



**Universidad**  
Zaragoza

## Trabajo Fin de Grado

# Efectos del barranquismo sobre las comunidades acuáticas y su capacidad de recuperación en el río Formiga en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, Huesca. Temporada 2016

---

Autor

Luis Sasot Escorihuela

Directora

Rocío López-Flores

Escuela Politécnica

Superior de Huesca

2018

# ÍNDICE

---

1. INTRODUCCIÓN .....	6
2. OBJETIVOS .....	12
3. ÁREA DE ESTUDIO .....	12
3.1. Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara .....	12
3.2. Río Formiga .....	13
3.3. Zonas de estudio.....	14
3.3.1. Estación impactada del seguimiento .....	14
3.3.2. Estación control del seguimiento .....	15
3.3.3. Estación experimental .....	16
4. METODOLOGÍA .....	17
4.1. Diseño del seguimiento .....	17
4.2. Diseño del experimento.....	18
4.3. Protocolo de muestreo para macro invertebrados .....	20
4.4. Tratamiento de muestras en laboratorio.....	21
4.5. Toma de muestras de perifiton.....	22
4.6. Análisis de muestra de perifiton .....	23
4.7. Índices biológicos .....	25
4.8. Cálculo de índices biológicos .....	26
4.8.1. Índices relacionados con la calidad del agua: IBMWP, IASPT y EPT.. .....	26
4.8.2. Índices relacionados con la diversidad taxonómica.....	27
4.9. Análisis estadístico.....	29
5. RESULTADOS.....	31
5.1. Descripción de la composición de la comunidad de macroinvertebrados del río Formiga durante la temporada 2016.....	31

5.2. Seguimiento de la biomasa de perifiton y la composición de la comunidad de macroinvertebrados durante la temporada de barrancos 2016. .....	33
5.2.1. Variación de la biomasa de perifiton durante la temporada de barrancos 2016. ....	33
5.2.2. Variación de los índices de diversidad y calidad ecológica de la comunidad de macroinvertebrados durante la temporada de barrancos 2016. ....	37
5.2.3. Similitud de la estructura de la comunidad antes y después de la temporada de barrancos. ....	42
5.2.4. Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados tras la temporada de barrancos. ....	43
5.3. Experimento para estudiar la capacidad de recuperación de la biomasa de perifiton y de la comunidad de macroinvertebrados hasta 60 días después de cesar el impacto establecido.....	48
5.3.1. Capacidad de recuperación de la biomasa de perifiton hasta 60 días tras el cese de la actividad impactante (pisoteo).....	48
5.3.2. Capacidad de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados hasta 60 días tras el cese de la actividad impactante (pisoteo).....	50
5.3.3. Similitud de la estructura de la comunidad tras el pisoteo controlado en la zona experimental. ....	54
5.3.4. Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados en las fases del experimento.....	55
6. DISCUSIÓN .....	59
6.1. Influencia del barranquismo en la concentración de clorofila a y su recuperación.....	59
6.2. Efectos del barranquismo (pisoteo) sobre las comunidades de macro invertebrados acuáticos y la recuperación de sus poblaciones en el tiempo.	60
7. CONCLUSIONES .....	67
8. BIBLIOGRAFÍA .....	68

9. ANEXOS..... 74

## RESUMEN

La práctica del barranquismo o cualquier otra actividad de ocio al aire libre en el medio natural es un importante activo para el desarrollo socio-económico de las zonas rurales tradicionalmente deprimidas como es el caso del entorno del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (PNSCG; Huesca). Pero un uso público excesivo de los barrancos del PNSCG puede llegar a poner en peligro los importantes valores ambientales que hicieron posible la creación de este espacio protegido. Así, los objetivos de este estudio fueron determinar el impacto producido por el continuo paso de barranquistas sobre el perifiton y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y establecer el tiempo de recuperación de ambas comunidades en el barranco del río Formiga. Se procedió a la determinación de diferentes índices de diversidad y calidad ecológica, además del análisis de la estructura de la comunidad y de la diversidad funcional (rasgos biológicos) antes y después de la temporada de máxima afluencia de los barranquistas. También se realizó un experimento con un pisoteo controlado de duración semanal para estudiar la resiliencia de la comunidad de macroinvertebrados y de perifiton. El seguimiento de la temporada 2016 mostró una importante reducción en la concentración de clorofila *a* del perifiton y sobre el número de familias e individuos de macroinvertebrados. Por otro lado, los resultados del experimento mostraron importantes efectos negativos en el perifiton inmediatamente después de cesar el impacto provocado (90%) con una recuperación paulatina y casi total a los 60 días (20% inferior al control). La comunidad de macroinvertebrados empezó la recuperación los primeros 15 días pero se produjo una interrupción inesperada entre los 15 y los 30 días, tras la cual la recuperación continuó sin llegar a completarse a los 60 días. La temporada de barrancos tuvo un efecto en ambas comunidades comparable al impacto máximo simulado mediante el experimento, por lo que los resultados sugieren que la recuperación de estas requiere un periodo similar

**PALABRAS CLAVE:** Estado ecológico, resiliencia, deportes de aventura, indicadores biológicos, espacios protegidos.

## ABSTRACT

The practice of canyoning or any other outdoor leisure activity in the natural environment is an important asset for the socio-economic development of traditionally depressed rural areas as is the case of the surroundings of the Natural Park of the Sierra and the Canyons of Guara (PNCSG; Huesca). However, an excessive public use of the canyons of the PNCSG may endanger the important environmental resources that allowed the creation of this protected area. Thus, the objective of this study was to determine the impact produced by the continuous trampling of people on periphyton and on the community of benthic macroinvertebrates and establishing recovery time of both communities in the Formiga river canyon. We proceeded to the determination of different indicators of diversity and ecological quality, in addition an analysis of the community structure and the functional diversity (biological traits) was performed, before and after the season of maximum affluence of the canyons. An experiment was also carried out with a controlled trampling of a week duration to study the resilience of the macroinvertebrates community and periphyton. The follow-up of the 2016 season showed an important impact on the concentration of chlorophyll of periphyton and on the number of families and individuals of macroinvertebrates presents after the end of the season. On the other side, the results of the experiment showed an important negative effects just after the impact ceased (90%) with a steady recovery until 60 days (20%).

The macroinvertebrate community started the recovery the first 15 días, but with an unexpected interruption between the days 15 and 30. After that, the recovery followed but been incomplete at day 60. The canyons season had an effect comparable to the maximum impact simulated by the experiment, so results suggested that the recovery of the community after the season is expected to be similar.

**KEYWORDS:** Ecological status, resilience, leisure activities, biological indicators, protected areas

# 1. INTRODUCCIÓN

Según la Federación Española de Montaña (FEDME) *el barranquismo es una práctica deportiva consistente en la progresión por cañones o barrancos, cauces de torrentes o ríos de montaña, a pie y/o nadando, y que ya cuenta con diferentes técnicas, materiales propios y bien diferenciados* (FEDME, 2007).

De la anterior definición se podría extraer que la práctica deportiva del barranquismo en el medio natural podría conllevar un impacto o perturbación sobre el ecosistema acuático aparentemente producido por la acción continuada del pisoteo sobre el lecho del río.

Dentro de la Red Natura 2000 se clasifica la actividad del barranquismo como una de aquellas actividades que dependen del paisaje y por lo tanto generan impactos que son necesarios estudiar caso por caso al realizarse en el medio natural sin infraestructuras creadas por el hombre (Pröbstl – Haider, 2003).

Desde la creación del Parque Natural de la Sierra y los cañones de Guara (a partir de ahora PNSCG) en el año 1990 se ha producido un constante aumento del número de visitantes a la zona atraídos por los valores naturales del entorno, pero sobre todo por la gran oferta que ofrece el parque en términos de deportes de aventura en el medio natural. Pero el turismo atraído hacia estas zonas provocó una doble influencia: el uso abusivo de determinados espacios se convirtió en factor de riesgo medioambiental, pero también en posible factor de desarrollo de la población local (Hanson *et al.*, 2010).

Los 80.379 km<sup>2</sup> que ocupan el PNSCG y su zona periférica de protección pueden considerarse como lo que hoy se conoce por un desierto demográfico (menos de 10 hab/km<sup>2</sup>). Entendiendo su ubicación en un espacio montañoso y sus difíciles condiciones físicas, se podría considerar como lógica dicha apelación, pero este territorio no siempre tuvo unos datos de población tan desoladores como con los que cuenta hoy en día (Hanson *et al.*, 2010) y que vienen dándose desde las décadas de los años 50 y 60 cuando se produjo un masivo éxodo rural en gran parte de la geografía española, siendo esta una de las zonas más afectadas en la provincia de Huesca con alrededor de una veintena de pueblos abandonados en la actualidad.

Según Ezeiza Karrera (2016) es importante resaltar que la media de edad de las localidades de la sierra es muy superior a la media de Aragón y España debido a la estacionalidad del turismo activo existente en la región y la dificultad de que los trabajadores quieran asentarse en la zona por la falta de servicios básicos. La zona responde básicamente a las necesidades que se crean con el turismo pero existe una necesidad de espacios culturales, educativos, sanitarios...

Según esta misma autora que estudia 12 localidades de la sierra (Rodellar, Las almunias, Yaso, Morrano, Bierge, Alberuela de Laliena, Radiquero, Adahuesca, Buera, Colungo, Asque y Alquezar), existen unas 2.500 plazas de alojamiento para un total de 1.017 habitantes, 90.000 barranquistas que visitan la zona anualmente y unos 200.000 visitantes en general. En los meses de verano la sierra acoge a un gran número de trabajadores del sector turístico y guías de actividades de ocio en el entorno natural pero que no permanecen en la zona el resto del año, creándose una situación estacional fuertemente marcada.

Se evidencia una situación con una marcadísima estacionalidad derivada de la actividad turística en el entorno natural que se revela imponente sobre todo en los meses de primavera y verano, coincidiendo con los meses y épocas vacacionales más suaves y cálidas del año.

El PNSCG se sitúa en la parte central y más elevada (Tozal de Guara) de las sierras exteriores pirenaicas donde predominan las rocas calizas que dan pie a la formación de bellos paisajes derivados de la interacción con el agua, predominando los paisajes kársticos. Esto hace de la zona un lugar único para la práctica del barranquismo, denominado por muchos expertos como una de las mejores zonas del continente europeo para la práctica del barranquismo. Así, el descenso de barrancos es una de las actividades que más se practica en el Parque (figura 1) siendo la primera dentro de aquellas que pueden generar un impacto directo sobre el medio natural, en este caso, sobre las comunidades acuáticas que es el objeto de estudio del presente trabajo.





Figura 1. Visitantes de campo en el PNSCG durante el año 2013 y actividades realizadas. Fuente: FEDME 2007.

Cerca de un 80 % de los visitantes que llegan al PNSCG con la intención de disfrutar de la práctica del barranquismo lo hacen desde el sur de Francia, donde este deporte en PNSCG alcanzó importante popularidad en la década de los años 70 antes de que la alcanzará dentro de la geografía española gracias al manual de Minivielles (Hanson *et al.*, 2010).

Teniendo esto en cuenta parece normal el auge que tuvo en la zona a partir de 1990 la práctica del descenso de cañones, trayendo consigo una aparente mejora en la condición de vida de los lugareños que vieron un nicho de mercado que poco a poco se ha ido desarrollando hasta nuestros días. Pero el turismo atraído hacia estas zonas provocó una doble influencia: el uso abusivo de determinados espacios se convirtió en factor de riesgo medioambiental, pero también en posible factor de desarrollo de la población local (Hanson *et al.*, 2010).

Es el factor de riesgo medioambiental el que aquí se pretende estudiar, pero siempre teniendo en cuenta la importancia socio-económica de este sector para el desarrollo económico de una zona históricamente deprimida.

Así pues, se pretende desarrollar un turismo sostenible que es aquel que satisface las necesidades de visitantes, empresas y poblaciones locales sin dañar el medio ambiente en el presente ni hipotecarlo para el futuro. De esta manera el turismo puede contribuir de modo positivo a lograr una economía saludable y diversificada, que aprovecha y desarrolla las potencialidades y los recursos locales. (Gómez-Limón *et al.*, 2010).

Hay que resaltar la estacionalidad de esta práctica deportiva que, aunque legalmente se puede practicar en cualquier época del año en los barrancos del PNSCG, es durante los meses de verano cuando se produce una afluencia masiva. Esto hace pensar en la existencia de una perturbación sobre el medio acuático del río Formiga que se produce de manera temporal (5 meses al año) y recurrente (todos los años) desde que el entorno del PNSCG se popularizara entre los aficionados a la práctica de este deporte de aventura.

La posibilidad de que la actividad turística genere impactos negativos en los espacios naturales protegidos como el caso del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, es mayor que en cualquier otro territorio, precisamente porque se desarrolla en lugares de alto valor ecológico, bien conservados y frágiles frente a las actividades humanas que aparecen progresivamente en los últimos 30- 40 años y ejercen una destacable presión sobre el medio natural que antes no había existido (Gómez-Limón *et al.*, 2010).

Como cualquier ecosistema, los ecosistemas acuáticos están sujetos a una serie de perturbaciones o impactos naturales de manera constante, pero las perturbaciones de origen exclusivamente antrópico suelen tener una mayor frecuencia e intensidad, además de aparecer como algo nuevo en el ecosistema y, por tanto, la capacidad de recuperación del mismo es, cuanto menos, inesperada.

La acción del pisoteo efectuada por los barranquistas es lo que en el presente trabajo se pretende estudiar. Con una presión ascendente los últimos 40 años

hasta fechas actuales en las que el cañón sufre una afluencia masiva entre los meses de Mayo y Septiembre, siendo más importante en Julio y Agosto.

Una perturbación como a la que nos enfrentamos puede ser definida de manera general como hicieron Pickett y White (1985): cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que se caracteriza por una frecuencia, intensidad y gravedad fuera de un rango predecible y que interrumpe la estructura de la población, el ecosistema o la comunidad y cambia los recursos o el entorno físico (Covich *et al.*, 1998).

Una vez sufrida la perturbación, las comunidades tienden a volver a su estado anterior, es decir, comienzan un periodo de recuperación. A esta capacidad de recuperación se la conoce como resiliencia: Se entiende como resiliencia la capacidad de un sistema para absorber la perturbación y reorganizarse mientras se recupera para conservar esencialmente la misma función, estructura, identidad y alimentación, y por lo tanto la identidad, es decir la capacidad de cambiar para mantener la misma identidad. (Folke *et al.*, 2010). Las respuestas ante una perturbación natural o antropogénica pueden variar regionalmente en función de las variables ambientales de cada lugar.

