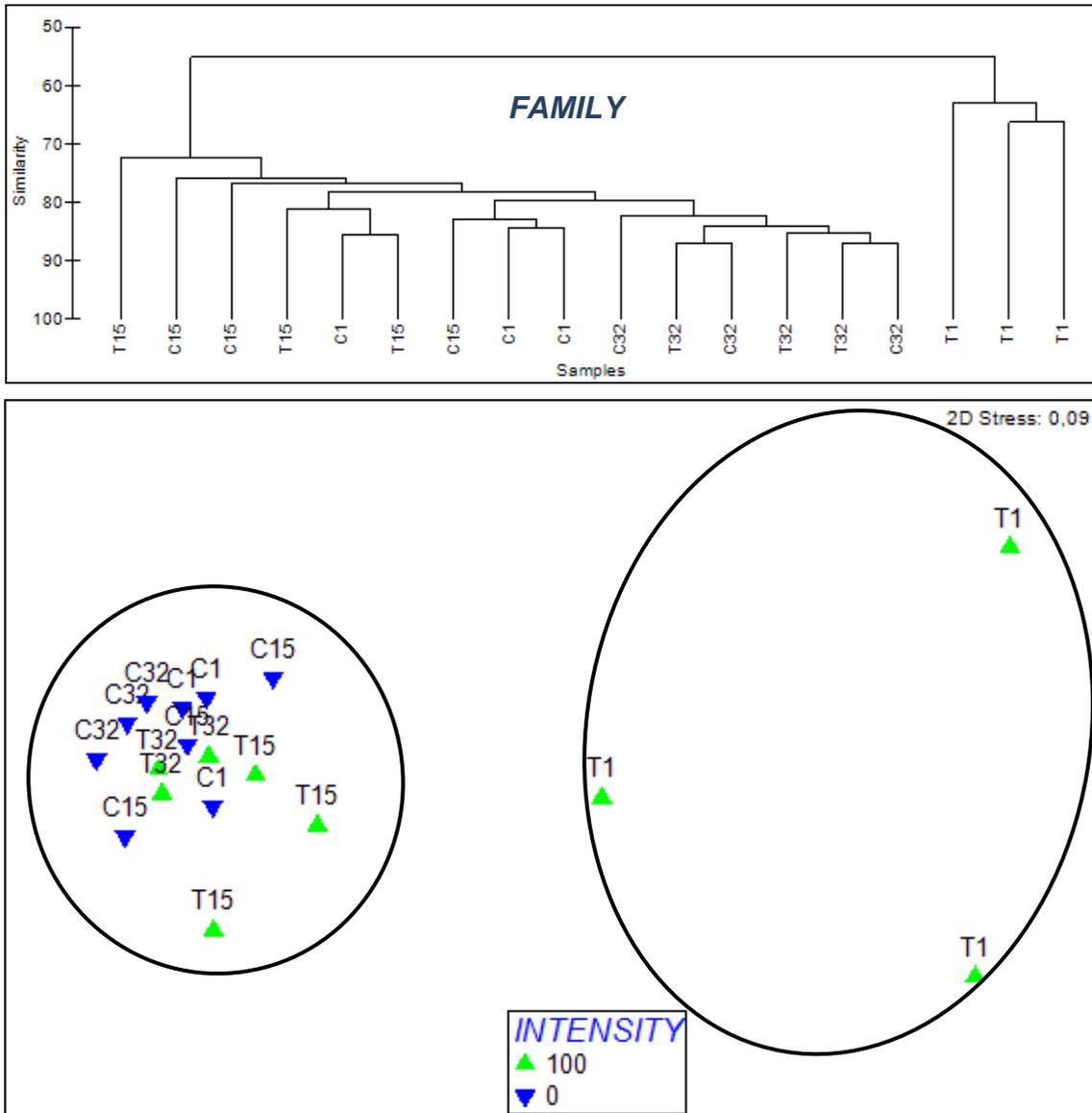


Fig. 16: a) Análisis jerárquico (clúster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de familia. **b)** Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS). Los círculos en negro corresponden a los grupos diferenciados en el análisis clúster. *Nota:* La letra “C” hace referencia a las muestras control y la letra “T” (del inglés “Trampling”) se refiere a las muestras pisoteadas. Ambas van seguidas de un número que indica el periodo de recuperación. Resultados para el nivel taxonómico de familia. Transformación previa de datos mediante $\text{Log}(x + 1)$.

4.5.2. Recuperación de la calidad ecológica y diversidad

Para determinar cuál era la evolución de los índices de calidad ecológica, diversidad, riqueza y dominancia, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) y un test post-hoc del factor “Muestra”, combinación de los factores “Tratamiento” y “Periodo”.

El test ANOVA mostró diferencias significativas ($F = 5.088$; g.l.:5; $P = 0.00983$) para el índice IBMWP entre muestras (Tabla 7). El test post-hoc permitió identificar la diferenciación de las muestras procedentes de T1 (1 día de recuperación tras el tratamiento) con respecto al resto de parcelas (Figura 17.a). Además, en la figura 17.a se puede observar como a medida que aumentaba el periodo de recuperación se reducían 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. En la Figura 17.b 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 (Tabla 5). 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 (Figura 17.c), distribución íntimamente ligada a la observada con el índice de Shannon-Weaver.

Tabla 7: Resultados de los análisis de varianza (ANOVA) para el factor “Muestra”, resultado de la combinación de los factores “Periodo” y “Tratamiento”, para los cuatro índices estudiados. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas. (*) $p < 0.05$; (**) $p < 0.01$; (***) $p < 0.001$

<i>Muestra</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Df</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
IBMWP	2023.8	5	404.8	5.088	0.00983**
MARGALEF	0.3912	5	0.07824	1.53	0.252
SHANNON	0.5991	5	0.1198	3.204	0.0457*
SIMPSON	0.03569	5	0.007138	1.811	0.185

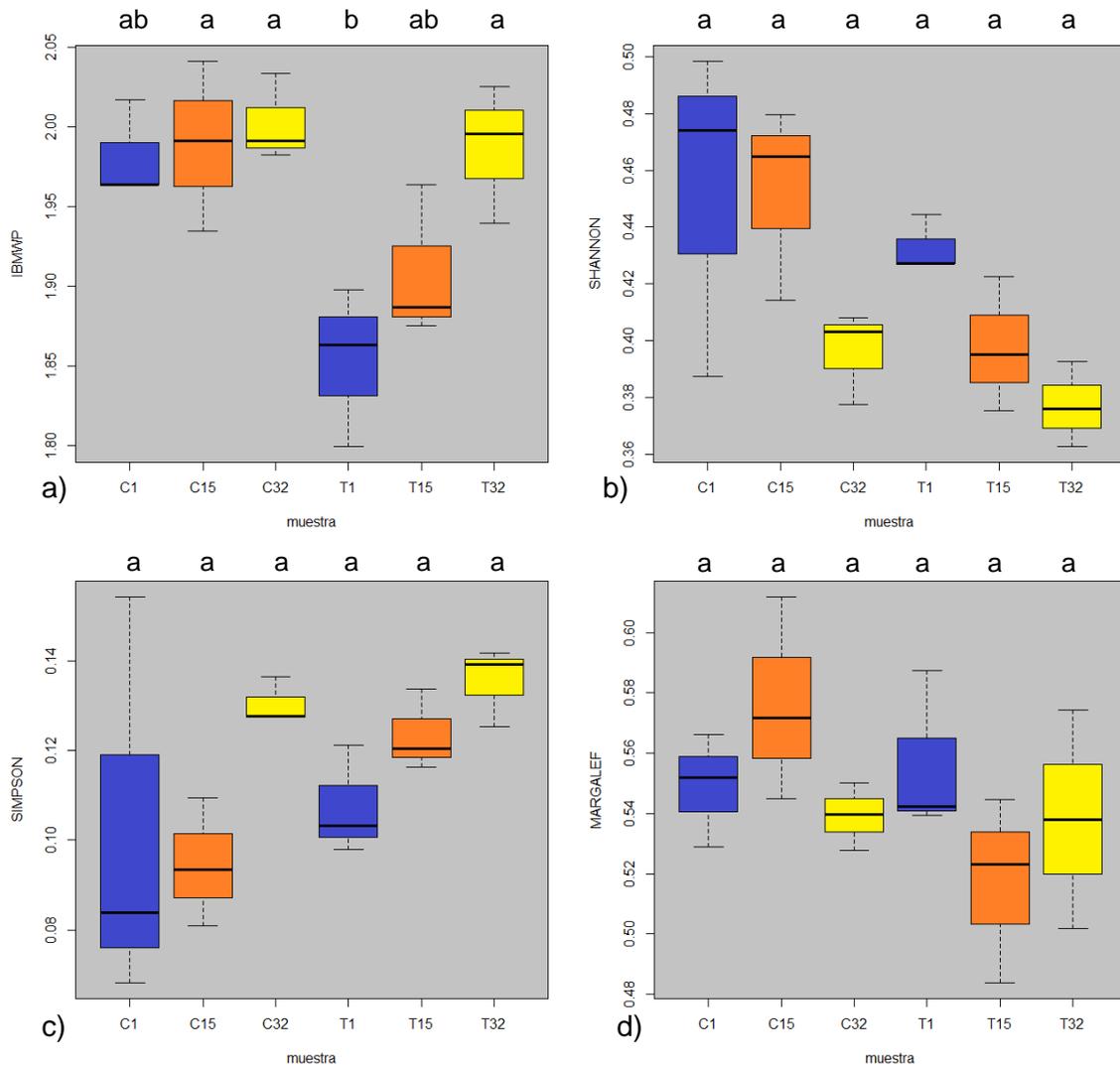


Fig. 17: Diagrama de caja y test Post-hoc del factor “Muestra” para los índices a) IBMWP b) Shannon-Weaver c) Simpson d) Margalef. “C” equivale a las parcelas control y “T” equivale a las parcelas pisoteadas. Las letras a y b encima de las cajas indican las categorías discriminadas por el test post-hoc.

4.5.3. Recuperación de la estructura de la comunidad

El test ANOVA de dos factores (periodo y tratamiento) para la abundancia mostró diferencias significativas en los órdenes *Coleoptera*, *Diptera*, *Odonata*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Decapoda* y *Ephemeroptera* (Anexo, Tabla 15). Todas estas diferencias se deben a reducciones importantes del número de individuos en las muestras T1 (parcelas pisoteadas y con 1 día de recuperación) con respecto a las parcelas control, excepto *Decapoda*, que ve aumentada sus poblaciones en las parcelas alteradas (Anexo, Figura 20.a). Los órdenes *Diptera*, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Coleoptera* y *Tichoptera* aumentaron la abundancia de sus poblaciones tras la perturbación hasta valores muy cercanos a los de las muestras control (32 días). No obstante, también se

observa una diferencia en la abundancia entre parcelas control en los órdenes *Plecoptera*, *Odonata* y *Diptera*, evidenciando cierta estacionalidad de los individuos (Anexo, Figura 20.a). De las 30 familias identificadas en este experimento, 13 mostraron diferencias significativas en la abundancia de individuos tras el tratamiento (Anexo, Tabla 16). Las familias que mostraron una fuerte reducción de individuos en las muestras T1 (parcelas pisoteadas con 1 día de recuperación) con respecto a los controles fueron: *Elmidae* (orden *Coleoptera*); *Athericidae*, *Chironomidae*, *Empididae* y *Simuliidae* (orden *Diptera*); *Gomphidae* (orden *Odonata*); *Leuctridae* (orden *Plecoptera*); *Rhyacophilidae* y *Hydroptilidae* (orden *Trichoptera*). Por otra parte, también se dieron aumentos significativos del número de individuos en las muestras T15 y T32, con respecto a T1 para las familias: *Leuctridae* (orden *Plecoptera*); *Chironomidae* (orden *Diptera*), *Elmidae* (orden *Coleoptera*); *Rhyacophilidae* y *Hidropsychidae* (orden *Trichoptera*); *Simuliidae* (orden *Diptera*). (Anexo, Figura 20.b) También aquí se observa un aumento de la abundancia en las parcelas control de 32 días de recuperación respecto al control de 1 día de recuperación. Esta situación se da en las familias *Leuctridae*, *Aeshnidae*, *Chironomidae*, *Athericidae* (Anexo, Figura 20.b).

4.6. Agrupación de taxones atendiendo a su sensibilidad y resiliencia

Con el fin de comprender cómo el barranquismo afecta de un modo distinto a cada taxón se ha realizado una clasificación de familias taxonómicas, basada en la bibliografía y de acuerdo a su tipo de respuesta ante una perturbación mecánica. Se han agrupado los resultados obtenidos en ambos experimentos y se ha establecido una clasificación en tres grupos: i) Familias no sensibles al pisoteo; ii) Familias sensibles y no resilientes; iii) Familias sensibles y resilientes.

i) Familias no sensibles al pisoteo:

Se incluyen dentro de este grupo todas aquellas que no han mostrado diferencias significativas entre tratamientos y/o periodos o temporadas en ninguno de los dos experimentos realizados, a saber: *Hydrobiidae* y *Bithyniidae* (orden *Neotaenioglossa*; *Phyllum Molusca*); *Valvatidae* (orden *Heterostropha*; *Phyllum Molusca*); *Sphaeriidae* (orden *Veneroida*; *Phyllum Molusca*); *Gammaridae* (orden *Amphipoda*); *Glossiphoniidae* (orden *Rynchobdelida*; *Phyllum Annelida*); *Lumbricidae* (orden *Haplotaxida*; *Phyllum Annelida*); *Tipulidae*, *Tabanidae*, *Stratiomyidae* y *Psychodidae* (orden *Diptera*); *Gerridae* y *Corixidae* (orden *Heteroptera*); *Psychomyiidae* (orden

Trichoptera); *Dryopidae*, *Hydrophilidae*, *Dytiscidae*, *Scirtidae*, *Chrysomelidae*, *Hydraenidae* (orden *Coleoptera*); *Aeshnidae* (orden *Odonata*).

ii) Familias sensibles y no resilientes:

Engloba a aquellas familias que presentaron reducciones significativas de abundancia de individuos en uno o en ambos experimentos y que no mostraron una recuperación de sus niveles de abundancia iniciales en un periodo de 1 a 32 días (Tabla 8.b). Estas fueron: *Caenidae* y *Perlodidae* (orden *Plecoptera*); *Hidrotillidae* (orden *Trichoptera*); *Empididae*, *Limoniidae* y *Athericidae* (orden *Diptera*); *Gomphidae* (orden *Odonata*); *Hepatageniidae* (orden *Ephemeroptera*).

ii) Familias sensibles y resilientes:

Engloba a aquellas familias que presentaron reducciones significativas de abundancia de individuos en uno o en ambos experimentos y que mostraron una recuperación de sus niveles de abundancia iniciales en un periodo de 1 a 32 días (Tabla 8.a). Estas fueron: *Chironomidae* y *Simuliidae* (orden *Diptera*); *Rhyacophylidae* y *Hydropsychidae* (orden *Trichoptera*); *Leuctridae* (orden *Plecoptera*), *Astacidae* (orden *Decapoda*); *Elmidae* (orden *Coleptera*).

A continuación se realizaron dos análisis comparativos distintos para los principales rasgos ecológicos, al nivel taxonómico de familia. En el primero se estableció una comparación entre dos de las clasificaciones previamente establecidas: i) Familias sensibles y resilientes; ii) Familias sensibles y no resilientes. (Tabla 8). La totalidad de los individuos sensibles y no resilientes presentan una capacidad reducida de desplazamiento. No se observan diferencias aparentes entre las preferencias de sustrato, la alimentación o la velocidad del agua soportada, entre las dos agrupaciones.

Posteriormente, se ha representado gráficamente (Figura 18) la abundancia de individuos para cada tipo de rasgo ecológico a lo largo del seguimiento de la temporada y también a lo largo del experimento (día 1, 15 y 32 de recuperación y control día 32). En cuanto a la capacidad de desplazamiento de los individuos, el peso relativo de las familias de movimiento lento es cercano al 60 %. Tras la perturbación producida en la primera fase del experimento se observa un leve aumento del 59% (día 1) al 65% (día 32) en la abundancia de organismos de movimiento lento, que sin

embargo todavía no alcanza los valores del control (Figura 18.a). No se observa una evolución clara de la alimentación a lo largo del seguimiento o del experimento, si bien se observa una desaparición de los individuos raspadores en las muestras “T1” (1 día de recuperación) y “Durante”. Las mayores diferencias entre periodos se dan en el rasgo “preferencia de sustrato”, ya que se observa un total predominio de aquellas familias que soportan tres o más variedades de sustrato distintas (generalistas) en las muestras “Durante” (parcelas afectadas por el barranquismo).

Sensibles y resilientes	Locomoción	Preferencias de sustrato	Alimentación	Velocidad agua	IBMWP
<i>Chironomidae</i>	Muy variado: epi-endobéntico, galerías bajo algas y limos y reptación.	Extremadamente variado	Detritívoros-ramoneadores-recolectores-depredadores	<25 - >50 cm/s	2
<i>Simuliidae</i>	Lento, endobéntico, fijación temporal al sustrato	Muy variado. Cualquier sustrato rígido: cantos y bloques, macrofitos, lechos y ramas y raíces.	Detritívoro	<25 - >50 cm/s	5
<i>Rhyacophylidae</i>	Nadador, fijación temporal al sustrato	Variado, aunque con preferencia por sustratos grandes, cantos y rocas preferentemente.	Depredador	<25 - >50 cm/s	7
<i>Hydropsychidae</i>	Lento, fijación temporal	Variado, excepto fangos, limos y lechos vegetales	Detritívoro-recolector-omnívoro	<25 - >50 cm/s	5
<i>Leuctridae</i>	Lento, (epi-endo)béntico	Muy variado, con preferencia por arenas y sustratos mixtos de cantos, gravas y arenas. Evita sustratos fangosos.	Detritívoro-recolector	0 - >50 cm/s	10
<i>Elmidae</i>	Reptador	Muy variado. Desde cantos y bloques hasta lechos vegetales y sustratos finos	Detritívoro-recolector-depredador	<25 - >50 cm/s	5
<i>Astacidae</i>	Nadador rápido. Crea galerías.	Muy variado: ramas, raíces, arenas, gravas y sustratos de mayor tamaño	Omnívoro	0 - >50 cm/s	8

Sensibles y no resilientes	Locomoción	Preferencias de sustrato	Alimentación	Velocidad agua	IBMWP
<i>Caenidae</i>	Lento, (epi-endo)béntico	Variado, aunque preferiblemente zonas resguardadas, orillas, hoyos y pozas del lecho del río, donde se favorece la deposición de sedimentos.	Detritívoro.	0 - 50 cm/s	4
<i>Hepatageniidae</i>	Lento, endobéntico	Variado, aunque más adaptados a zonas de bloques y guijarros. Típicos de cabecera.	Hervívoro-ramoneador	0 - >50 cm/s	10
<i>Empididae</i>	escarbador, lento y endobéntico	Típicos de cabeceras. Sustrato variado de cantos, guijarros y gravas o lechos vegetales.	Detritívoro-recolector-depredador	<25 - >50 cm/s	4
<i>Limoniidae</i>	escarbador, lento	Extremadamente variado	Depredador	0 - >50 cm/s	4
<i>Athericidae</i>	lento, endobéntico	Arenas, cantos y lechos vegetales.	Depredador	0 - >50 cm/s	10
<i>Perlodidae</i>	lento	Variado, aunque adaptado a tramos de cabecera.	Depredador	<25 - >50 cm/s	10
<i>Gomphidae</i>	lento, epibéntico	Variado, con preferencia por arenas y gravas. Evitan macrófitos, algas y lechos vegetales	Depredador	0 - >50 cm/s	8
<i>Hidroptilidae</i>	Lento, fijación temporal al sustrato	Sustratos duros, de cantos y bloques	Ramoneador	0 - >50 cm/s	6

Tabla 8: a) Grupo de familias sensibles y resilientes y sus principales variables ecológicas. **b)** Grupo de familias sensibles y no resilientes y sus principales variables ecológicas. Información obtenida de Tachet (2010) y Puig (1999).