Al redactar el presente trabajo se tenía constancia de la afección que la práctica del barranquismo puede ocasionar sobre el medio acuático gracias a la existencia de un trabajo que sirve de precedente al presente llevado a cabo por Sierra y López-Flores (2013) en el mismo escenario, río Formiga, durante la temporada del año 2013. Así como el trabajo de Pérez y López-Flores (2018), realizado simultaneo a este pero en otro barranco del PNSCG, la Peonera en el río Alcanadre. A parte de estos sólo existen otros trabajos previos, realizados en la cordillera de las Montañas Azules de Australia (Hardiman y Burguin, 2011) que también tratan una temática muy similar sirviendo de antecedentes principales al presente trabajo.

En la zona de estudio, en 1996 se llevó a cabo un informe para la administración titulado *Análisis de los impactos causados por el uso público (barranquismo) en el parque de la sierra y cañones de Guara*. Ya en este estudio se planteó el posible impacto producido por la práctica del barranquismo sobre el suelo y la vegetación en las zonas circundantes y el

impacto sobre la fauna. Se hace especial atención a la afección provocada sobre las aves, en especial, las aves rapaces. También se menciona la problemática de la existencia del tritón pirenaico (*Calotriton asper*) en varios puntos de los ríos Mascún, Formiga, Vero y en las Palomeras del Fornocal. Por último se incide también en las afecciones sobre el medio acuático que se resumen de la siguiente manera: modificaciones en la composición del sustrato causadas por el pisoteo, alteraciones en el transporte de materias fina y gruesa, alteraciones en las comunidades de macroinvertebrados, de algas epilíticas y de macrófitos (Benayas *et al.*, 1996).

Toda perturbación antrópica producida en el medio natural está directamente relacionada con la existencia de un medio social y económico determinado. Un impacto antrópico en el medio natural no se produce por casualidad si no que se deriva de las condiciones socio-económicas del entorno (Folke *et al.*, 2010). En este caso el entorno en el que está enmarcado el barranco del río Formiga es el del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara dentro de la provincia de Huesca. Por esta razón, es imprescindible que el desarrollo de las áreas naturales tienda hacia un turismo sostenible, que es aquel que satisface las necesidades de visitantes, empresas y poblaciones locales sin dañar el medio ambiente en el presente ni hipotecarlo para el futuro. De esta manera el turismo puede contribuir de modo positivo a lograr una economía saludable y diversificada, que aprovecha y desarrolla las potencialidades y los recursos locales. (Gómez-Limón *et al.*, 2010).

Surge entonces la necesidad de disponer de estudios científicos que sirvan de base para la gestión de la práctica del barranquismo o de cualquier otro deporte de aventura en un espacio natural protegido (Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara) (FEDME, 2007). Es importante ser consciente de que el impacto estudiado viene dándose anualmente con la misma temporalidad durante los últimos 30 – 40 años. Con lo cual cabe la posibilidad de encontrar afecciones relacionadas no sólo con el impacto anual si no con la acumulación de perturbaciones durante los años de este impacto. El seguimiento de la comunidad bentónica de los barrancos del PNSCG es imprescindible para asegurar la toma de decisiones de gestión basada en información objetiva sobre el impacto y la capacidad de recuperación de los

organismos, así como sobre la pérdida progresiva de biodiversidad que puede estar produciéndose.

## 2. OBJETIVOS

Tras todo lo expuesto anteriormente, el trabajo presentado persiguió tres objetivos principales, que se desarrollaron en el entorno del PNSCG, concretamente en el barranco del río Formiga:

- Estudiar los efectos del barranquismo (pisoteo) sobre las comunidades de macro invertebrados acuáticos y la recuperación de sus poblaciones en el tiempo.
- Estudiar las diferencias en los rasgos biológicos de los diferentes grupos taxonómicos y la influencia de estos rasgos en la supervivencia y recuperación de las poblaciones tras la perturbación.
- Analizar la influencia de la práctica del barranquismo en la concentración de clorofila *a* y su recuperación en el tiempo.

## 3. ÁREA DE ESTUDIO

### 3.1. Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara

El presente trabajo va a estudiar los posibles impactos producidos por el pisoteo derivado del paso de barranquistas en el barranco del río Formiga, localizado dentro del PNSCG, provincia de Huesca, Comunidad Autónoma de Aragón, España (Anexo 1).

Este Parque tiene una superficie total de 47.453 ha además de 33.286 ha de zona periférica de protección. Las comarcas del Alto Gállego, la Hoya de Huesca, el Sobrarbe y el Somontano de Barbastro todas ellas pertenecientes a la provincia de Huesca, Comunidad Autónoma de Aragón, están parcialmente dentro de él, afectando a un total de 15 municipios distintos: Abiego,

Adahuesca, Aínsa – Sobrarbe, Alquézar, Arguís, Bárcabo, Bierge, Boltaña, Caldearenas, Casbas de Huesca, Colungo, Huesca, Loporzano, Nueno y Sabiñánigo. El rango altitudinal es muy amplio, situándose la zona más baja en el cauce del río Alcanadre a 430 msnm y la más alta en el Tozal de Guara a 2.077 msnm.

### 3.2. Río Formiga

El río Formiga (masa 380; CHE, 2007) discurre por la vertiente Sur de la sierra, con un marcado clima mediterráneo en el que las diferencias térmicas a lo largo de un año son enormes. Es un afluente del río Alcanadre que junto con el Vero constituyen las dos cuencas más importantes y grandes presentes en el parque. Antes de su desembocadura en el Alcanadre, se junta con el río Calcón. El río Formiga y el Calcón son los únicos ríos de la Sierra de Guara que nacen al sur de esta, mientras que el resto nacen al norte y discurren hacia el sur atravesando las sierras (Cuchí, 2010). A su vez, estos ríos son afluentes de la margen izquierda del río Cinca. Se trata pues de un afluente de escasa longitud: 16 km de río hasta su confluencia con el Calcón que enseguida desemboca en el río Alcanadre. Se trata de un río de montaña mediterránea calcárea según la documentación aportada por la CHE. Esta masa de agua se encuentra en su totalidad dentro de la ZEPA de la Sierra de Guara y del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (CHE, 2007). En la cabecera del río Formiga hay un azud que deriva aguas hacia el embalse de Calcón. La capacidad máxima del trasvase es de 2,37 m<sup>3</sup>/s (CHE, 2007). Según los datos de la CHE la precipitación media anual en la zona es de entre 1000 y 1500 mm anuales y la temperatura media anual es de entre 12 y 14 °C. El cañón del río Formiga por el que se realiza el descenso del barranco se encuentra en el municipio de Casbas de Huesca (Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, 2016).

Mediante el Decreto 127/2006, de 9 de mayo, del Gobierno de Aragón, se establece un régimen de protección para el cangrejo de río común y se aprueba su Plan de Recuperación. En este Plan aparece el río Formiga como zona en la que se encuentra presente *Astropotamobius pallipes*, especie

catalogada por los diferentes organismos competentes en la materia de la siguiente manera:

Catálogo Aragón → Peligro de extinción

Catálogo España → Vulnerable

Directiva hábitats → Anexos II y IV

Lista roja UICN → EN (Endangered)

### **3.3. Zonas de estudio**

El estudio se divide en tres zonas bien diferenciadas: zona del el experimento y las zonas control e impactada del seguimiento.

El acercamiento a las zonas de muestreo se realiza desde el aparcamiento habilitado para aquellos que realizan el descenso del barranco del río Formiga en la carretera A-1227 con coordenadas: 42.223492, -0.179609.

Para llegar a la zona del experimento andaremos no más de 5 minutos por una pista paralela al río con acceso a fincas/huertas cercanas. Sin embargo, para acceder a la zona del seguimiento tomaremos el mismo camino que se toma para iniciar el descenso del barranco hasta el punto en el que este termina (azud) y los barranquistas salen del cauce para volver al coche andando unos 10-15 minutos por el mismo camino hasta el aparcamiento habilitado.

#### **3.3.1. Estación impactada del seguimiento**

Coordenadas: 42.229073, -0.189794

En esta estación de muestreo se tomaron muestras antes y después de la temporada de 2016 y coincide con uno de los tramos finales del barranco donde el cauce se estrecha y el caudal es bajo, por el que los barranquistas han de pasar de forma obligada de uno en uno andando por dentro del río, para salir del barranco.

Se trata de una zona de escasa profundidad con un fondo en el que predominan los pequeños guijarros, cantos y algún bloque de tamaño algo mayor, creando pequeñas zonas de rápidos, aunque predominan las zonas de escasa velocidad (figura 2). En esta zona se tomaron 3 réplicas, dos en zonas con guijarros y poca velocidad y la otra en una zona con mayor velocidad de la corriente, procurando representar la heterogeneidad del puto.



Figura 2. Fotografía de la zona de muestreo del seguimiento correspondiente a la muestra impactada en el río Formiga.

### 3.3.2. Estación control del seguimiento

Coordenadas: 42.225776, -0.184839

Esta zona está situada aguas abajo de la estación impactada, entre el aparcamiento y la salida del barranco. Es una zona alejada de cualquier camino o pista por la que, según los guías de barrancos de la zona, no se transita en ningún momento del año.

Es una zona con escasa corriente, intercalando zonas de sustrato duro con guijarros. En esta zona se aprecia a simple vista una mayor colonización del fondo del río por la vegetación que en la zona impactada (figura 3).



En esta zona se tomaron 3 réplicas procurando representar la heterogeneidad del punto.



**Figura 3. Fotografía de la zona de muestreo del seguimiento correspondiente a la muestra control en el río Formiga.**

### **3.3.3. Estación experimental**

Coordenadas: 42.223869, -0.182778

Esta zona está situada a escasos cinco minutos del aparcamiento, pero se encuentra alejada del camino de acceso al inicio del barranco en una zona por la que en ningún momento del año descienden barranquistas. Se trata de una zona con escasa pendiente y profundidad así como con una corriente que en ningún punto es demasiado elevada.

Se tomaron tres réplicas para cada una de las muestras. La elección de las parcelas afectadas por el pisoteo se realizó al azar previamente durante el diseño del experimento.



Figura 4. Fotografía de la zona de realización del experimento en el río Formiga.

## 4.METODOLOGÍA

### 4.1. Diseño del seguimiento

El método de muestreo utilizado está basado en el procedimiento llevado a cabo en 2013 por Sierra y López-Flores (2013) en el mismo lugar siguiendo las indicaciones directas de los autores al tratarse de un estudio similar pero tres años después. También se tuvo en cuenta el protocolo de muestreo establecido por la directiva Marco del Agua, para la CHE (2007).

Se tomaron muestras antes de la máxima afluencia de barranquistas en dos zonas, una impactada (I) o alterada (A) por la actividad del barranquismo y otra control (C). Una vez finalizada la temporada de barrancos se recogieron de nuevo muestras en los mismos lugares que antes. En cada una de las dos zonas se eligieron tres puntos o réplicas, tomando un total de 6 réplicas (3 impactadas y 3 control) antes de la temporada de máxima afluencia y otras 6

después. Las fechas de la toma de muestras fueron las siguientes: 16/06/17 y 21/09/17.

#### **4.2. Diseño del experimento**

Paralelamente se desarrolló un experimento en el río Formiga en una zona por la que los barranquistas ya no descienden por el río si no que se desvían por un camino que se dirige al aparcamiento. Aquí se escogió el mismo tramo de río en el que Sierra y López-Flores (2013) realizaron su experimento en el año 2013. Se dividieron tres tramos formados por ocho parcelas de un metro cuadrado distribuidos como se ven en la figura 5. La distribución de las parcelas en cada una de las réplicas se realizó al azar.

Las réplicas se repartieron en una misma zona del río, lo más juntas posibles dentro de lo que el cauce del río permitía. Aun así, pueden existir diferencias entre las parcelas, pues a lo largo del verano hubo alguna de ellas en las que el agua prácticamente no corría debido a la brusca bajada del caudal a lo largo de los meses de verano.

El diseño del experimento está basado en los realizados por Sierra y López Flores (2013) y Hardiman y Burgin (2011). En este último se dispuso una red de parcelas en las que se ejercían diferentes intensidades de pisoteo y se muestrearon en diferentes intervalos de tiempo. Se estudiaron tres intensidades de pisoteo diferentes (0, 50 y 100 pisoteos), concluyendo que el impacto que se produjo en los 50 y los 100 pisoteos era similar. Con estos datos Sierra y López Flores (2013) llevaron a cabo su experimento con dos intensidades de pisoteo diferentes, 0 para las muestras control y 100 pisoteos para las parcelas impactadas. Los pisoteos se realizan con un calzado similar al que llevan la mayor parte de los barranquistas que realizan el descenso de barrancos. El pisoteo se realiza uno junto a otro intentando no dejar espacio sin alterar. Una vez pisado el cuadrado entero se prosigue con la misma acción hasta completar las 100 pisadas.

Tras la delimitación de las parcelas se procedió a pisar aquellas alteradas o impactadas (I, A) durante 7 días consecutivos con un total de 100 pisadas por parcela. Después de este último día se recogieron muestras 1, 15, 30 y 60 días después para su posterior conteo y análisis en el laboratorio. Tras las conclusiones de Sierra y López-Flores (2013), se decidió ampliar a 60 días la monitorización de la recuperación de la comunidad, ya que en este trabajo al mes la estructura de la comunidad no era la misma en las parcelas control y afectadas. Las parcelas se delimitaron con cuerdas tendidas sobre la superficie del agua, ancladas a unas piquetas clavadas en los márgenes del río que se ponían y quitaban cada día durante la duración del experimento.

El diseño pues quedo tal que así:

- Dos niveles de intensidad de pisoteo: 0 (control) y 100 (impactada).
- Cuatro períodos de toma de muestras: 1, 15, 30 y 60 días después de los siete días de pisoteo continuado.

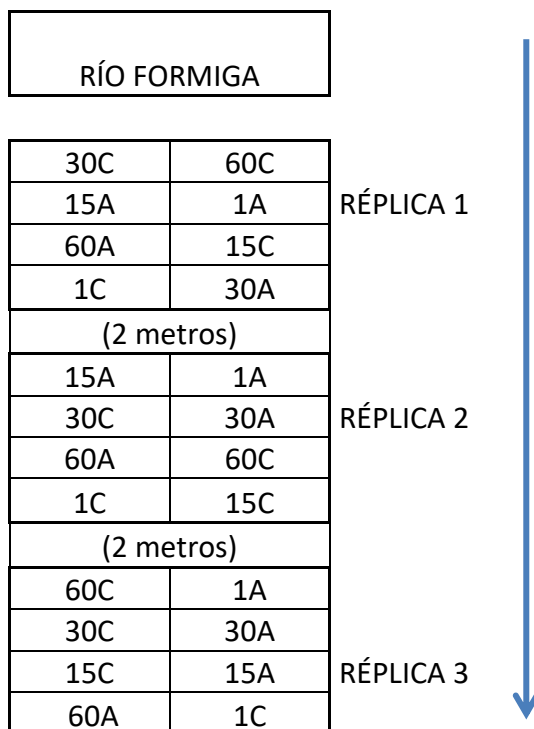


Figura 5. Esquema del experimento en el río Formiga, los valores del día 1 indican los días de recuperación transcurridos desde la perturbación artificial hasta la toma de muestras. Las letras A y C, corresponden a las parcelas Alteradas por la perturbación y a las parcelas Control, respectivamente.

Para asegurar en la medida de lo posible la independencia de las muestras, se tuvieron en cuenta las siguientes precauciones:

- Separación de cada bloque por un pequeño tramo de río de alrededor de 2 metros.
- Evitar en la medida de lo posible debido al escaso cauce del río las orillas que puedan quedar al descubierto durante los 2 meses que dura el experimento.
- Heterogeneidad de los ambientes (corriente, aguas paradas...)
- Asignación al azar de las parcelas tanto para el nivel del pisoteo como para la toma de muestras.
- Recolección de muestras en sentido opuesto a la corriente para evitar la alteración de las muestras por la posible deriva ocasionada al muestrear.

#### **4.3. Protocolo de muestreo para macro invertebrados**

Equipo necesario para el muestreo:

- En mi caso no fue necesaria la utilización de botas o vadeador de pesca debido al escaso caudal del agua y la época calurosa del año en que se muestreó.
- Guantes de látex.
- Red surber de muestreo de 500  $\mu\text{m}$  de malla, y de 30 x 30 cm.
- Bateas blancas de un mínimo de 20 x 30 cm.
- Pinzas entomológicas.
- Botes de plástico con tapón hermético de un cuarto de litro como mínimo
- Bolígrafo o rotulador permanente para etiquetar las muestras. Papel cebolla y lápiz para una doble etiqueta en el interior de la muestra.
- Cámara de fotos.

Para cada una de las muestras fue necesaria la utilización de una red surber para muestrear (figura 6), una bandeja en la que depositar la muestra a través de la cuál será depositada en un bote que se rellenara con alcohol de 70 %. La superficie muestreada es de 30 x 50 cm, lavando la superficie de las piedras

del lecho del río primero con las manos y después removiendo con el pié un tiempo aproximado de dos minutos. Así, con la menor cantidad de agua posible, las muestras se conservaron adecuadamente en alcohol hasta su posterior identificación y conteo en el laboratorio.

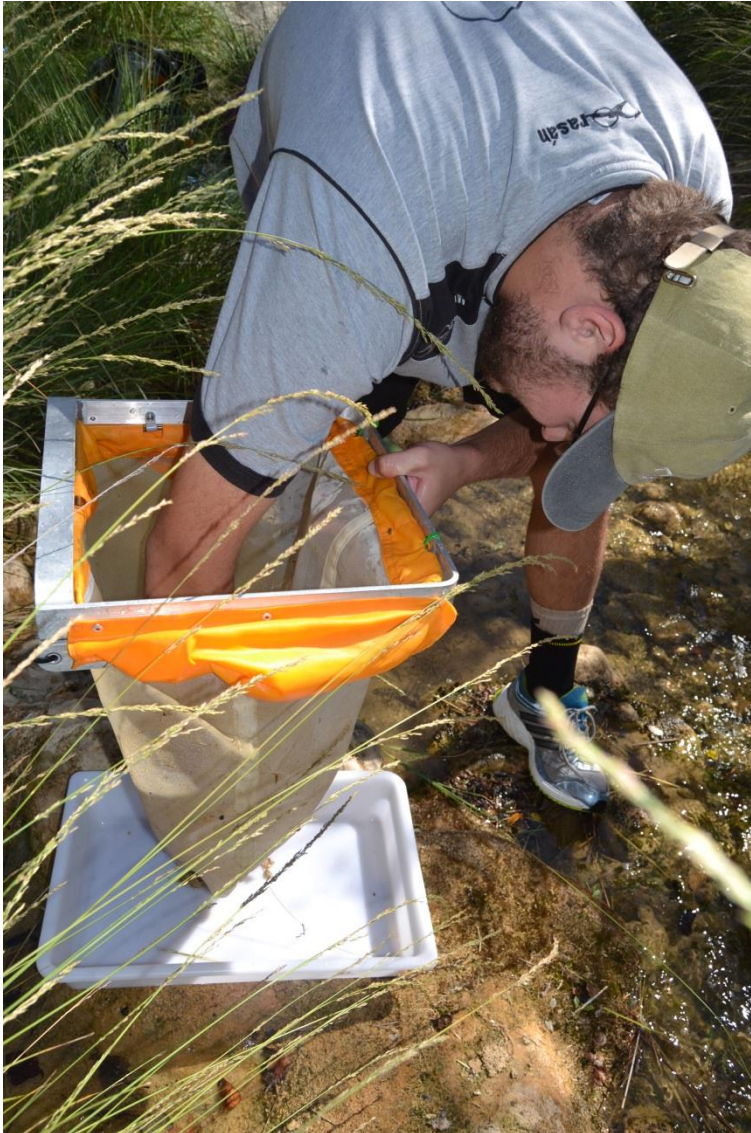


Figura 6. Detalle de la extracción de la muestra de macroinvertebrados del río Formiga desde la red surber hacia la bandeja para su posterior limpieza y almacenaje.

#### 4.4. Tratamiento de muestras en laboratorio

Equipo para el tratamiento de muestras en el laboratorio:

- Bateas blancas de plástico (mínimo 30 x 20 cm).
- Placas de Petri.

- Pinzas entomológicas.
- Viales de vidrio o cristal con tapones herméticos.
- Estereomicroscopio.
- Rotulador permanente.
- Etiquetas.
- Lapicero y papel cebolla para la etiquetación interna de las muestras.
- Guías de identificación.
- Cuaderno preparado para anotar la identificación y recuento de los individuos.

Una vez en el laboratorio se procede a la separación de los individuos en la muestra, desechando piedras y demás restos de materia orgánica hasta quedar, a poder ser, únicamente los macro invertebrados. Se realiza una primera separación inicial entre macro invertebrados atendiendo a su forma y tamaño, facilitando así la posterior identificación de cada uno de los ejemplares.

Una vez separados los ejemplares se procede a la identificación hasta rango de familia de cada uno de ellos. Para ello es necesaria la utilización de una lupa de 2 y 4 aumentos así como diferentes guías y claves dicotómicas de identificación. La guía utilizada de referencia fue Tachet (2010). Además se utilizan las guías editadas por la confederación hidrográfica del Ebro (Oscoz, 2011) y la DGA relativas a la calidad de agua y macro invertebrados de la cuenca del Ebro.

#### **4.5. Toma de muestras de perifiton**

Equipo necesario para el muestreo de perifiton:

- Guantes de látex.
- Cepillo de dientes duro.
- Botes o viales de vidrio con tapón hermético.
- Bolígrafo o rotulador permanente. Papel cebolla y lapicero.

- Papel de aluminio para recubrir los viales una vez tomada la muestra.
- Equipo de filtración.
- Bomba de vacío.
- Filtro Whatman GF/F.

La toma de datos de la clorofila se realizó de la misma manera para las muestras del seguimiento y del experimento. Para ello se procedió a la limpieza de tres piedras por réplica con un cepillo rascando una superficie de 25 cm<sup>2</sup> por piedra (figura 7). En un vial con unos 10 ml de agua se limpiaba el cepillo repetidas veces, hasta que la piedra y el cepillo quedan completamente limpios, trasladando así la clorofila muestreada al vial. Este vial se tapa con papel de aluminio inmediatamente después para evitar la degradación de la clorofila en contacto con la luz. Una vez en el laboratorio se filtraban las muestras al vacío sobre un filtro Whatman GF/F (0,7 μm de poro), que se guardaba bien etiquetado en el congelador (-20 °C) hasta su posterior análisis.



Figura 7. Detalle de una piedra del río Formiga con abundante perifiton en la superficie. Zona control del seguimiento.

#### 4.6. Análisis de muestra de perifiton

Equipo de laboratorio:



- Equipo de filtración.
- Bomba de vacío.
- Solución de acetona 99 %.
- Botes o viales de vidrio con cierre hermético.
- Espectrofotómetro, con banda estrecha (de 2 nm).
- Cubetas de 1 cm.

El análisis de las muestras se realizó de la siguiente manera: Se resuspende el contenido del filtro (conservado a  $-20^{\circ}\text{C}$ ) en acetona y se deja 24h en el frigorífico para que se extraiga la clorofila de las células (figura 8). Pasado este tiempo, se filtró para así obtener únicamente la clorofila disuelta en acetona y eliminar impurezas. Tras esto se utilizó un espectrofotómetro de doble haz, midiendo las muestras en tres longitudes de onda distintas, con el objeto de obtener finalmente la concentración de clorofila y la absorbancia de carotenoides en cada una de las muestras.

Longitudes de onda: 665  $\rightarrow$  Clorofila A; 430  $\rightarrow$  Carotenoides; 750  $\rightarrow$  Residuos (Turbidez)

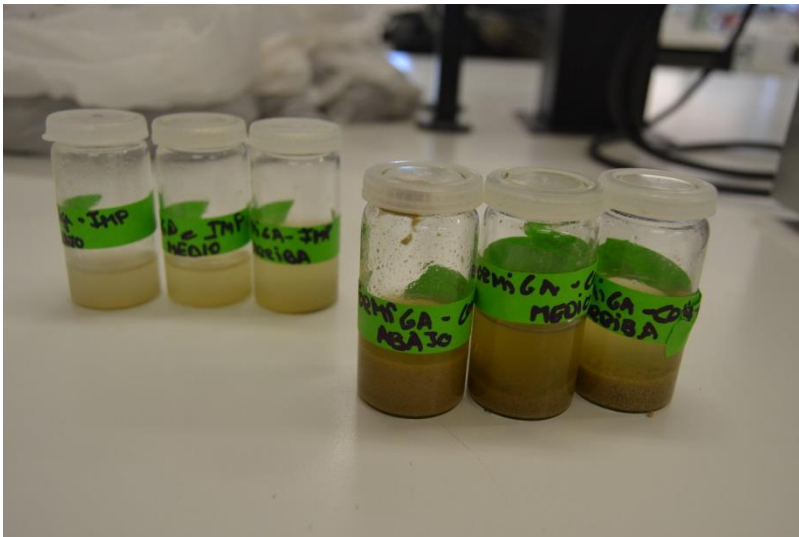


Figura 8. Detalle de los extractos de clorofila del río Formiga. Muestras del seguimiento al final de la temporada. Las muestras más claras corresponden a las réplicas de la zona impactada y las más verdes a las de la zona control.

#### 4.7. Índices biológicos

Los macro invertebrados pueden ser definidos en un sentido amplio como aquellos invertebrados suficientemente grandes para ser vistos sin necesidad de usar aumentos aunque estos si serán necesarios para su identificación. Se podrían definir los macro invertebrados acuáticos como *“aquellos organismos invertebrados habitantes, en algún momento de su ciclo vital, de hábitats acuáticos, y que son retenidos por mallas de luz entre 200 y 500  $\mu\text{m}''$* . La mayoría de estas especies se encuentran asociadas a superficies del fondo del río o a otras estables, en lugar de ser especies que nadan libremente (necton) la mayor parte del tiempo o aquellos que se suspenden en la columna del agua (plancton), lo que hace que se suela hablar de ellos como macro invertebrados bentónicos. Estos organismos desarrollan un importante papel dentro de los ecosistemas acuáticos, tanto por su papel en la transformación de la materia orgánica en el medio, como por representar una importante fuente de alimentación de cara a otros organismos superiores.

La directiva marco del agua 2000/60/CE (DMA) establece que para llevar a cabo una correcta gestión y diagnosis de los ecosistemas fluviales, además de los habituales análisis químicos, se han de utilizar indicadores biológicos que nos permitan establecer el estado ecológico de manera más precisa (Ladera Fernández, 2011). La utilización de bioindicadores ha de hacerse en función de cómo los cambios o perturbaciones existentes afecten a la comunidad (Prat *et al.*, 2009). En este caso se utilizarán bioindicadores al considerar que la perturbación existente afecta principalmente a la abundancia, respuesta de la comunidad y cambios en la composición específica.

Los macro invertebrados son los organismos más ampliamente usados como bioindicadores a nivel mundial debido a una serie de cualidades (Prat *et al.*, 2006):

- Tener una amplia distribución (geográfica y en diferentes ambientes).
- Una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
- Ser en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.

- En otros casos, la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación.
- En algunas especies, tener ciclos de vida largo porque integra los efectos de la contaminación en el tiempo.
- Poder ser muestreados de forma sencilla y barata.
- Una taxonomía en general bien conocida a nivel de familia y género
- La sensibilidad bien conocida de muchos taxa a diferentes tipos de contaminación.
- El uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

#### **4.8. Cálculo de índices biológicos**

Tras la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (DMA) los programas de evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos se basan principalmente en los indicadores biológicos y no tanto en los parámetros físico-químicos.

##### **4.8.1. Índices relacionados con la calidad del agua: IBMWP, IASPT y EPT..**

El índice IBMWP (Iberian BioMonitoring Working Party: Alba-Tercedor *et al.*, 2002) ha sido adoptado por la CHE y el Ministerio de Medio Ambiente para cumplir las exigencias de la Directiva Marco del Agua en cuanto a seguimiento biológico de los ríos.

Para el presente trabajo se utilizó la adaptación del BMWP' (Alba-Tercedor *et al.*, 1988) para la península ibérica, el IBMWP que permite obtener un valor del estado ecológico de las aguas estudiadas y a partir del cual se calculará también el índice IASPT (Iberian Average score per taxón). Como su propio nombre indica, este índice pretende relacionar el valor del IBMWP con el número de familias diferentes encontradas. Cuanto mayor sea el valor del IASPT para un número idéntico de familias, indica que estas familias atribuyen una mejor calidad ecológica a la zona muestreada. Este índice tiene una ventaja a destacar ya que es menos sensible que el IBMWP al esfuerzo y la

técnica de muestreo, así como a la variación estacional, dependiendo así en menor medida del número de taxones capturados (Oscóz *et al.*, 2005).