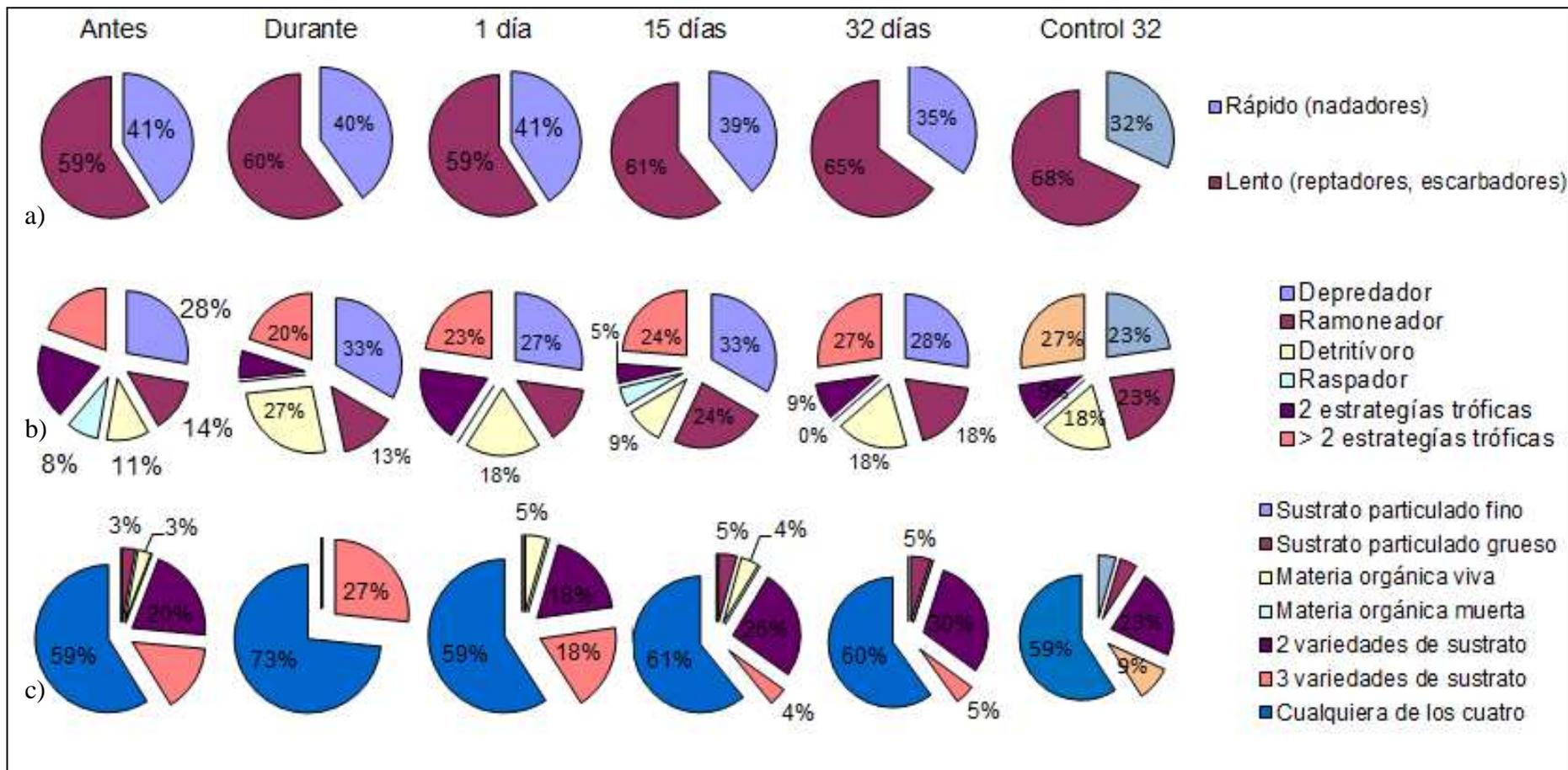


Figura 18: Evolución de los rasgos ecológicos durante el seguimiento de la temporada y durante el experimento: **a)** Capacidad de desplazamiento; **b)** Estrategia de alimentación; **c)** Preferencia de sustrato.

5. DISCUSIÓN

5.1. Seguimiento del impacto del barranquismo en la comunidad de macroinvertebrados y en la cobertura 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 sólo se obtuvieron diferencias significativas marginales entre estaciones (control-afectada), 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*.

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 *et al.*, 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 *et al.* (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 *et al.* (2007) observaron valores de calidad de “Clase III” en tramos afectados por efluentes de núcleos urbanos (río Alhama, debajo de Alfaro; río Vero, debajo 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). Martínez-Mas *et al.* (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 Martínez-Bastida *et al.* (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 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 Shannon-Weaver y no deben sobrevalorarse los resultados obtenidos con él puesto que sólo 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 y también, al incremento progresivo de diversidad que se observa tanto en las parcelas afectadas, como en los controles a lo largo del verano. Si comparamos los valores de diversidad obtenidos con los observados por Martínez-Bastida *et al.* (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.

5.2. Capacidad de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados tras el pisoteo controlado

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 una 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 un 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” (Alba-Tercedor *et al.*, 2002) y nunca desciende de esta catalogación. Esto demuestra que la intensidad de pisoteo empleada en el experimento es de menor magnitud y sobretodo 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 una 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 Oscoz *et al.* (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 ambos experimentos indican que este es capaz de representar claramente los efectos perjudiciales del pisoteo además de ser capaz de detectar una mejoría de la composición y calidad de la comunidad, por lo que se postula 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 observa 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 observan 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; Cliford, 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 ambientales en los ríos mediterráneos son más duras para los organismos debido al incremento de temperatura, escasez de oxígeno e incluso 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 coincide con el aumento de las densidades de estos taxones más generalistas, al cabo de 15 y 32 días.

Un pisoteo consecutivo de siete 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 Burguin (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 resultaron ser muy similares a los obtenidos en nuestro experimento (ej: Molles, 1985; Mundahl y Hunt, 2011).

Tras 15 días de recuperación, la composición de la comunidad de macroinvertebrados 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 Burguin, 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) atribuye 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.

Tras 32 días la comunidad de macroinvertebrados mostró una composición y estructura a nivel de familia similar a la original. Sin embargo a nivel de orden no se recuperó la estructura inicial. Hieber (2002), en su tesis sobre dinámicas de población en comunidades de ríos alpinos, observó diferencias tras un periodo de recuperación de 30 días y las atribuía 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, muchos autores afirman que la resiliencia de las comunidades de invertebrados en corrientes de alta montaña, generalmente con una frecuencia elevada de perturbaciones naturales (ej: barrancos australianos Hardiman y

Burguin, 2011; ríos alpinos Hieber, 2002), es mucho mayor que en zonas de menor altitud o con una menor variabilidad climática a corto plazo (ej: manglares Ross, 2006).

5.3. Agrupación de taxones atendiendo a su sensibilidad y resiliencia

La perturbación afectó en mayor o menor medida a toda la comunidad, aunque las mayores reducciones del número de individuos se han observado en los órdenes *Diptera*, *Trichoptera*, *Plecoptera* y *Ephemeroptera*. Benayas *et al.* (1996) ya observó en su día un claro efecto negativo del pisoteo de barranquistas en los ríos Vero, Mascún y Alcanadre. Los daños ocasionados se apreciaron tanto en el incremento de los procesos de deriva y transporte de substrato, como en el impacto mecánico directo producido por abrasión y destrucción de los hábitats de los individuos. Al igual que en nuestro experimento, todas sus muestras sufrieron reducciones poblacionales intensas y algunos órdenes también resultaron ser más sensibles que otros. Observaron unos niveles de sensibilidad al pisoteo muy elevados en los órdenes *Heteroptera*, *Coleoptera*, *Trichoptera* y *Plecoptera*. Hardiman y Burguin (2011) observaron mayores reducciones del número de individuos en los órdenes *Trichoptera* y *Ephemeroptera*, mientras que Mundahl y Hunt (2011) incorpora en este grupo también a los plecópteros. Comparando estos y otros resultados (ej: Brooks y Boulton, 1991), resulta lógico pensar que existe una gran variabilidad de respuestas a una perturbación mecánica entre taxones y que entran en juego numerosos factores intrínsecos para cada taxón.

La salinidad y la temperatura son las principales variables que condicionan la distribución de familias, a la vez que determinan un gradiente ambiental, muy relacionado con la altitud y el caudal de los cauces (Vivas *et al.*, 2002). Sin embargo, cuando se observa una diferencia en el tipo de respuesta de cada familia para un conjunto de variables abióticas constantes, se pone de manifiesto una intervención importante de otro tipo de variables, más relacionadas con la etología de cada taxón, como pueden ser el ciclo de vida, el medio de locomoción, las preferencias de sustrato o el tipo de alimentación.

Se ha observado relación entre las dos agrupaciones de familias que muestran sensibilidad al pisoteo y sus medios de locomoción, en su mayoría muy limitados. La mayoría son endobénticos (ej: *Leuctridae*, *Caenidae*, *Heptagenidae*, *Empididae*, *Athericidae*, *Gomphidae*), de desplazamiento muy lento (ej: *Limoniidae*, *Perlodidae*,

Simuliidae) o permanecen fijados al sustrato durante gran parte de su ciclo vital (ej: tricópteros de las familias *Rhyacophylidae*, *Hydropsychidae*, *Hidrottilidae*), si bien algunos presentan más de una de estas características, lo que les impide reaccionar ante la perturbación. A efectos globales, la mayoría de estudios coinciden en que el orden *Trichoptera* es tremendamente sensible a una perturbación mecánica como es el pisoteo o el volteo de rocas (ej: Benayas *et al.*, 1996; Hardiman y Burguin, 2011; Brooks y Boulton, 1991) y lo achacan a este tipo de limitaciones comentadas anteriormente. Las dos familias que presentan una buena capacidad de desplazamiento (*Astacidae* y *Rhyacophylidae*) son dos de las que han presentado una mayor recuperación de sus niveles iniciales de abundancia. Entre estos dos cabe destacar a la familia *Astacidae*, únicamente representada en este cauce por el cangrejo de río autóctono, *Austropotamobius pallipes*, como una excelente recolonizadora de sustratos perturbados mecánicamente, ya que se observaron abundancias de individuos superiores en las parcelas alteradas respecto a las parcelas control al día siguiente de la perturbación. Esto bien pudo ser debido a su facilidad por encontrar refugio frente a la perturbación, evitando de este modo ser arrastrado, o a una tendencia a la colonización de sustratos perturbados y libres de competidores. A efectos globales de la comunidad, se observó un incremento de los organismos más lentos, en las parcelas afectadas por la perturbación controlada, conforme se recuperaba la comunidad.

En cuanto a las preferencias de sustrato de cada familia no se observa una relación clara para cada una de las dos agrupaciones, si bien los taxones sensibles y resilientes presentan en algunos casos un comportamiento generalista en relación a esta variable y no muestran predilección por un tipo de sustrato concreto (ej: *Chironomidae*, *Simuliidae*, *Leuctridae*, *Elmidae*). No obstante también ocurre lo mismo con algunos taxones sensibles y no resilientes (ej: *Limoniidae*, *Caenidae*). Lake (1989), sin embargo, observó que los taxones con menor especificidad de sustrato muestran una recuperación más rápida tras una perturbación natural (avenida) intensa. Este hecho sí que se ha observado a nivel global de la comunidad en el seguimiento de la actividad del barranquismo, ya que antes de la temporada existía una mayor variabilidad de preferencias de sustrato por parte de los individuos presentes, mientras que durante la temporada de barranquismo, las familias con una alta especificidad desaparecen por completo y sólo se encuentran aquellas más generalistas (capaces de habitar tres o más sustratos distintos)

Analizando el modo de alimentación de los individuos, se ha visto que las familias resilientes se caracterizan por presentar, en su mayor parte, una estrategia de alimentación muy variada (ej: *Chironomidae*, *Hydropsychidae*, *Elmidae*, *Astacidae*) a diferencia de las familias catalogadas como no resilientes, muchos de ellos depredadores estrictos (ej: *Gomphidae*, *Athericidae*, *Perlodidae*, *Limoniidae*) o con una única estrategia trófica (ej: ramoneadores como los efemerópteros *Caenidae*, detritívoros como los tricópteros *Hidrottilidae*). Brooks y Boulton (1991) coincide en que los taxones más sensibles son *Diptera* (fam. *Chironomidae*), *Plecoptera* y *Trichoptera* e incluyen en este grupo a la familia *Baetidae* del orden *Ephemeroptera*. No obstante, también considera a *Plecoptera* y *Ephemeroptera* como “colonizadores rápidos” debido a que en su estudio recuperaron el número inicial de individuos tras un día de recuperación. Durante el transcurso del seguimiento y el experimento no se han dado variaciones importantes de las estrategias tróficas de los individuos, si bien sí que se ha observado una desaparición completa de los individuos raspadores en las muestras “T1” y “Durante”, debido a la merma de su recurso, el perifiton.