El cálculo del índice IBMWP se desarrolla según el protocolo de la CHE a partir de la hoja de cálculo del IBMWP y se resume de la siguiente manera: es la suma de los valores asignados para cada una de las familias presentes en la muestra independientemente del número de individuos presentes de cada familia.

#### **4.8.2. Índices relacionados con la diversidad taxonómica.**

El presente trabajo ha trabajado con algunos de estos índices: riqueza específica (s), número de individuos, índice de diversidad Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949), índice de Margalef (Margalef, 1958) y el índice de Simpson (Simpson, 1949).

Estos índices de diversidad constituyen una herramienta útil para condensar y facilitar la interpretación de la información obtenida del estudio de las comunidades que pueda llegar a ser bastante compleja (Guerold, 2000).

A continuación se resumen cada uno de los índices utilizados y sus aspectos más relevantes:

La riqueza de especies (s), en este caso de familias, desencadena una inmediata respuesta en la alteración de la estructura de la comunidad ante perturbaciones fuertes, pero si las perturbaciones son de baja intensidad o frecuencia puede que no se aprecien cambios (Prat *et al.*, 2006).

El índice de Margalef (1958) resulto uno de los más limitados aunque muy simple de interpretar debido a que sólo basa su cálculo en la riqueza específica (familias) y no tiene en cuenta la contribución individual de cada una de ellas (Samo Lumbreras *et al.*, 2008).

El índice de Simpson (1949) obtiene valores elevados cuando existe una mayor dominancia de alguna de las familias presentes en las muestras y fue uno de los primeros usados en ecología.

El índice de Shannon-Weaver (1949) es también uno de los más utilizados y obtiene valores elevados cuanto más elevada sea la equitatividad entre grupos taxonómicos de individuos. Según Guerold (2000) hay que tener cierta precaución a la hora de interpretar los resultados de este índice debido a que el nivel taxonómico utilizado para el cálculo de los mismos puede influir en la obtención del resultado final, tendiendo a subestimarse el grado de alteración real cuando se utilizan niveles de familia (como es el caso del presente trabajo) u orden. Por tanto, estos índices no permiten realizar interpretaciones ecológicas profundas y para ello se utilizarán las técnicas de análisis multivariante que proporcionan una herramienta complementaria a estos (Sierra y López-Flores, 2013).

Por último, el índice EPT es útil para reflejar las variaciones de estas familias consideradas como sensibles a las alteraciones del cauce. Para ello deben codificarse las abundancias (número de individuos) de todas las familias existentes en la muestra cómo se indica en la figura 9.

Clases de abundancia	Nº de individuos en la muestra
0	$n = 0$
1	$0 < n < 2,5$
2	$2,5 \leq n < 10,5$
3	$10,5 \leq n < 30,5$
4	$30,5 \leq n < 100,5$
5	$100,5 \leq n < 300,5$
6	$300,5 \leq n < 1000,5$
7	$1000,5 \leq n$

Figura 9. Clases de abundancia utilizadas para el cálculo del índice EPT.

Una vez codificadas todas las abundancias, se procede con el cálculo de la métrica, que resulta de dividir la suma de las clases de abundancia de las familias correspondientes a los órdenes *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y

*Trichoptera* (EPT) por la suma de las clases de abundancia de todos los taxones de la muestra.

#### 4.9. Análisis estadístico

Se realizó un análisis estadístico similar para el experimento y el seguimiento, diferenciando únicamente entre los datos del perifiton y aquellos derivados de la comunidad de macroinvertebrados.

Previa comprobación de la normalidad y homogeneidad de las muestras mediante la utilización de los test de Shapiro-Wilk y Levene respectivamente, se procedió a realizar un análisis de varianza (ANOVA) de un factor mediante el paquete estadístico R y R commander R (Fox, 2005; R Core Team, 2015).. Las diferencias se consideran significativas si  $p < 0,05$ . Las variables utilizadas para la determinación de la biomasa o perifiton ha sido la concentración de Clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ).y para la ratio A430:A665, la división entre ambas absorbancias; en cuanto a los macroinvertebrados, se utilizaron todos los índices calculados.

Posteriormente se llevó a cabo un ANOVA únicamente con las variables que cumplieron los requisitos de normalidad y homogeneidad. Para las que no cumplieron algunos de los requisitos se aplicó un test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

El factor fue la zona de muestreo (control, afectada) y época (antes, después de la temporada de barrancos), para el seguimiento y el tratamiento (control, afectada) y días de recuperación (1, 15, 30, 60) para el experimento.

Para determinar los cambios en la estructura de la comunidad producidos tanto por la temporada como por la recuperación de la comunidad tras el experimento se utilizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM) realizado con el paquete estadística "PRIMER 6" (PRIMER-E Ltd, UK). Previamente se calcularon las matrices de familia de todos los pares de muestras utilizando el coeficiente de similitud Bray Curtis (Clarke, 1993) partiendo de los datos previamente transformados mediante el Log (x+1). NMDS y un análisis ANOSIM. Para este caso se consideraron diferencias estadísticamente

significativas los valores de  $p < 0.10$  tal como hicieran Sierra y López-Flores (2013) y Pérez y López-Flores (2018) debido a que el número de muestras era demasiado pequeño para obtener significancias menores de  $p < 0.05$  (Hardiman y Burguin, 2011). Seguidamente se realizó un análisis de escalamiento multidimensional (NMDS), con el objetivo de visualizar las diferencias obtenidas con ANOSIM. El valor del *stress* mide la adecuación de la representación NMDS, de tal manera que 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). Se complementó el análisis de los datos con un análisis jerárquico (clúster), a partir de los datos previamente transformados del modo anterior (Sierra y López-Flores, 2013).

Por último, para estudiar el efecto de la temporada de barrancos y de la perturbación controlada, así como la recuperación de la comunidad sobre los rasgos biológicos de los macroinvertebrados, se realizó un Análisis de componentes principales (PCA) y un Análisis de componentes difusos (FPCA), que se acabaron combinando en un análisis de co-inercia con los paquetes de datos de R de "Rcmdr" y "ade4".

El PCA se trata de una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión, es decir, del número de variables. Así, ante un banco de datos con muchas variables, su objetivo es reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible (Terrádez Gurrea, 2000). La manera de proceder con este análisis ha sido previa estandarización de los datos de abundancia de las familias en una tabla que contenía la abundancia de cada familia recolectada en cada punto de muestreo y estación. Se transformó cada uno de los datos logarítmicamente ( $\ln + 1$ ) y se restó la media por filas, para nuevamente restar la media de las filas por columnas (Pérez y López-Flores, 2018).

El FPCA es un análisis multivariable que permite trabajar conjuntos de datos que son difusos por naturaleza. Los datos difusos son variables con información categórica sobre los taxones (familias en este caso), que asumen varias categorías con diferente grado de afinidad del taxón (Pérez y López-

Flores, 2018). Un algoritmo permite analizar los rasgos biológicos y su relación con las familias presentes en los puntos de muestreo (Usseglio-Polatera *et al*, 2000). En este trabajo de igual manera que para el de Pérez y López-Flores (2018) se consideraron los siguientes rasgos biológicos: tolerancia a la contaminación (índice saprobio), grado de eutrofia, modo de alimentación y la preferencia al microhábitat (sustrato), según los datos extraídos de Tache *et al*. (2000).

## 5.RESULTADOS

### 5.1. Descripción de la composición de la comunidad de macroinvertebrados del río Formiga durante la temporada 2016.

Se han recolectado un total de 9.867 individuos, la mayoría de ellos en la muestra correspondiente al experimento (7.979). Se recogieron 33 familias diferentes agrupadas en 7 órdenes. Los órdenes *Diptera* y *Trichoptera* fueron los de mayor riqueza, habiendo 10 familias de cada orden. Le siguieron, aunque con diferencia los órdenes *Coleoptera* y *Ephemeroptera* con 4 familias diferentes cada uno de ellos. (Figuras 10 y 11; Anexos 2 y 3)

El 85,95 % de los individuos recolectados pertenecieron a seis familias diferentes: *Leuctridae* (37,28 %), *Chironomiidae* (19,64 %), *Simuliidae* (10,36%), *Elmidae* (7,87 %), *Baetidae* (6,67 ) e *Hydropsychidae* (4,15 %).

Las 27 familias restantes que completan la lista aportan el 14,05 % restante de los individuos totales recolectados. (Anexo 2).



## SEGUIMIENTO ABUNDANCIA (%)

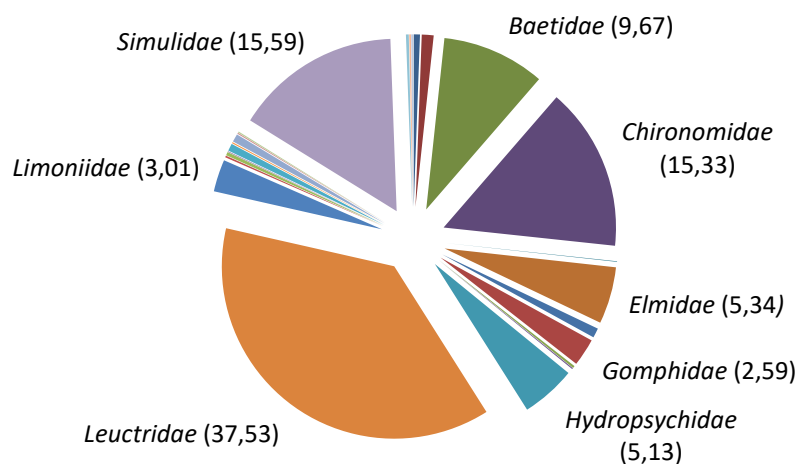


Figura 10. Abundancia de las familias de macroinvertebrados determinadas durante el seguimiento del río Formiga en la temporada 2016. Se muestran nombres y porcentajes de las familias con un porcentaje superior al 3 %.

## EXPERIMENTO ABUNDANCIA (%)

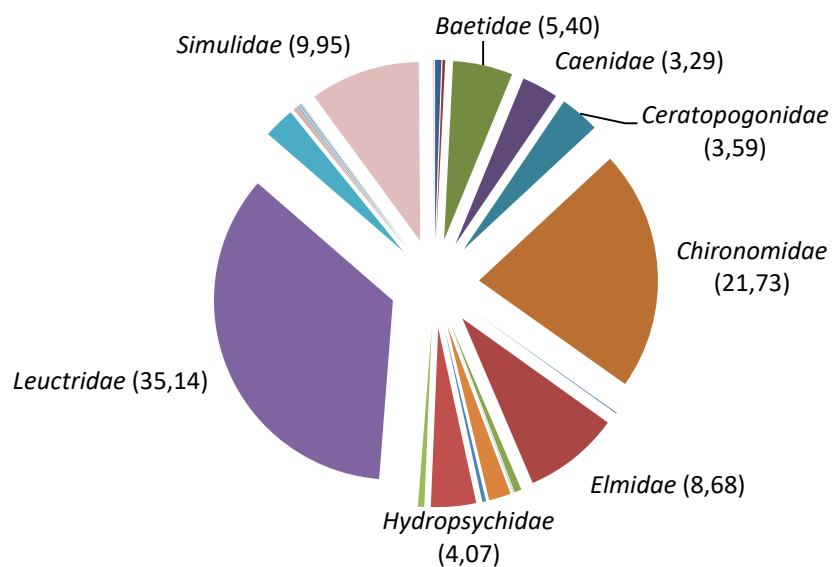


Figura 11. Abundancia de las familias de macroinvertebrados determinadas durante el experimento realizado en el río Formiga en la temporada 2016. Se muestran nombres y porcentajes de las familias con un porcentaje superior al 3 %.

## 5.2. Seguimiento de la biomasa de perifiton y la composición de la comunidad de macroinvertebrados durante la temporada de barrancos 2016.

### 5.2.1. Variación de la biomasa de perifiton durante la temporada de barrancos 2016.

Se determinó la concentración de clorofila *a* como medida de la biomasa del perifiton y la densidad óptica de carotenoides para poder calcular la ratio carotenoides:clorofila *a* (a partir de ahora A440:A665). En la figura 4 se aprecia que la concentración de clorofila *a* fue homogénea en las diferentes réplicas analizadas para cada muestra. Los valores oscilaron entre los 5 y los 16  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  en las muestras control y entre los 0.3 y los 4  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  en las muestras impactadas (Datos en el Anexo 4).

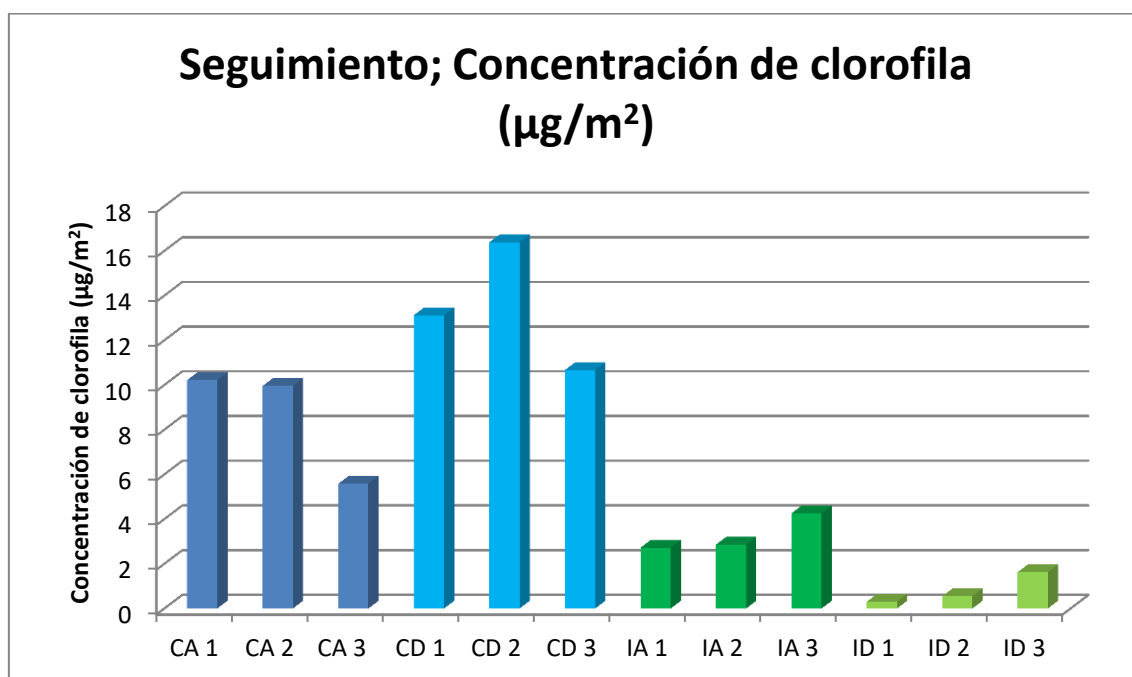


Figura 12. Concentración de clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) en las dos zonas de muestreo del río Formiga (control: C e impactada: I) antes y después de la temporada de barrancos 2016.

Tras la comprobación de la normalidad (test de Shapiro-Wilk) y la homogeneidad de varianza (test de Levene: Anexo 3) se sometieron los datos obtenidos al test paramétrico ANOVA con los resultados estadísticamente significativos ( $p < 0,5$ ) para las dos variables determinadas: concentración de clorofila a y ratio A440:A665 carotenoides/clorofila (Figuras 13, 14 y 15; Datos en los Anexos 5, 6 y 7).

### Seguimiento; Concentración de clorofila a ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )

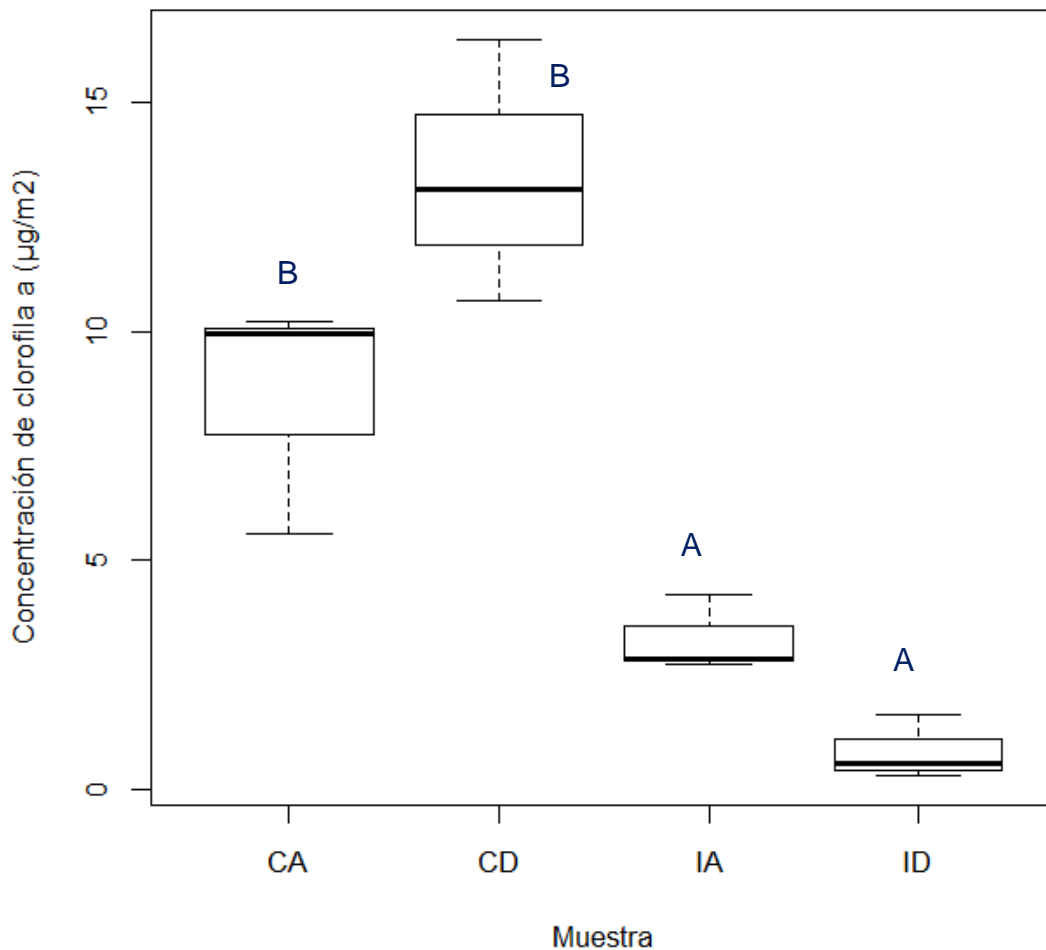


Figura 13. Variación de la concentración de clorofila a ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) en las dos zonas de muestreo del río Formiga (control: C e impactada: I) antes y después de la temporada de barrancos de 2016. Test ANOVA (F: 23,27; Pr: 0,0003; Grados de libertad (3, 8). Las letras corresponden a las agrupaciones por similitud del test post hoc (Turkey).

En la figura 13 se observa la diferencia existente en la concentración de clorofila *a* entre zonas de muestreo. La concentración fue inferior en la zona impactada tanto antes como después de la temporada. En la gráfica se aprecia un aumento de la concentración de clorofila en las muestras control tras el paso del verano. Sin embargo, en la zona impactada la clorofila disminuye tras la estación veraniega de máxima afluencia. A pesar de ello, estas diferencias no llegaron a ser significativas.

Después de estos resultados, se consideró separar las muestras de la zona control de las muestras de las zonas impactadas para realizar el test ANOVA. En este caso, sí existieron diferencias estadísticas significativas que se apreciaron muy bien en el diagrama de cajas (figura 14) debido al descenso de la concentración de clorofila *a* sobre las piedras al final de la temporada de barrancos. Al contrario que en las muestras de la zona control (figura 13), donde el verano supuso un incremento de concentración de clorofila *a*.

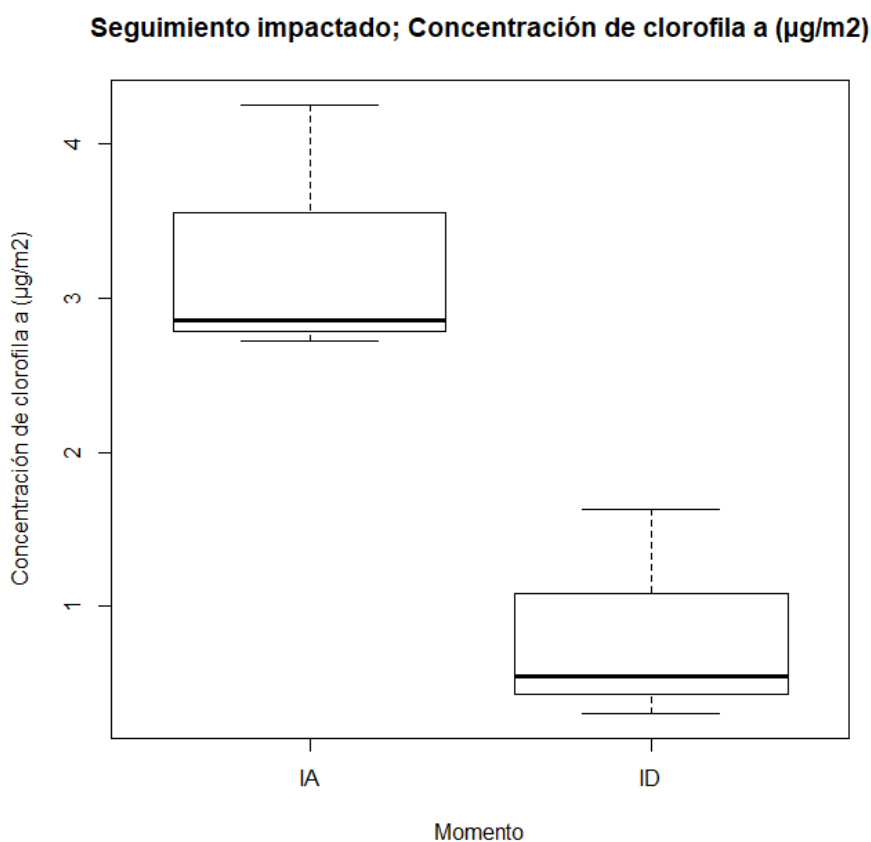


Figura 14. Variación de la concentración de clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) en la estación impactada de muestreo del río Formiga antes y después de la temporada de barrancos 2016. Test ANOVA (F: 14,82; Pr: 0,0183; Grados de libertad (3, 8)).

En cuanto al ratio A440:A665 (figura 15), las diferencias más importantes se determinaron entre la muestra control al final de la temporada y la muestra impactada al inicio. Siendo las otras dos muestras similares entre sí. En ambos tratamientos la tendencia fue a bajar la ratio A440:A665 al finalizar la temporada.

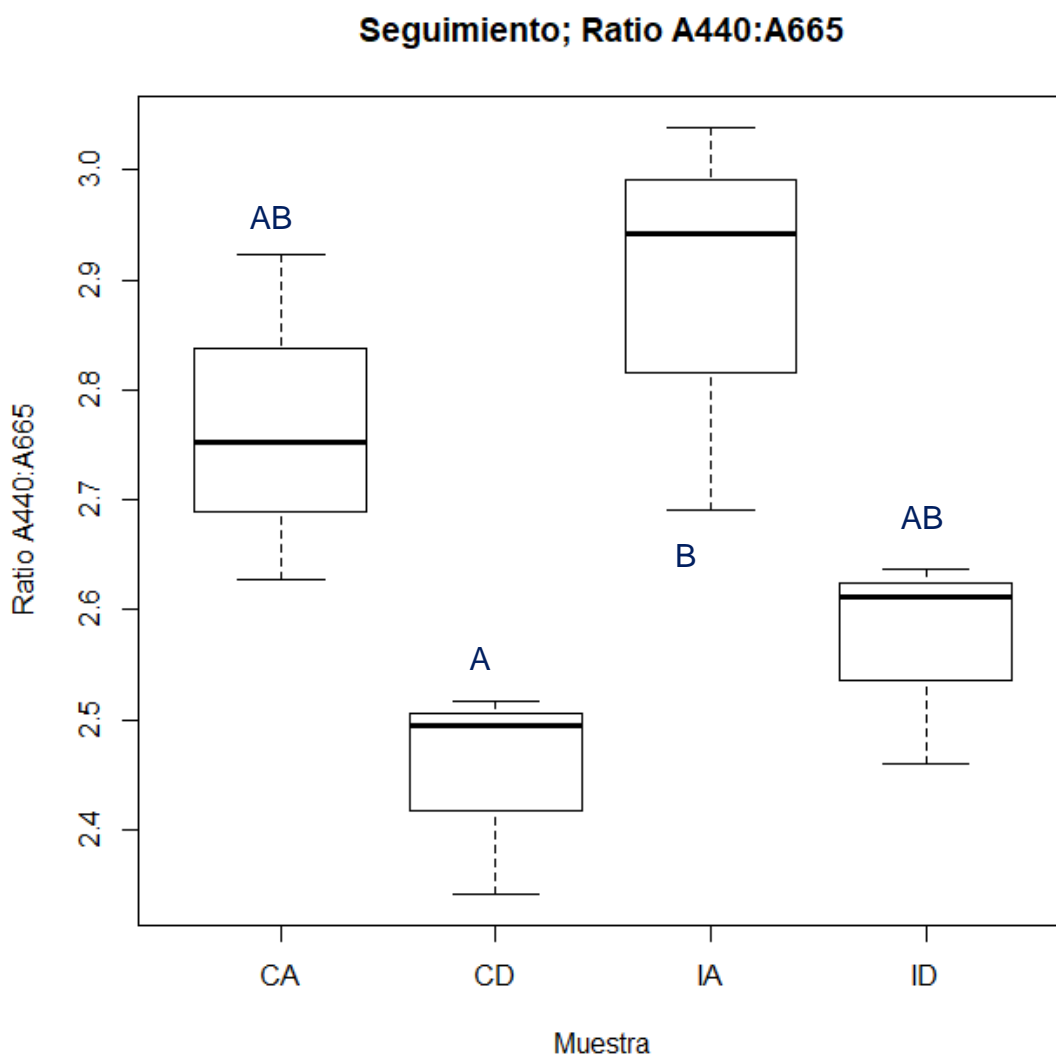


Figura 15. Variación del ratio A440:A465 en las dos zonas de muestreo del río Formiga (control: C e impactada: I) antes y después de la temporada de barrancos 2016. Test ANOVA (F: 6,398; Pr: 0,0161; Grados de libertad (3, 8)). Las letras corresponden a las agrupaciones por similitud del test post hoc (Tukey).

### 5.2.2. Variación de los índices de diversidad y calidad ecológica de la comunidad de macroinvertebrados durante la temporada de barrancos 2016.

Tras el recuento e identificación a nivel de familia de los organismos capturados durante el seguimiento de la temporada de barrancos, se determinaron un conjunto de índices, relacionados con la composición taxonómica y la calidad ecológica de la comunidad de macroinvertebrados. La tabla 1 muestra un resumen de los resultados.

Tabla 1. Resultados de los indicadores biológicos determinados.

MUESTRAS	Nº FAMILIAS	Nº INDIVIDUOS	IBMWP	IASPT	EPT	SIMPSON	SHANNON	MARGALEF
ID1	8	26	50	6,25	0,15	0,82	1,64	2,15
ID2	4	23	27	6,75	0,25	0,71	1,32	0,96
ID3	5	12	29	5,80	0,00	0,76	1,52	1,61
IA1	12	333	69	5,75	0,48	0,86	1,70	1,89
IA2	10	42	50	5,00	0,25	0,57	1,42	2,41
IA3	15	214	68	4,53	0,37	0,72	1,56	2,61
CD1	10	394	56	5,60	0,42	0,79	1,74	1,51
CD2	12	511	63	5,25	0,43	0,72	1,64	1,76
CD3	8	55	52	6,50	0,35	0,75	1,66	1,60
CA1	4	68	21	5,25	0,36	0,53	0,98	0,71
CA2	13	178	77	5,92	0,46	0,61	1,49	2,31
CA3	7	32	45	6,43	0,45	0,71	1,47	1,72

A partir del número de individuos y la riqueza de familias, se puede calcular que porcentajes de variación se han producido en la estructura de la comunidad tras la temporada de barranquismo:

Incremento del número de individuos en la estación impactada:

$$((N^{\circ} \text{ de individuos ID} - N^{\circ} \text{ de individuos IA}) / N^{\circ} \text{ de individuos IA}) \times 100 = -89,64\%$$

Incremento del número de individuos en la estación control:

$$((N^{\circ} \text{ de individuos CD} - N^{\circ} \text{ de individuos CA}) / N^{\circ} \text{ de individuos CA}) \times 100 = 245\%$$

Incremento de riqueza en la estación control:

$$((N^{\circ} \text{ de familias CD} - N^{\circ} \text{ de familias CA}) / N^{\circ} \text{ de familias CA}) \times 100 = 23,33 \%$$

Incremento de la riqueza en la estación impactada:

$$((N^{\circ} \text{ de familias ID} - N^{\circ} \text{ de familias IA}) / N^{\circ} \text{ de familias IA}) \times 100 = -54,05 \%$$

A lo largo de la temporada tanto el número de individuos como la riqueza de familias taxonómicas aumentaron en las muestras de la zona control. Sin embargo, en ambos casos, se produjo una disminución en la zona alterada. En esta zona, aproximadamente se redujeron un 90 % de los individuos capturados al final de la temporada y un 50 % el número de familias presentes.