5.4. Influencia de las variaciones de caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados

El ambiente estudiado cuenta con dos tipos principales de efectos perturbadores; una perturbación en ascenso o “ramp disturbance”, de carácter antrópico, derivada del trasiego de barranquistas y otra temporal o “pulse disturbance”, de carácter natural, debida a las fuertes avenidas de agua que sufre en ocasiones y que funcionan como remodeladores del sistema. El caudal medio obtenido para el río Formiga durante el periodo del estudio es bajo (en torno a $0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). En una de las estaciones se ha alcanzado un valor máximo de $0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, muy similar al obtenido por Olivera *et al.* (1997) en la confluencia del río Formiga con el barranco de Yara ($0,056 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Las variaciones de caudal observadas entre estaciones pueden deberse a que la estimación basada en la ecuación de Manning (1889) se desvía de la realidad para tramos de río de escasa anchura y es muy sensible a errores de medida de la profundidad del cauce (Clark *et al.*, 2010). Las velocidades del agua asociadas a estos caudales no sobrepasan los $0,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ y no son suficientes para provocar la erosión de partículas del sustrato. Además se ha de tener en cuenta la presencia de costras de carbonato cálcico, que proporcionan una adherencia extra al sustrato. Según Tachet (2000), tan sólo cuatro familias de todas aquellas identificadas en el río Formiga (*Valvatidae*, *Bithyniidae*, *Aeshnidae* y *Crhysomelidae*) se verían perjudicadas ante los

caudales medios observados, mientras que el resto pueden soportar velocidades iguales o superiores a $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. La avenida máxima estimada para este año ha sido de $2,26 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, con una velocidad de flujo asociada de unos $0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, insuficiente como para provocar una seria alteración de la estructura de la comunidad de invertebrados. No obstante, la presencia de bloques depositados de un diámetro superior a $0,5 \text{ m}$ evidencia que se han dado eventos de mayor intensidad. Setrini y Cuchí (2004) obtuvieron un caudal punta de $3,8 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en la confluencia con el Yara. Caudales de esta magnitud pueden provocar velocidades de flujo superiores a $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, suficientes como para erosionar partículas de hasta 5 mm o transportar cantos de hasta 10 cm , con la consiguiente alteración del hábitat de los macroinvertebrados. Por tanto, a pesar de que varios de los estudios realizados consideran a las perturbaciones naturales (ej: avenidas) como una de las más perjudiciales para la comunidad de macroinvertebrados (ej: Molles, 1985; Brooks y Boulton, 1991; Lake, 2000; Mundahl y Hunt, 2011), nuestro estudio muestra que una crecida habitual en este río no supone un grave perjuicio para la estabilidad de la comunidad, siempre y cuando las velocidades no sean muy superiores a $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. De hecho numerosos autores afirman que la comunidad de macroinvertebrados presenta una gran capacidad de recuperación ante episodios de crecidas e inundaciones, y señalan los escasos cambios estructurales en la comunidad a una escala temporal amplia (ej: Vivas *et al.*, 2002; Morais *et al.*, 2004). Esta adaptación de los individuos a un sistema en continuo cambio puede explicar la rápida recuperación de la comunidad observada en este estudio tras la perturbación debida al pisoteo.

6. CONCLUSIONES

- I. El pisoteo producido durante la temporada de barrancos tiene un efecto perjudicial sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el tramo final de uso deportivo del río Formiga. Ello se traduce en reducciones importantes de la abundancia total de individuos y de la calidad ecológica de ese tramo del río.
- II. En el río Formiga la comunidad de macroinvertebrados es capaz de recuperar su composición tras una perturbación continua de una semana en un periodo de 15 días. La estructura de la comunidad se recupera a partir de los 30 días.
- III. La calidad ecológica del río según el índice IBMWP ha mostrado una total recuperación al cabo de 32 días, por lo que se presenta como un índice adecuado para la medición de perturbaciones de tipo mecánico, como es el pisoteo del sustrato durante el barranquismo.
- IV. El seguimiento del descenso de barrancos en este estudio no ha permitido obtener una evidencia clara de la reducción del recubrimiento de perifiton en las rocas, si bien se pudo observar claramente *in situ* la presencia de sendas acuáticas muy marcadas sobre el sustrato.
- V. No todas las familias taxonómicas responden del mismo modo a la perturbación, de modo que ha sido posible agruparlas en tres categorías distintas: no sensibles; sensibles y no resilientes; sensibles y resilientes.
- VI. Las familias resilientes muestran una mayor capacidad de desplazamiento y una mayor variedad de estrategias de alimentación, lo que las coloca en una posición ventajosa frente al resto de competidores.
- VII. La propia adaptación de los individuos a un sistema en continuo cambio, debido a las perturbaciones naturales, permite una rápida recuperación de la comunidad ante una perturbación antrópica de tipo mecánico, como es la del barranquismo.

7. BIBLIOGRAFÍA

Alba-Tercedor, J., & Sánchez-Ortega, A. (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).

Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada i Caparrós, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, N., Robles, S., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S., & Zamora-Muñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 2002, vol. 21, núm. 3-4, p. 175-185.

Albero, J.C., Antor, R.J., Gómez, N., Risueño, F. (2011). *Seguimiento de anfibios en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara*. Sodemasa. Gobierno de Aragón. Informe inédito.

Aniés, C. P. (2011). La regulación de las actividades turísticas como elemento dinamizador de un espacio natural protegido: El Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. *Documentos de Trabajo (Centro de Estudios sobre la Despoblación y Desarrollo de Áreas Rurales)*, (5), 1.

Benayas, J., Blanco, R., Priebe C. (1996). *Análisis de los impactos ocasionados por el barranquismo en el Parque de la Sierra y Cañones de Guara. Propuesta de regulación*. Estudio realizado por el Fondo Ibérico para la Conservación de la Naturaleza (Departamento de Ecología de la U.A.M.) por encargo del Servicio de Espacios Naturales Protegidos, Caza y Pesca del Departamento de Agricultura y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón (inédito), 3. vol. 424 pp.

Bender, E. A., Case, T. J., & Gilpin, M. E. (1984). Perturbation experiments in community ecology: theory and practice. *Ecology*, 65(1), 1-13.

Brooks, S. S., & Boulton, A. J. (1991). Recolonization dynamics of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an Australian temporary stream. *Marine and Freshwater Research*, 42(3), 295-308.

Casu, D., Ceccherelli, G., Curini-Galletti, M., & Castelli, A. (2006). Short-term effects of experimental trampling on polychaetes of a rocky intertidal substratum (Asinara Island MPA, NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 70(S3), 179-186.

CHE (Confederación Hidrográfica del Ebro). Recuperado el 30 de Abril de 2013, de <http://iber.chebro.es/geoportal/index.htm>

Clark, E. A, Durand, M., Moller, D. K., Andreadis, K. M, Biancamaría, S., Alsdorf, D. Lettenmaier, D. P., Mognard, N. (2010). *Errors in Estimating River Discharge from Remote Sensing based on Manning's Equation*. Civil and Environmental Engineering, University of Washington, USA.

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*, 39-47.

Creus Novau, J. (1983). El clima del alto Aragón occidental. Serie Monografías 109, Instituto de estudios Pirenaicos, Jaca.

Cuchí J.A., Villaroel J.L. (2006-2008). El karst de las montañas del Calcón (Casbas de Huesca, Huesca). *Lucas Mallada: revista de ciencias*, 13, 253-264.

Cuchí, J. A. (2010). Los ríos en roca en el Parque Natural de la Sierra y cañones de Guara. *Patrimonio geológico: los ríos en roca de la Península Ibérica*, (4), 249.

Dale, D., & Weaver, T. (1974). Trampling effects on vegetation of the trail corridors of north Rocky Mountain forests. *Journal of Applied Ecology*, 767-772.

de Aragón, G. (2005). *Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón*. Boletín Oficial de Aragón, 114.

Deepananda, K. H. M., & Macusi, E. D. (2012). Human disturbance on tropical rockyshore assemblages and the role of marine protected areas in reducing its impact. *The Philippine Agricultural Scientist*, 95(1), 87-98.

Dole-Olivier, M. J., Marmonier, P., & Befy, J. L. (1997). Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium?. *Freshwater Biology*, 37(2), 257-276.

Englund, G. (1991). Effects of disturbance on stream moss and invertebrate community structure. *Journal of the North American Benthological Society*, 143-153.

Gómez, D., Ferrández, J.V., Fernández, O. 2012. *Plan de Seguimiento de la Flora del P.N. de la Sierra y los Cañones de Guara*. Gobierno de Aragón. Informe inédito.

Gore, J. A. (1982). Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiologia*, 94(2), 183-193.

Guerold, F. (2000). Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water Research*, 34(2), 487-492.

Hardiman, N. J. (2003). Visitor impact management in canyons of the Blue Mountains. *New South Wales*.

Hardiman, N., & Burgin, S. (2011). 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., & Burgin, S. (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.

Herrero, J., Prada, C., Salvado, A. y García-Serrano, A. 2005. *Diseño y puesta en funcionamiento del programa de seguimiento ecológico del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara*. Informe interno del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. Zaragoza.

Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U., Ward J.V. 2002. Colonization dynamics of macroinvertebrates in alpine streams and lake outlets. *Journal of the North American Benthological Society*, submitted.

Jeffrey, S. T., & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz*, 167(19), 1-194.

Lacosta Aragüés, A. J., Callizo Soneiro, J. L. A., & Antonio, 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). *Turismo y transformaciones urbanas en el s. XXI, Actas del V Coloquio de Geografía Urbana y VII Coloquio de Geografía del Turismo, Almería, 26 al 28 de octubre de 2000*, 235-247.

Lake P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (4), 573-592.

Lancaster, J., & Hildrew, A. G. (1993). Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 385-393.

Mas, J. M., Correcher, E., Piñon, A., Muro, M. M., & Pujante, A. M. (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., & Froehlich, C. G. (2004). Colonization by macroinvertebrates of experimentally disturbed stones in three tropical streams differing in size. *International Review of Hydrobiology*, 89(3), 317-325.

Minchinton, T. E., & Fels, K. J. (2013). Sediment disturbance associated with trampling by humans alters species assemblages on a rocky intertidal seashore. *International Review of Hydrobiology*, 89(3), 317-325.

Molles Jr, M. C. (1985). Recovery of a Stream Invertebrate Community from Flash a Flash Flood in Tesuque Creek, New Mexico. *The southwestern naturalist*, 279-287.

Montserrat, J. M., 1987. *Flora y vegetación de la Sierra de Guara (Prepirineo aragonés)*. Diputación General de Aragón. Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes. Zaragoza.

Morais, M., Pinto, P., Guilherme, P., Rosado, J., & Antunes, I. (2004). Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. In *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 229-249). Springer Netherlands.

Mundahl, N. D., & Hunt, A. M. (2011). Recovery of stream invertebrates after catastrophic flooding in southeastern Minnesota, USA. *Journal of Freshwater Ecology*, 26(4), 445-457.

Olivera, J. B., Oterino, J. A. C., & Alonso, J. A. M. (1997). Hidroquímica de las aguas naturales de los sectores occidental y central de la sierra de Guara (Huesca). *Lucas Mallada: revista de ciencias*, (9), 35-64.

Oscoz, J. (2011). Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro.

Oscoz, J., Galicia, D., & Miranda, R. (Eds.). (2011). *Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain*. Springer.

Oscoz, J., Gomà, J., Ector, L., Cambra Sánchez, J., Pardos, M., & Durán, C. (2007). Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. *Limnetica*, 26(1), 143-158.

Puig, M. (1999). *Els macroinvertebrats dels rius catalans. Guia il·lustrada*. Junta de Sanejament, Generalitat de Catalunya.

Reice, S. R. (1985). Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*, 67(1), 90-97.

Robinson, C. T., & Minshall, G. W. (1986). Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *Journal of the North American Benthological Society*, 237-248.

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., & Cuchí, J. A. (1999). Primera aproximación al cálculo de avenidas en los cañones fluviokársticos de la sierra de Guara (Huesca, España). *Lucas Mallada: revista de ciencias*, (11), 93-104.

SITAR (Sistema de Información Territorial de Aragón). Recuperado el 20 de marzo de 2013, de <http://sitar.aragon.es/descargas.htm>

Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American geophysical Union*, 38(6), 913-920.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie* (pp. 1-588). Paris: CNRS éditions.

Valladolid, M., Martínez-Bastida, J. J., Araúzo, M., & Gutiérrez, C. (2006). Abundancia y biodiversidad de los macroinvertebrados del río Oja (La Rioja, España). *Limnetica*, 25(3), 745-752.

Vivas, S., Casas, J., Pardo, I., Robles, S., Bonada, N., Mellado, A., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Vidal-Abarca, M. R., Zamora-Muñoz, C., & Moyá, G. (2002). Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21(3-4), 149-173.

Yount, J. D., & Niemi, G. J. (1990). Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance—a narrative review of case studies. *Environmental Management*, 14(5), 547-569.

8. ANEXOS

<i>Muestra</i>	<i>Fecha</i>	<i>pH</i>	<i>T^a</i> (°C)	<i>CE (μS/cm)</i>	<i>O₂ disuelto</i> (mg/l)	<i>% O₂</i> <i>disuelto</i>
Estación A	4/5/2013	8,43	10,6	566	10,22	97,4
Estación C	4/5/2013	8,40	12,4	547	9,88	98,4
Estación B	7/6/2013	8,69	16,6	608	9,59	105,0
Estación B	14/6/2013	8,49	18,0	598	9,20	103,3
Estación B	28/6/2013	8,63	17,1	528	9,25	103,4
Estación B	15/7/2013	8,74	22,7	567	8,21	101,2
Estación A	20/8/2013	8,55	17,6	589	9,02	100,3
Estación C	20/8/2013	8,58	19,1	585	8,83	103,2

Tabla 9: Propiedades físico-químicas del agua medidas en cada una de las estaciones.

	Ancho[m]	Prof.[m]	Sec.[m ²]	Per.[m]	m[m/m]	Manning	Vel[m/s]	Q[m ³ /s]
Valor actual								
<i>Estación A</i>								
Tramo 1	1,6	0,34	0,19	2,11	0,0007	0,04	0,13	0,02
Tramo 2	3,7	0,32	0,72	3,85	0,0007	0,04	0,07	0,05
Tramo 3	5,1	0,5	1,91	5,82	0,0007	0,07	0,03	0,05
<i>Estación B</i>								
Tramo 1	2,8	0,15	0,21	1,82	0,001	0,05	0,06	0,03
Tramo 2	2,1	0,18	0,21	2,22	0,001	0,05	0,04	0,01
Tramo 3	2,7	0,28	0,26	2,76	0,001	0,05	0,04	0,01
<i>Estación C</i>								
Tramo 1	3	0,17	0,29	3,49	0,005	0,065	0,07	0,02
Tramo 2	1,8	0,16	0,22	1,99	0,005	0,065	0,07	0,01
Tramo 3	2,9	0,16	0,23	3,15	0,005	0,065	0,05	0,01
Valor crecida								
<i>Estación A</i>								
Tramo 2	4,6	1,72	6,93	7,18	0,0007	0,025	0,33	2,26

Tabla 10: Morfología y caudal del cauce. Valores actuales de las tres estaciones y valor máximo estimado de las avenidas de agua en el presente año 2013.

Phyllum	Subphyllum	Clase	Subclase	Orden	Familia
Molusca		Bivalvia		Veneroida	Sphaeriidae
				Gastropoda	Heterostropha
				Neotaenioglossa	Hydrobiidae
					Bithyniidae
Annelida		Clitellata	Oligochaeta	Haplotaxida	Lumbricidae
				Rhynchobdellida	Glossiphoniidae
Artrópoda	Crustacea	Malacostraca		Amphipoda	Gammaridae
				Decapoda	Astacidae
	Hexapoda	Insecta		Ephemeroptera	Caenidae
					Heptageniidae
		Baetidae			
			Plecoptera		Nemouridae
					Leuctridae
					Perlodidae
			Odonata		Coenagrionidae
					Gomphidae
			Heteroptera		Gerridae
					Corixidae
			Coleoptera		Dytiscidae
					Scirtidae
					Elmidae
					Chrysomelidae
					Hydrophilidae
					Hydraenidae
					Dryopidae
					Trichoptera
					Glossosomatidae
					Rhyacophilidae
					Hydroptilidae
					Hydropsychidae
					Psychomyiidae
			Diptera		Chironomidae
					Psychodidae
					Empididae
					Dixidae
					Simuliidae
					Ceratopogonidae
					Tabanidae
					Athericidae
					Stratiomyidae
					Limoniidae
			Tipulidae		

Tabla 11: Inventario de taxones recolectados en el río Formiga (Marzo-Agosto 2013).

Order	Abundance	%	Family	Abundance	%
<i>Plecoptera</i>	5092	45,13	<i>Leuctridae</i>	5077	45,00
<i>Diptera</i>	4099	36,33	<i>Chironomidae</i>	2795	24,77
<i>Ephemeroptera</i>	1069	9,48	<i>Baetidae</i>	963	8,54
<i>Coleoptera</i>	363	3,22	<i>Ceratopogonidae</i>	574	5,09
<i>Tricoptera</i>	308	2,73	<i>Athericidae</i>	306	2,71
<i>Odonata</i>	186	1,65	<i>Elmidae</i>	277	2,46
<i>Neotaenioglossa</i>	88	0,78	<i>Simuliidae</i>	174	1,54
<i>Haplotoxida</i>	41	0,36	<i>Empididae</i>	166	1,47
<i>Heteroptera</i>	18	0,16	<i>Gomphidae</i>	145	1,29
<i>Decapoda</i>	10	0,09	<i>Hydroptilidae</i>	93	0,82
<i>Heterostropha</i>	4	0,04	<i>Rhyacophilidae</i>	87	0,77
<i>Veneroida</i>	2	0,02	<i>Psychomyiidae</i>	73	0,65
<i>Rhynchobdellida</i>	1	0,01	<i>Heptageniidae</i>	56	0,50
<i>Amphipoda</i>	1	0,01	<i>Hydropsychidae</i>	55	0,49
TOTAL	11282	100	<i>Dryopidae</i>	52	0,46
			<i>Caenidae</i>	50	0,44
			<i>Bithyniidae</i>	45	0,40
			<i>Hydrobiidae</i>	43	0,38
			<i>Lumbricidae</i>	41	0,36
			<i>Aeshnidae</i>	41	0,36
			<i>Limoniidae</i>	35	0,31
			<i>Tipulidae</i>	24	0,21
			<i>Stratiomyidae</i>	18	0,16
			<i>Hydraenidae</i>	16	0,14
			<i>Perlodidae</i>	15	0,13
			<i>Gerridae</i>	13	0,12
			<i>Astacidae</i>	10	0,09
			<i>Chrysomelidae</i>	7	0,06
			<i>Corixidae</i>	5	0,04
			<i>Tabanidae</i>	5	0,04
			<i>Hydrophilidae</i>	4	0,04
			<i>Valvatidae</i>	4	0,04
			<i>Scirtidae</i>	4	0,04
			<i>Dytiscidae</i>	3	0,03
			<i>Sphaeriidae</i>	2	0,02
			<i>Psychodidae</i>	2	0,02
			<i>Glossiphoniidae</i>	1	0,01
			<i>Gammaridae</i>	1	0,01
			TOTAL	11282	100

Tabla 12: Número total y porcentaje de macroinvertebrados recolectados en el río Formiga (Marzo-Agosto 2013).

Tabla 13: Análisis de varianza (ANOVA) de dos factores (“Temporada” y “Tratamiento”) y su interacción, para las muestras del procedimiento 1 (seguimiento antes y durante la temporada). Órdenes taxonómicos que presentaron diferencias significativas.

<i>Heteroptera</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Temporada	20.833	1	22.727	0.17010
Tratamiento	20.833	1	22.727	0.17010
Temporada: Tratamiento	67.500	1	73.636	0.02651*

<i>Trichoptera</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Temporada	114.083	1	115.042	0.009475 *
Tratamiento	102.083	1	102.941	0.012453 *
Temporada: Tratamiento	36.750	1	37.059	0.090406

<i>Plecoptera</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Temporada	22360	1	119.975	0.008521 *
Tratamiento	867	1	0.4652	0.514466
Temporada: Tratamiento	15408	1	82.674	0.020660 *

Tabla 14: ANOVA de dos factores (“Temporada” y “Tratamiento”) y su interacción. Seguimiento antes y durante la temporada. Familias taxonómicas que presentaron diferencias significativas.