Tas el cálculo de los diferentes índices, se comprobó la normalidad y homogeneidad de varianzas de las muestras sometiendo a los test de Shapiro-Wilk y Levene respectivamente. El número de familias no cumplió el requisito de normalidad ( $p=0,001168$ ). (Anexo 7)

Se realizó un test paramétrico ANOVA para todos los índices con el factor muestra, excepto aquel que no cumplió el requisito de normalidad. Únicamente el índice EPT dio resultados estadísticamente significativos ( $p=0,0169$ ; figura 16) (Anexo 7). Se apreció una bajada del índice EPT tras el verano mucho mayor en la zona impactada que en la control, donde la disminución tras el verano es prácticamente nula. La comparación por pares revela la independencia de la muestra ID respecto a las muestras tomadas en la estación control. La muestra IA, en un término medio, asemejándose a ID y a las dos muestras de la estación control.

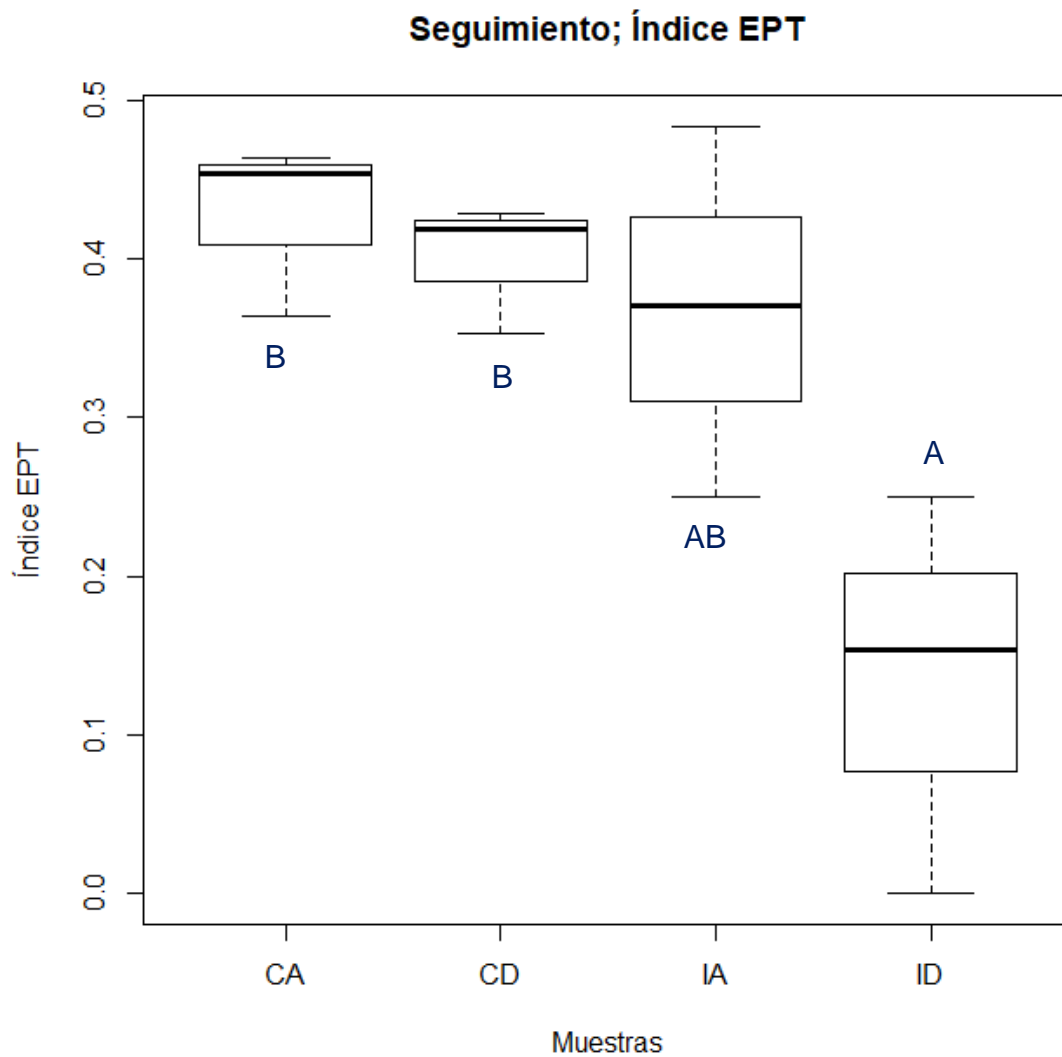


Figura 16. Variación del índice EPT en las dos zonas del muestreo del río Formiga (control: C e impactada: I) antes y después de la temporada de barrancos 2016. Test ANOVA (F: 6,291; Pr: 0,0169; Grados de libertad (3, 8)). Las letras corresponden a las agrupaciones por similitud del test post hoc (Tukey).

Tras un test no paramétrico Kruskal-Wallis, la variable número de familias mostró diferencias significativas entre las muestras ( $p= 0,03931$ ; figura 17). Se observó un aumento ligero en el número de familias de la zona control tras el paso del verano y una disminución de mayores proporciones en el caso de las muestras de la zona impactada.



### Seguimiento; Número de familias

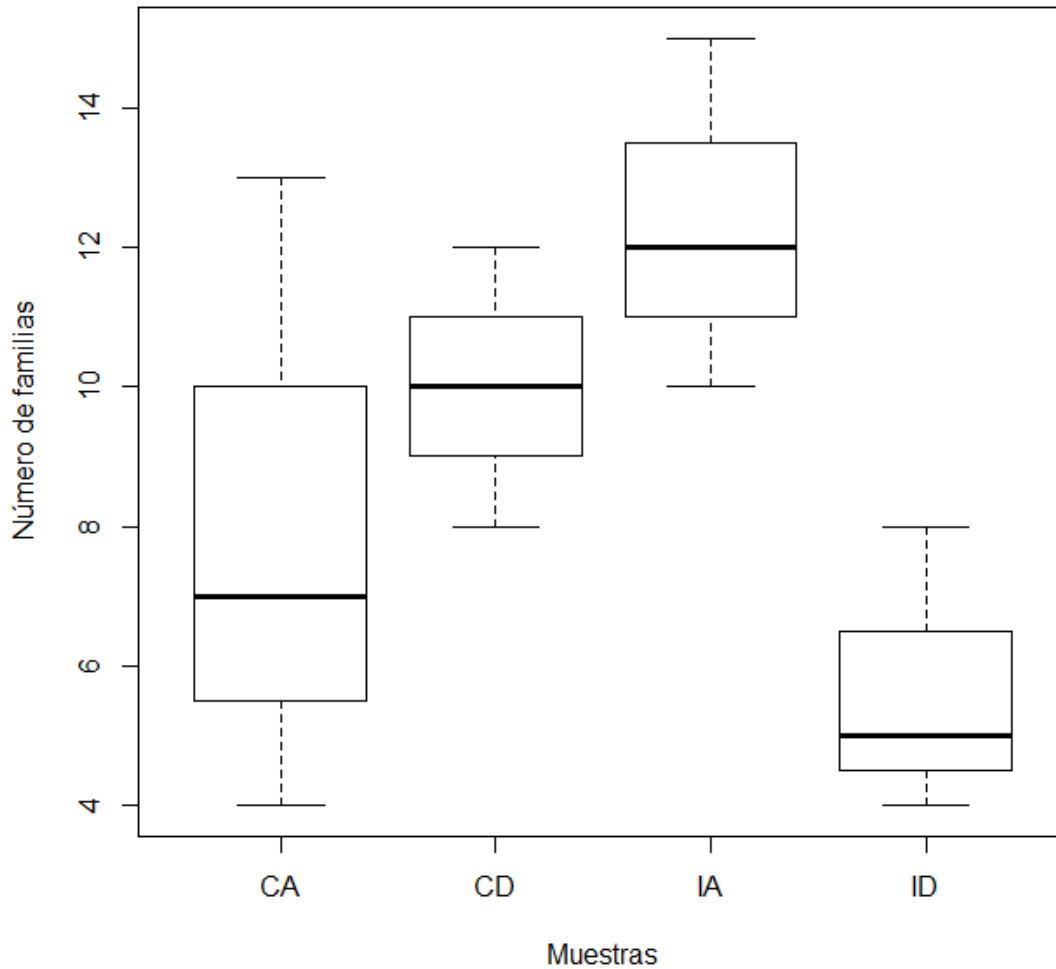


Figura 17. Variación del número de familias en las dos zonas de muestreo del río Formiga ( control: C e impactada: I) antes y después de la temporada de barrancos de 2016. Test de Kruskal – Wallis (P: 0,03931; Chi cuadrado: 8,3497).

Como se había hecho previamente para la clorofila *a*, para los índices biológicos se separaron los tratamientos control e impactado para hacer de nuevo el test ANOVA. En este caso se obtuvieron resultados estadísticamente significativos para las variables número de familias ( $p= 0,0241$ ) y el índice IBMWP ( $p= 0,0482$ ) en la zona impactada (figuras 18 y 19). Ambas variables fueron inferiores al final de la temporada de barrancos en la zona impactada. No hubo diferencias significativas en la zona control, antes y después de la temporada (Anexos 8 y 9).

### Seguimiento impactado; Índice IBMWP

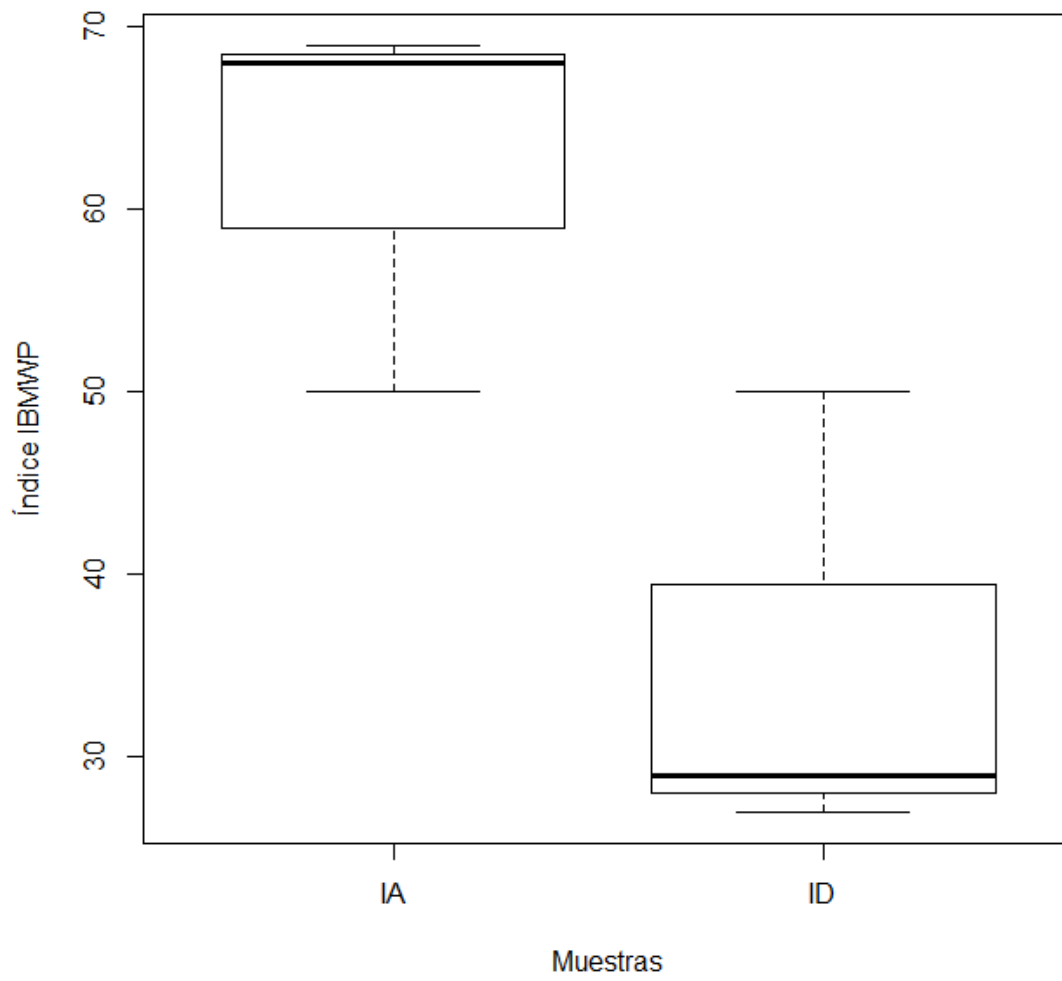


Figura 18. Variación del índice IBMWP en la zona impactada de muestreo del río Formiga antes y después de la temporada de barrancos 2016. Test ANOVA ( $p$ : 0,0482;  $F$ : 7,095; Grados de libertad: 3, 8).