<i>Caenidae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	83.333	1	22.727	0.17010
Tratamiento	270.000	1	73.636	0.02651 *
Temporada:Tratamiento	270.000	1	73.636	0.02651 *

<i>Empididae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	133.333	1	108.108	0.01106 *
Tratamiento	5.333	1	0.4324	0.52926
Temporada:Tratamiento	5.333	1	0.4324	0.52926

<i>Heptageniidae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	21.333	1	49.231	0.057289
Tratamiento	85.333	1	196.923	0.002175 *
Temporada:Tratamiento	5.333	1	12.308	0.299490

<i>Hydropsychidae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	40.833	1	11.395	0.31690
Tratamiento	300.833	1	83.953	0.01997 *
Temporada:Tratamiento	140.833	1	39.302	0.08273

<i>Leuctridae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	21590.1	1	117.004	0.00908 *
Tratamiento	816.8	1	0.4426	0.52457
Temporada:Tratamiento	15624.1	1	84.672	0.01959 *

<i>Limoniidae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	60.750	1	19.703	0.002171 *
Tratamiento	44.083	1	14.297	0.005379 *
Temporada:Tratamiento	36.750	1	11.919	0.008664 *

<i>Perlodidae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	6.75	1	5.4	0.04863 *
Tratamiento	0.75	1	0.6	0.46086
Temporada:Tratamiento	0.75	1	0.6	0.46086

<i>Rhyacophilidae</i>	SS	Df	F	P
Temporada	120.000	1	68.571	0.03072 *
Tratamiento	53.333	1	30.476	0.11900
Temporada:Tratamiento	13.333	1	0.7619	0.40817

Tabla 15: ANOVA de dos factores (“Periodo” y “Tratamiento”) y su interacción, para las muestras del procedimiento 2 (capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo). Órdenes taxonómicos que presentaron diferencias significativas.

<i>Coleptera</i>	SS	Df	F	P
Periodo	152.333	2	75.746	0.0074567 *
Tratamiento	206.722	1	205.580	0.0006848 *
Periodo:Tratamiento	16.778	2	0.8343	0.4578896

<i>Decapoda</i>	SS	Df	F	P
Periodo	31.111	2	21.538	0.15876
Tratamiento	55.556	1	76.923	0.01685 *
Periodo:Tratamiento	31.111	2	21.538	0.15876

<i>Diptera</i>	SS	Df	F	P
Periodo	142972	2	148.375	0.0005699 *
Tratamiento	12853	1	26.678	0.1283409
Periodo:Tratamiento	6895	2	0.7156	0.5086259

<i>Ephemeroptera</i>	SS	Df	F	P
Periodo	636.11	2	60.454	0.01527 *
Tratamiento	924.50	1	175.723	0.00125 *
Periodo:Tratamiento	121.00	2	11.499	0.34921

<i>Odonata</i>	SS	Df	F	P
Periodo	232.11	2	27.853	3.100e-05 *
Tratamiento	346.72	1	83.213	9.574e-07 *
Periodo:Tratamiento	88.11	2	10.573	0.002251 *

<i>Plecoptera</i>	SS	Df	F	P
Periodo	207321	2	361.909	8.272e-06 *
Tratamiento	6806	1	23.760	0.14916
Periodo:Tratamiento	26342	2	45.983	0.03292 *

<i>Trichoptera</i>	SS	Df	F	P
Periodo	308.78	2	78.725	0.006546 *
Tratamiento	296.06	1	150.963	0.002167 *
Periodo:Tratamiento	136.78	2	34.873	0.063983

Tabla 16: Análisis de varianza (ANOVA) de dos factores (“Periodo” y “Tratamiento”) y su interacción. Capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo. Familias taxonómicas que presentaron diferencias significativas.

<i>Aeshnidae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	48.778	2	60.137	0.01552 *
Tratamiento	16.056	1	39.589	0.06991
Periodo:Tratamiento	14.111	2	17.397	0.21705

<i>Astacidae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	31.111	2	21.538	0.15876
Tratamiento	55.556	1	76.923	0.01685 *
Periodo:Tratamiento	31.111	2	21.538	0.15876

<i>Athericidae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	208.00	2	27.209	0.10605
Tratamiento	355.56	1	93.023	0.01009 *
Periodo:Tratamiento	1.78	2	0.0233	0.97706

<i>Chironomidae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	114510	2	180.770	0.0002395 *
Tratamiento	2990	1	0.9441	0.3504047
Periodo:Tratamiento	1848	2	0.2918	0.7520672

<i>Dryopidae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	63.444	2	107.736	0.002095 *
Tratamiento	9.389	1	31.887	0.099424
Periodo:Tratamiento	23.444	2	39.811	0.047188 *

<i>Elmidae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	177.333	2	7.98	0.006250 *
Tratamiento	117.556	1	10.58	0.006922 *
Periodo:Tratamiento	5.778	2	0.26	0.775285

<i>Empididae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	59.111	2	20.781	0.1678974
Tratamiento	272.222	1	191.406	0.0009042 *
Periodo:Tratamiento	13.778	2	0.4844	0.6276229

<i>Gomphidae</i>	SS	Df	F	P
Periodo	77.778	2	13.461	0.0008587 *
Tratamiento	213.556	1	73.923	1.784e-06 *
Periodo:Tratamiento	59.111	2	10.231	0.0025520 *

<i>Hydropsychidae</i>	<i>SS</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Periodo	52.000	2	14.625	0.0006061 *
Tratamiento	0.222	1	0.125	0.7298073
Periodo:Tratamiento	0.444	2	0.125	0.8836310

<i>Hydroptilidae</i>	<i>SS</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Periodo	16.444	2	17.619	0.213352
Tratamiento	50.000	1	107.143	0.006663 *
Periodo:Tratamiento	28.000	2	3.0000	0.087791

<i>Leuctridae</i>	<i>SS</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Periodo	208101	2	374.006	6.981e-06 *
Tratamiento	6884	1	24.743	0.1417
Periodo:Tratamiento	25772	2	2 4.6319	0.0323*

<i>Rhyacophilidae</i>	<i>SS</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Periodo	18.111	2	25.077	0.12304
Tratamiento	24.500	1	67.846	0.02302 *
Periodo:Tratamiento	39.000	2	54.000	0.02126 *

<i>Simuliidae</i>	<i>SS</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Periodo	4.333	2	0.1660	0.848993
Tratamiento	53.389	1	40.894	0.066027
Periodo:Tratamiento	238.111	2	91.191	0.003906 *

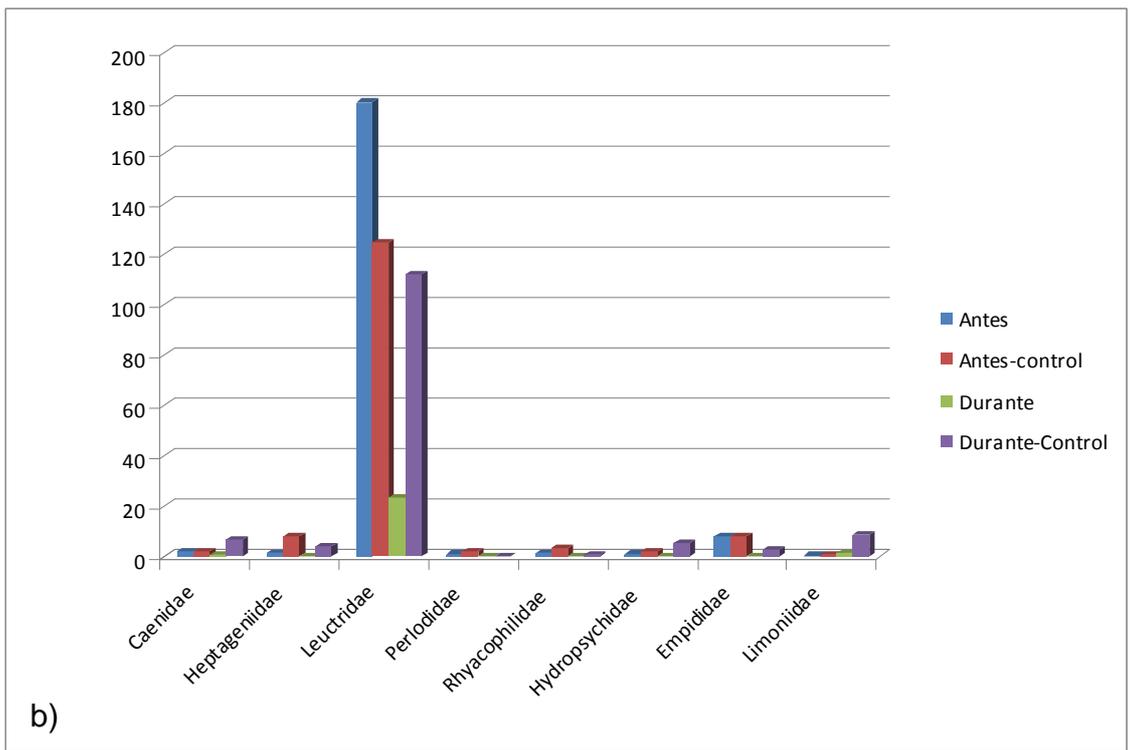
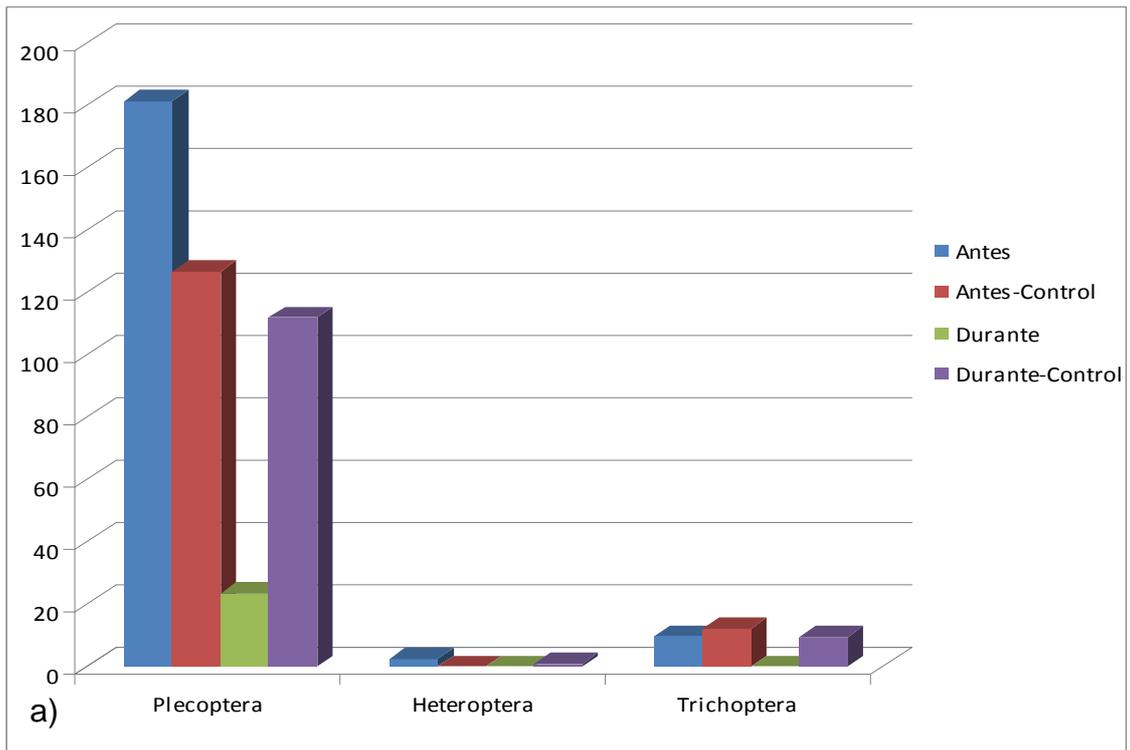


Figura 19: a) Representación gráfica de la estructura temporal de los órdenes taxonómicos que presentaron diferencias significativas (ver Tabla 13) en el procedimiento 1 (Seguimiento de la comunidad antes y durante la temporada de barranquismo). **b)** estructura temporal de las familias taxonómicas que presentaron diferencias significativas (ver Tabla 14) en el procedimiento 1 (Seguimiento de la comunidad antes y durante la temporada de barranquismo).

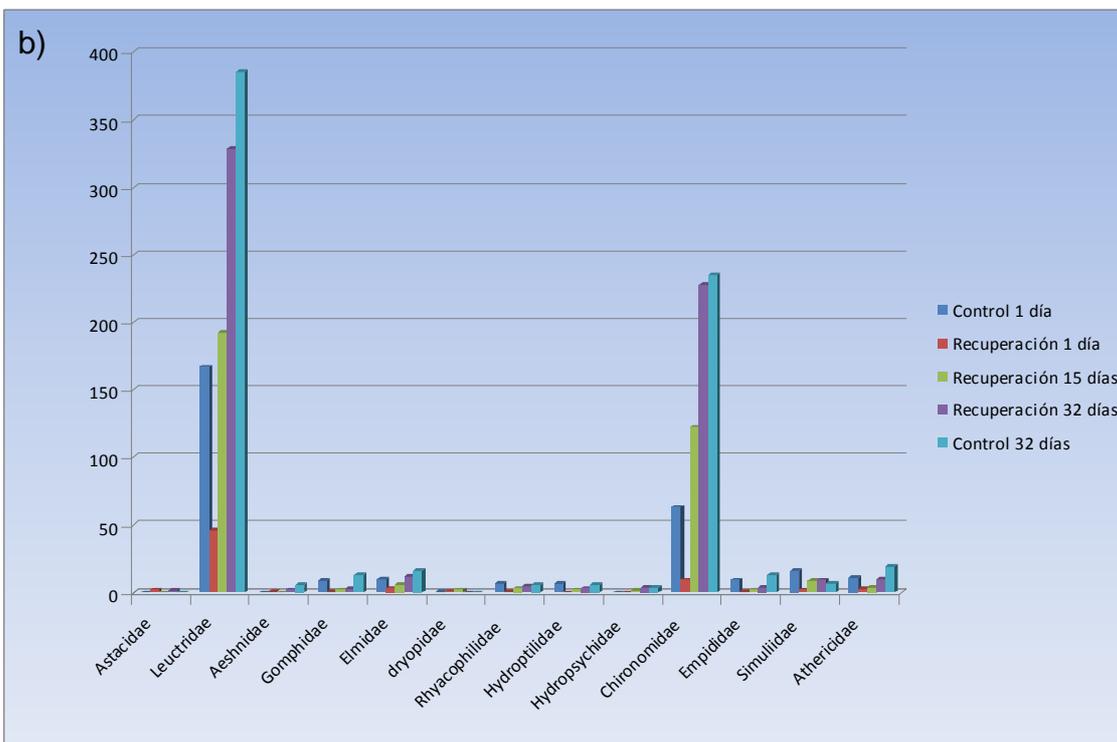
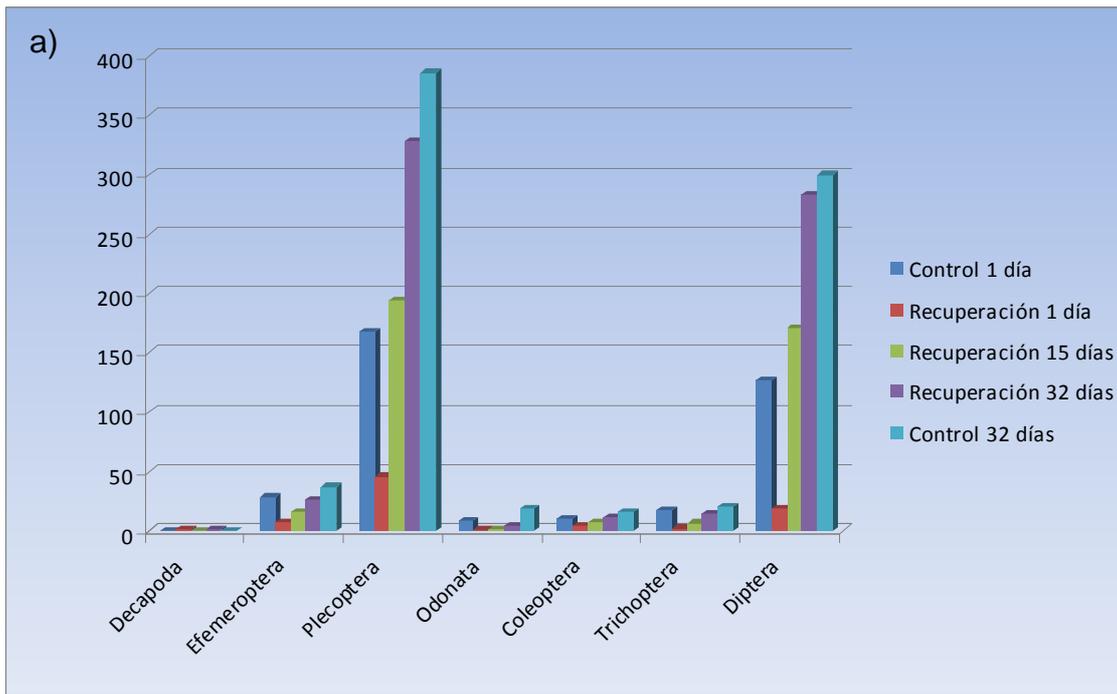


Figura 20: a) Representación gráfica de la estructura temporal de los órdenes taxonómicos que presentaron diferencias significativas (ver Tabla 13) en el procedimiento 2 (Capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo). **b)** estructura temporal de las familias taxonómicas que presentaron diferencias significativas (ver Tabla 14) en el procedimiento 2 (Capacidad de recuperación de la comunidad tras el pisoteo).

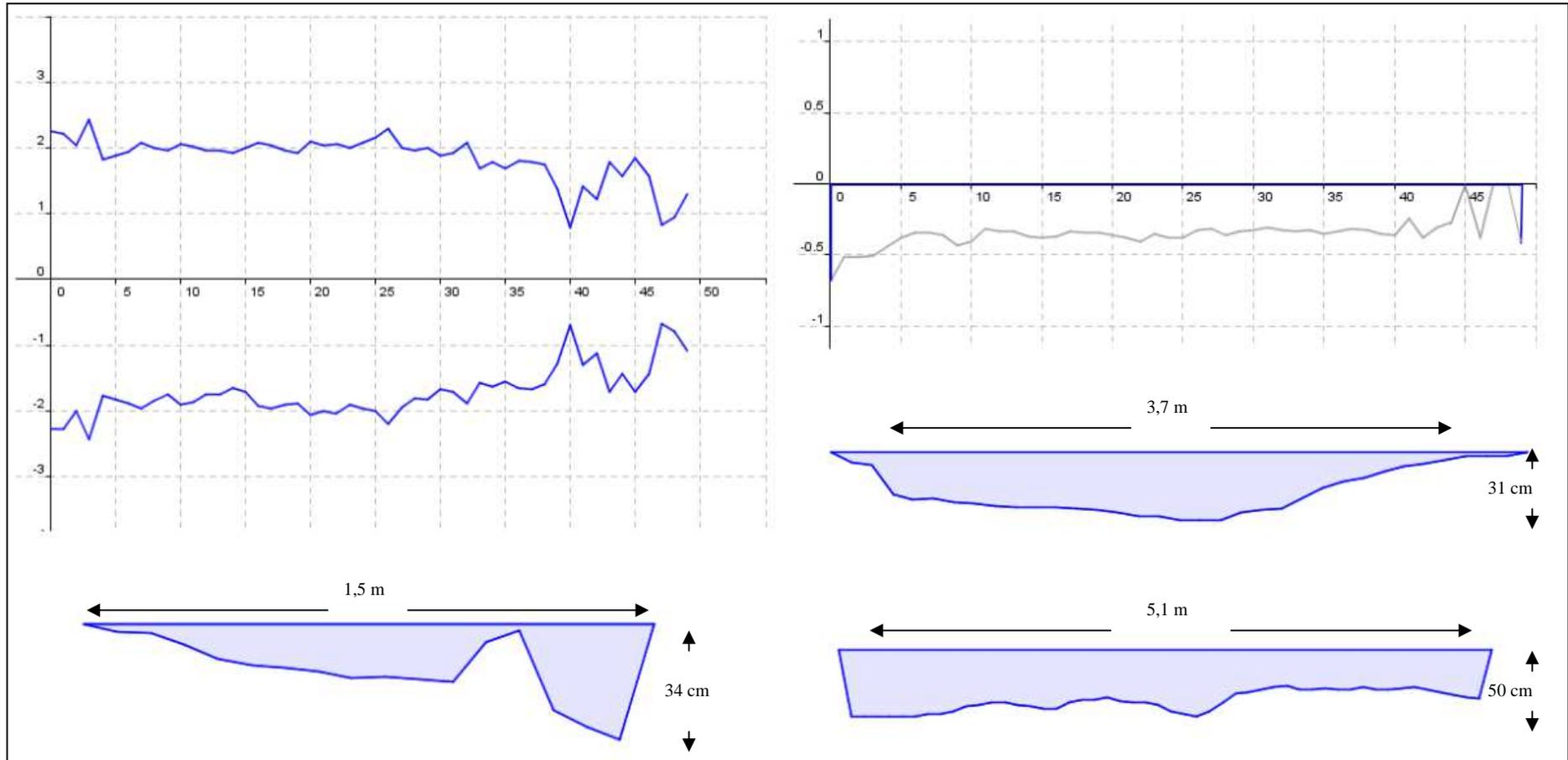


Figura 21: Arriba izquierda: Longitud y anchura de la estación A; Arriba derecha: perfil longitudinal del fondo; Abajo: secciones, longitudes y profundidades de las partes alta, media y baja del tramo.