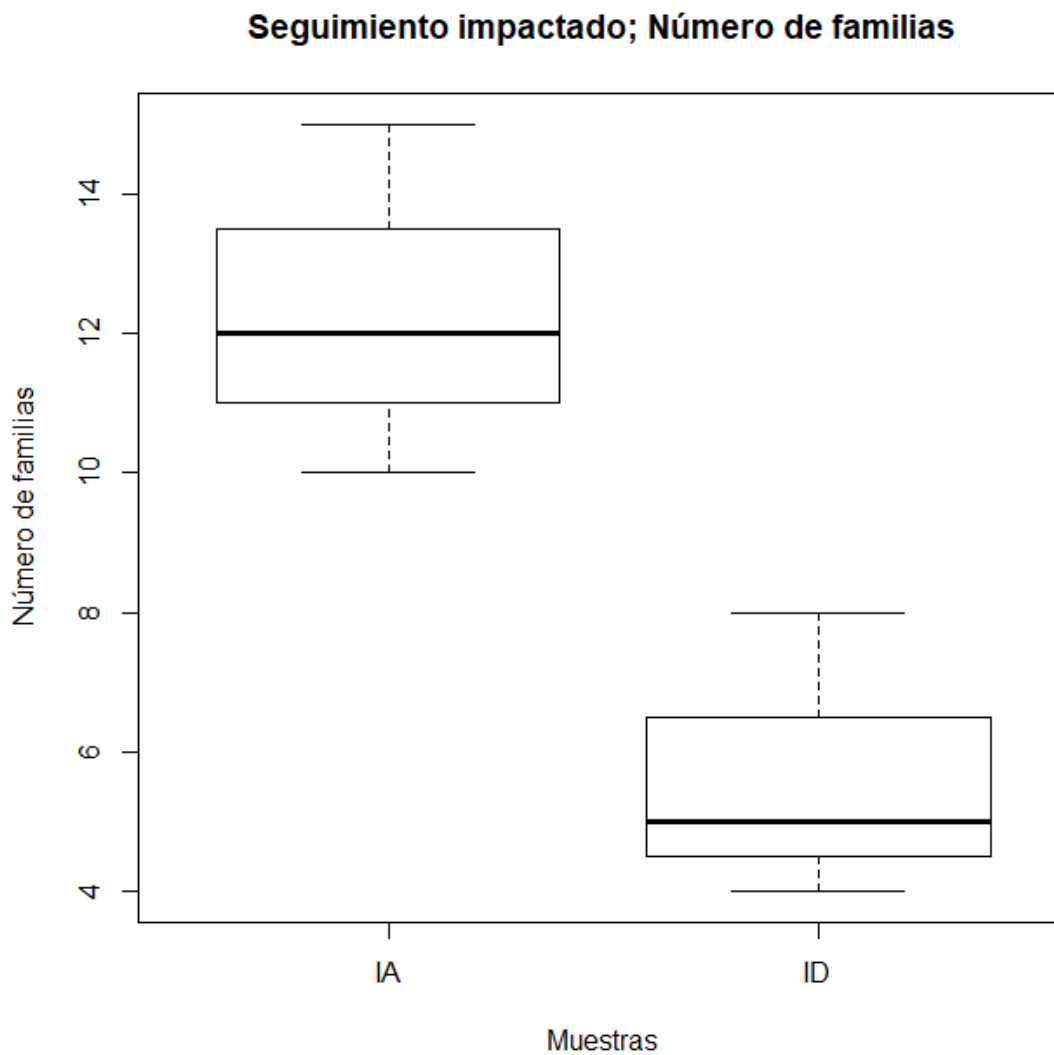


Figura 19. Variación del número de familias en la zona impactada del muestreo del río Formiga antes y después de la temporada de barrancos 2016. Test ANOVA (p: 0,0241; F: 12,5; Grados de libertad: 3, 8).

### 5.2.3. Similitud de la estructura de la comunidad antes y después de la temporada de barrancos.

Se llevó a cabo un análisis NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) para determinar la similitud entre la estructura de las 4 comunidades analizadas a nivel de familia (figura 20).

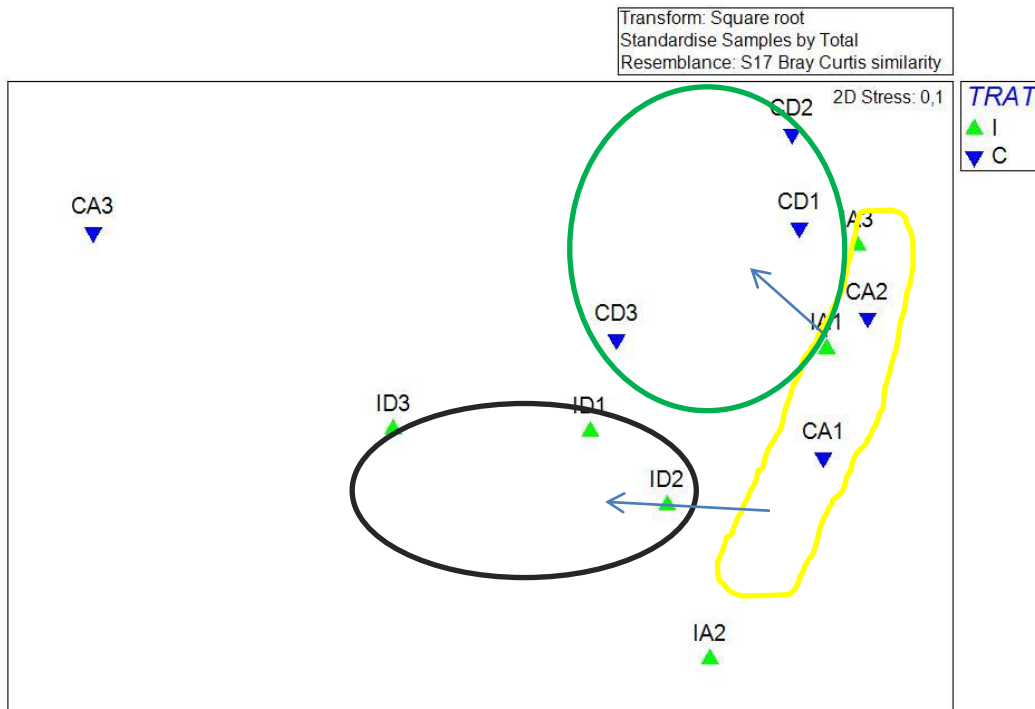


Figura 20. Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (N-MDS). C: control; I: impactado; A; antes; D: después.

Se observó una desviación de las réplicas CA3 e IA2 de manera independiente de todas las demás réplicas. Por otro lado hay una tendencia a la agrupación de las muestras impactadas y control antes de la temporada de máxima afluencia (amarillo). A partir de ahí, las réplicas control después de la temporada se desplazan hacia arriba a la izquierda (verde), mientras que las impactadas después de la temporada se sitúan abajo a la izquierda, separándose en comunidades bastante diferenciadas.

#### 5.2.4. Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados tras la temporada de barrancos.

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con el fin de determinar la composición de la comunidad en las dos zonas (control e impactada) y los periodos muestreados (antes, después) previa estandarización de los datos.

La figura 21 muestra la representación de las diferentes réplicas y de las familias taxonómicas en el espacio de los dos primeros ejes extraídos (60,82 % de la varianza). El primer eje (43,41%) separó en los valores negativos (izquierda) las tres réplicas de la muestra impactada después de la temporada (ID). Esta muestra coincidió con la dominancia de la familia *Athericidae*. En los valores positivos (derecha) aparecen dos réplicas de las tres muestras restantes: impactado antes, control antes y control después. Las familias dominantes en este caso son *Baeridae* que coincide junto a *Chironomiidae* en las dos réplicas del impactado antes. *Elmidae* se acerca más a las dos réplicas del control antes y por último las familias *Simulidae* e *Hydropsychidae* se acercan a las dos réplicas control después.

Respecto al eje 2 (17,41 %) se observa una separación en el valor negativo de dos de las réplicas de la muestra control antes de la temporada tendencia a la dominancia de la familia *Elmidae*.

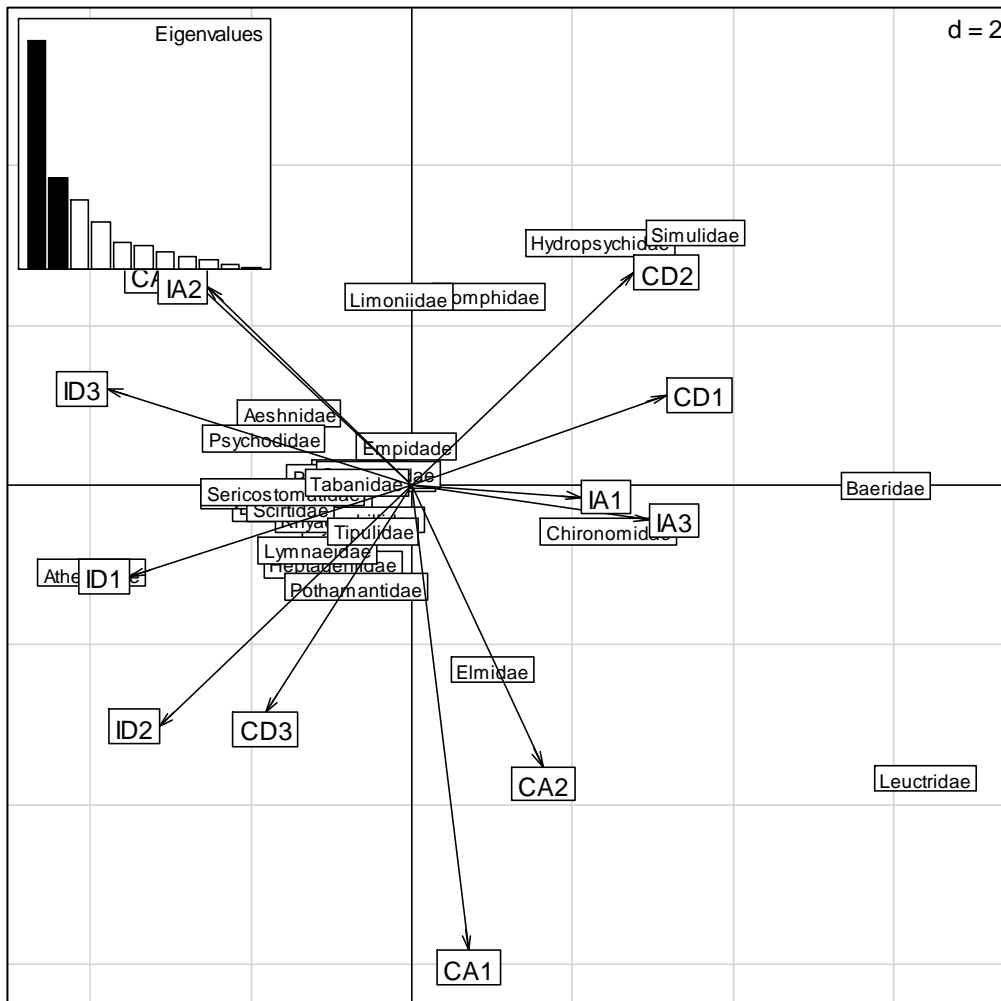


Figura 21. Representación de las muestras y familias del seguimiento en los dos primeros ejes extraídos del análisis de componentes principales (PCA).

Con el objetivo de analizar el efecto del barranquismo sobre los rasgos biológicos principales de la comunidad de macroinvertebrados se llevó a cabo un análisis de componentes principales difuso (FPCA), que incluyó las familias presentes en las muestras y sus correspondientes rasgos biológicos (figura 22).

La figura 14 (FPCA) relaciona las familias presentes y sus rasgos biológicos más representativos. El eje 1 (34,58 %) separa de manera principal las familias de ambientes oligotróficos (*Philopotamidae*) con valores positivos de las familias presentes en ambientes eutróficos ( ) con valores negativos. El eje 2 (20,28 %) separó las familias en función de los hábitos alimenticios. En valores negativos dominan las familias depredadoras como *Gomphidae*, *Aeshnidae* (Odonata) o *Empididae*. En los valores positivos del eje dominan los

trituradores y raspadores como *Baeridae*, *Leuctridae*, *Sericostomatidae* o *Elmidae*.

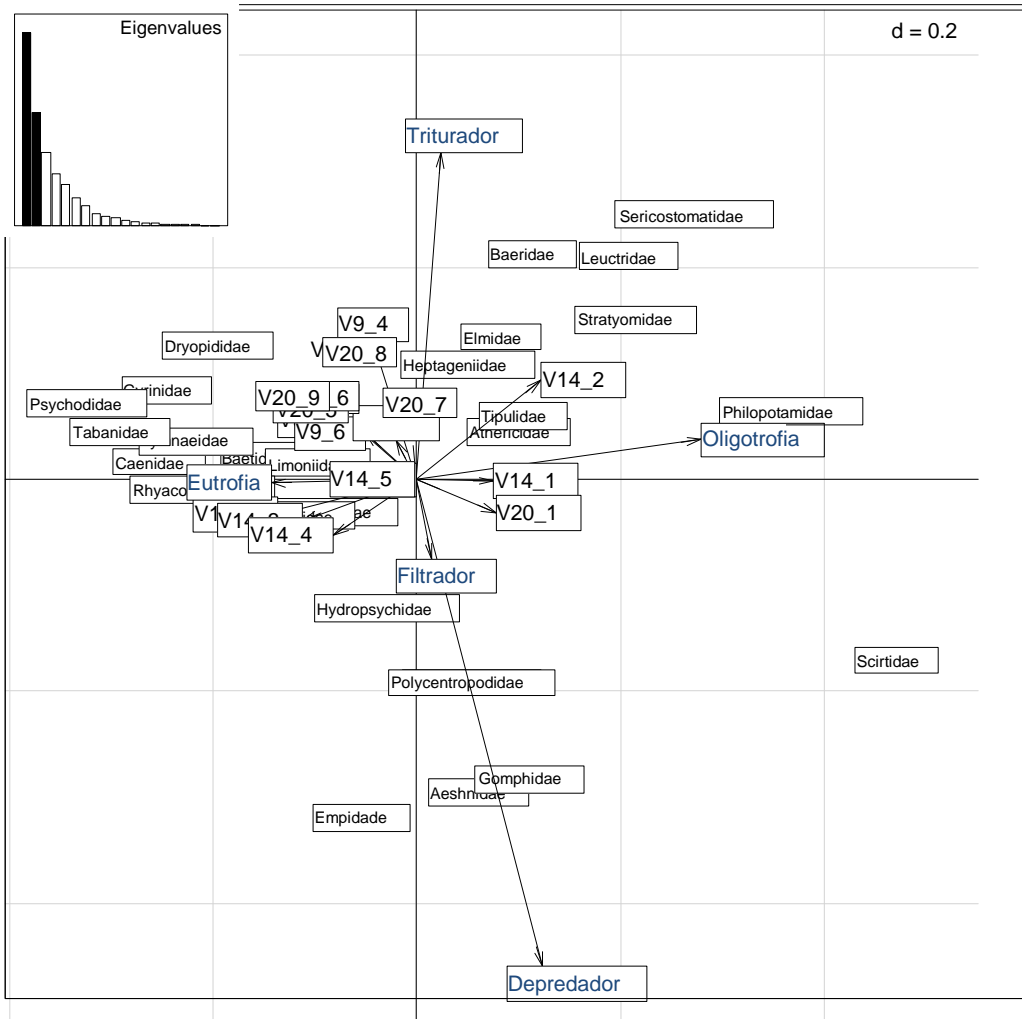


Figura 22. Análisis de componentes principales difuso (FPCA).

Con el fin de facilitar la interpretación del PCA y el FPCA realizados, se llevó a cabo un análisis de co-inercia que incluía a los dos anteriores. Sin embargo, este análisis no fue significativo (Monte Carlo,  $p=0,208$ ), por lo que se muestra en la figura 23 pero no se comenta ya que los resultados incluidos en el PCA y el FPCA son más explicativos que el análisis conjunto obtenido.