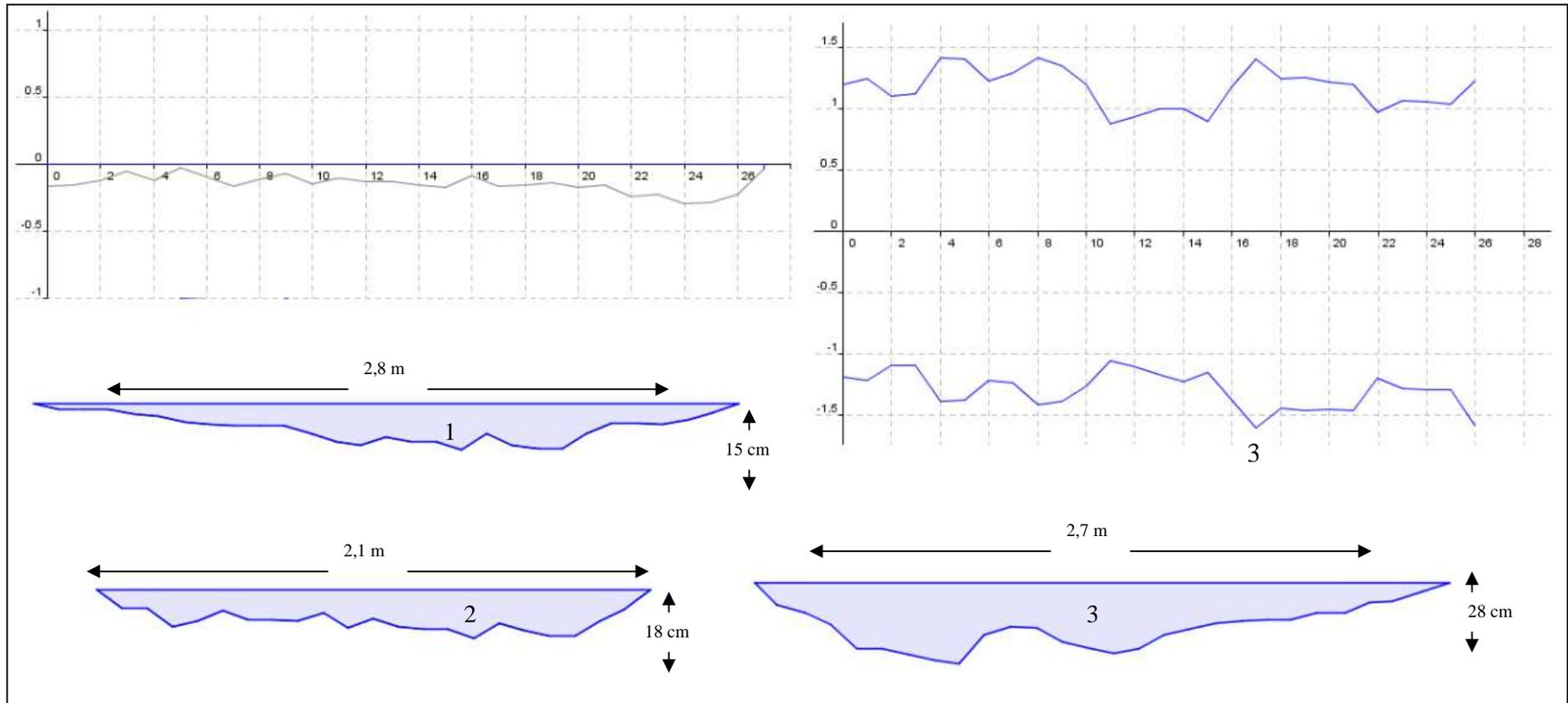


Figura 22: Arriba izquierda: perfil longitudinal del fondo de la estación B; Arriba derecha: Longitud y anchura; Abajo: secciones, longitudes y profundidades de las partes alta, media y baja del tramo.

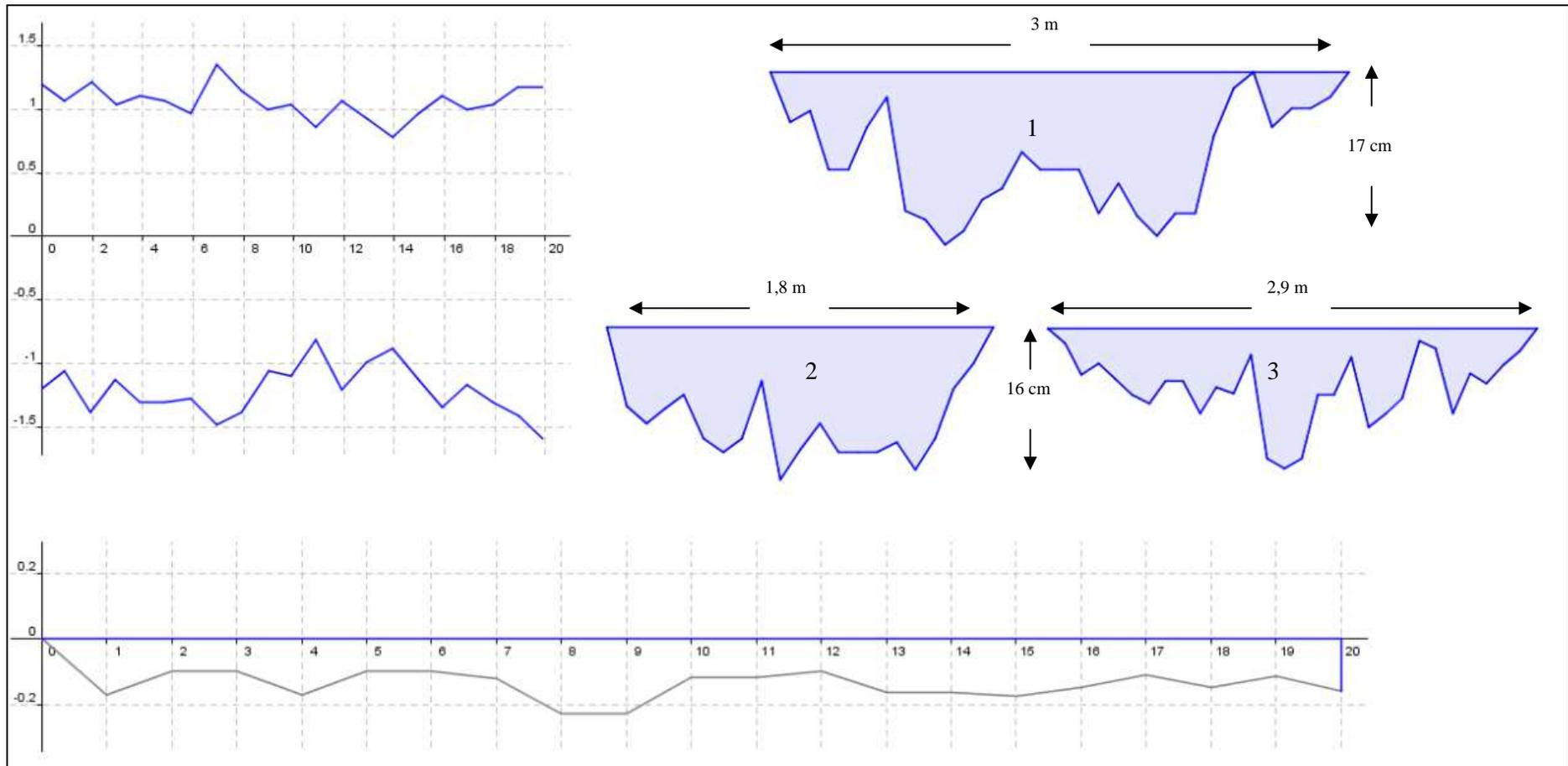


Figura 23: Arriba izquierda: Longitud y anchura de la estación C; Arriba derecha: secciones, longitudes y profundidades de las partes alta, media y baja del tramo; Abajo: perfil longitudinal del fondo.

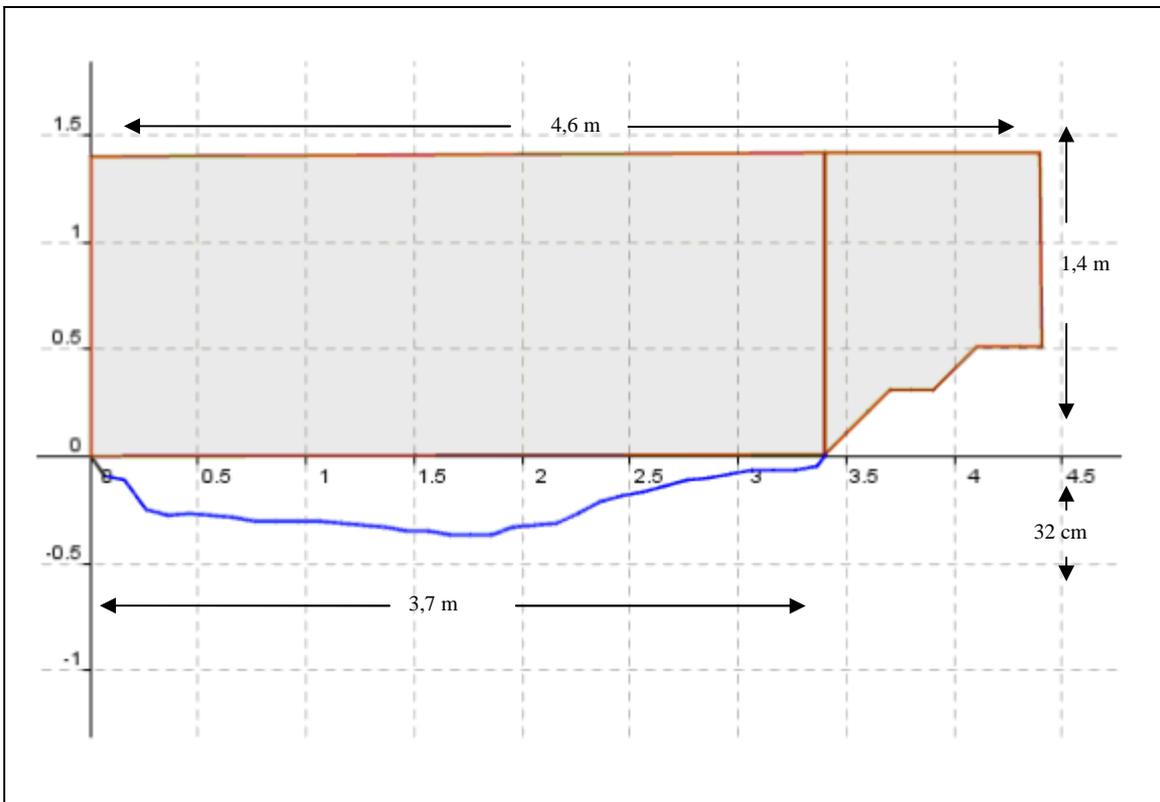


Figura 24: Sección transversal estimada en la estación A para la máxima crecida en 2013. En azul: Sección base del río. En rojo: aumento de la sección durante la crecida.