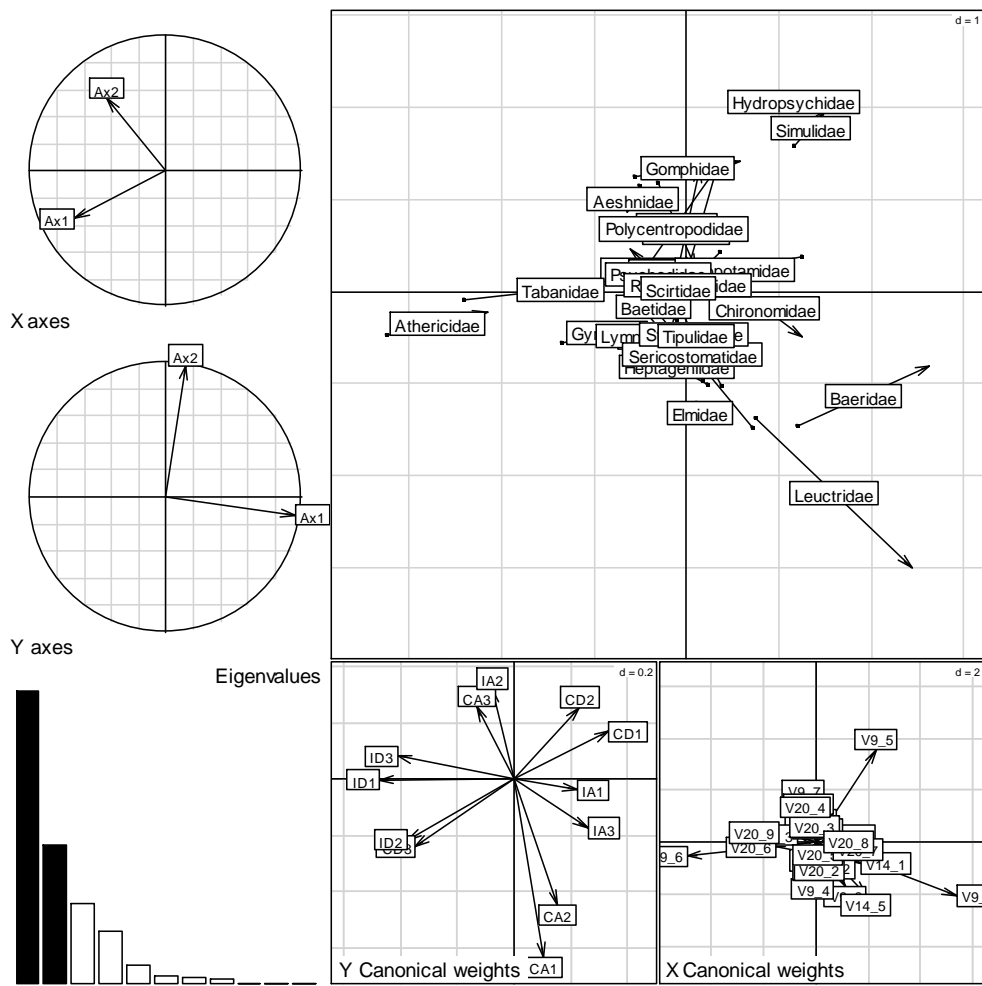


Figura 23. Análisis de co-inercias del seguimiento. No resulta estadísticamente significativo atendiendo al test de Monte Carlo ( $p: 0,208$ )



### 5.3. Experimento para estudiar la capacidad de recuperación de la biomasa de perifiton y de la comunidad de macroinvertebrados hasta 60 días después de cesar el impacto establecido.

#### 5.3.1. Capacidad de recuperación de la biomasa de perifiton hasta 60 días tras el cese de la actividad impactante (pisoteo).

Se determinó la concentración de clorofila *a* como medida de la biomasa del perifiton y la densidad óptica de carotenoides para poder calcular la ratio carotenoides:clorofila. En la figura 24 se aprecia que la concentración de clorofila *a* fue más o menos homogénea en las diferentes réplicas analizadas para cada muestra excepto para el día 1 sin pisoteo en la zona control. Los valores oscilaron entre los 4 y los 12  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  en las muestras control sin tener en cuenta la réplica anómala y entre los 0.6 y los 7  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  en las muestras impactadas (Datos en el Anexo 10).

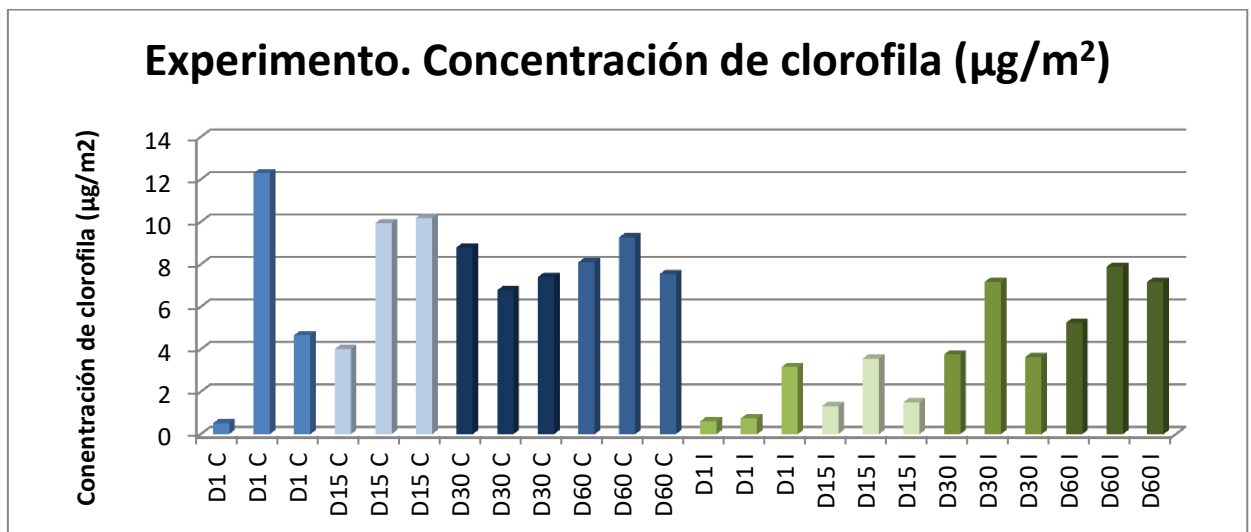


Figura 24. Concentración de clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) en la zona del experimento del río Formiga (control: C e impactada: I) 1, 15, 30 y 60 días después de cesar el impacto.

La reducción media de la clorofila *a* en cada momento estudiado en las estaciones impactadas respecto a la control ha sido la siguiente: para el día 1 un 85,12 %, para el día 15 un 74,08 %, para el día 30 un 39,49 % y para el día 60 un 19,38 %.

Tras la comprobación de la normalidad (test de Shapiro-Wilk) y la homogeneidad de varianza (test de Levene: Anexo 3) se sometieron los datos obtenidos al test paramétrico ANOVA con los resultados estadísticamente significativos únicamente para la variable concentración de clorofila ( $p=0,042$ ). (Figura 25; datos en el Anexo 11).

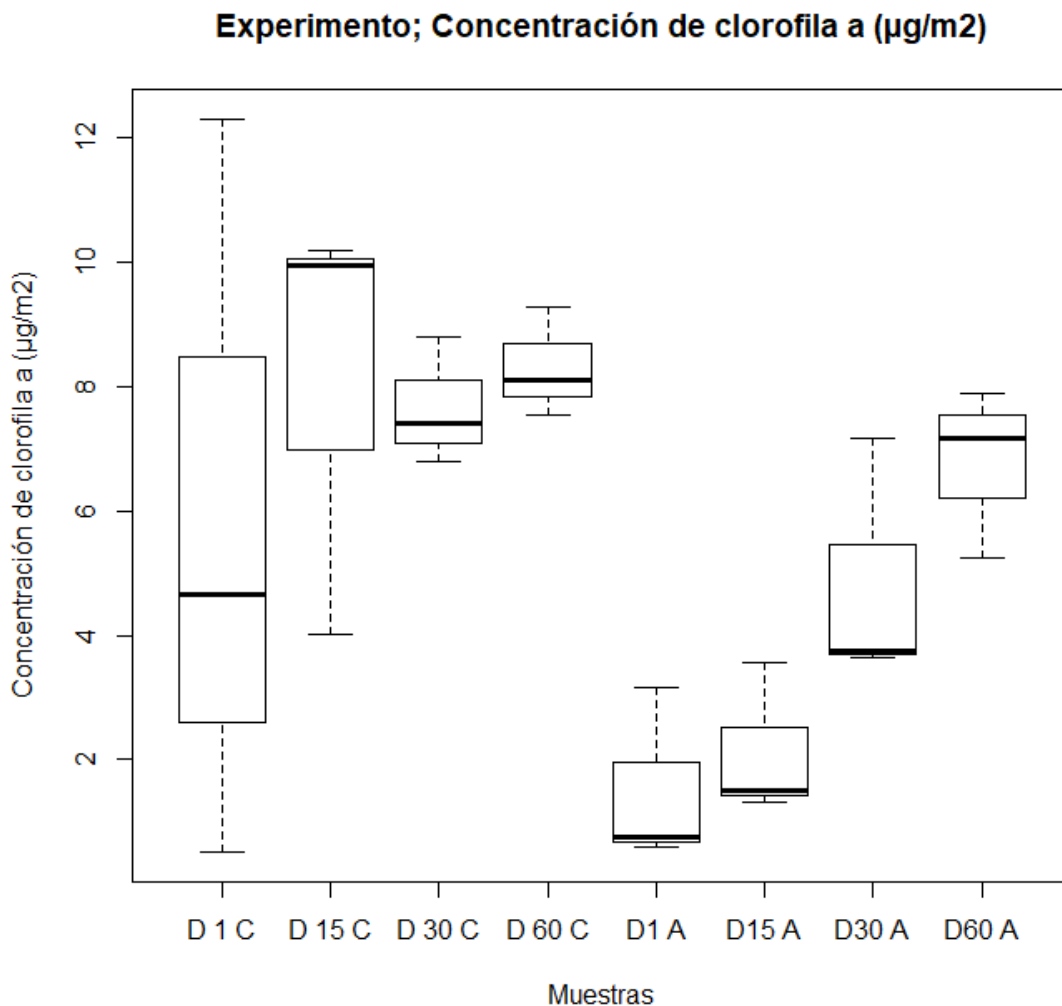


Figura 25. Variación de la concentración de clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) en la zona del experimento del río Formiga hasta 60 días después de cesar el impacto (C: control; A: afectado). Test ANOVA( F: 2,795 ;  $p:0,042$ ; Grados de libertad: 7, 16).

En la figura 25 se observa como la concentración de clorofila a en las muestras control se mantiene más o menos igual a excepción del primer día debido a la existencia de variabilidad en las réplicas. Sin embargo, en las muestras impactadas se aprecia una tendencia ascendente que culmina a los 60 días tras el cese del impacto con unos valores muy similares a las muestras control, aproximadamente un 20% menos que estas.

### 5.3.2. Capacidad de recuperación de la comunidad de macroinvertebrados hasta 60 días tras el cese de la actividad impactante (pisoteo).

Tras el recuento e identificación a nivel de familia de los organismos capturados durante el experimento, se determinaron los mismos índices que para el seguimiento, relacionados con la composición taxonómica y la calidad ecológica de la comunidad de macroinvertebrados.

Tabla 2. Valores de los indicadores biológicos calculados tras el experimento en el río Formiga..

MUESTRAS	Nº FAMILIAS	Nº INDIVIDUOS	IBMWP	IASPT	EPT	SIMPSON	SHANNON	MARGALEF
D1 C1	17	494	97	5,71	0,43	0,82	1,98	2,55
D1 C2	10	213	41	4,10	0,16	0,77	1,73	1,68
D1 C3	13	300	73	5,62	0,39	0,58	1,31	2,10
D1 A1	4	48	20	5,00	0,56	0,38	0,77	0,77
D1 A2	9	82	46	5,11	0,39	0,76	1,69	1,82
D1 A3	9	50	46	5,11	0,28	0,84	1,99	1,95
D15 C1	13	725	67	5,15	0,49	0,67	1,52	1,82
D15 C2	12	286	61	5,08	0,37	0,74	1,68	1,94
D15 C3	15	389	83	5,53	0,33	0,64	1,39	2,35
D15 A1	11	741	57	5,18	0,45	0,49	1,05	1,51
D15 A2	15	270	74	4,93	0,29	0,66	1,44	2,50
D15 A3	12	158	63	5,25	0,50	0,62	1,53	2,12
D30 C1	19	938	99	5,21	0,41	0,83	2,10	2,63
D30 C2	14	432	70	5,00	0,41	0,78	1,92	2,14
D30 C3	14	325	72	5,14	0,36	0,70	1,64	2,25
D30 A1	8	260	42	5,25	0,52	0,51	1,15	1,26

D30 A2	8	120	41	5,13	0,53	0,55	1,21	1,46
D30 A3	7	290	36	5,14	0,82	0,42	0,78	2,01
D60 C1	16	504	96	6,00	0,45	0,78	1,89	2,41
D60 C2	16	415	97	6,06	0,45	0,65	1,56	2,49
D60 C3	18	335	99	5,50	0,46	0,84	2,15	2,92
D60 A1	12	245	72	6,00	0,62	0,58	1,28	2,00
D60 A2	13	121	74	5,69	0,32	0,75	1,78	2,50
D60 A3	11	238	64	5,82	0,31	0,62	1,37	1,83

Tras el recuento e identificación a nivel de familia de los organismos capturados durante el experimento, se determinaron los mismos índices que para el seguimiento, relacionados con la composición taxonómica y la calidad ecológica de la comunidad de macroinvertebrados. La tabla 2 muestra un resumen de los resultados y las tablas 3 y 4 de los resultados estadísticos de los testes ANOVA y Kruskal-Wallis.

Tas el cálculo de los diferentes índices, se comprobó la normalidad y homogeneidad de varianzas de las muestras sometiéndolas a los test de Shapiro-Wilk y Levene respectivamente. Únicamente la variable IASPT no cumplió con el requisito de normalidad ( $p=$  0,03104) (Tabla 4) (Anexo 12).

**Tabla 3. Resumen del test ANOVA para cada una de las variables.**

TEST ANOVA			
	F	<i>p</i>	g.l.
Nº familias	7,056	0,000619	3, 8
IASPT	Test de Kruskal-Wallis		
IBMWP	6,214	0,00123	3, 8
Margalef	2,339	0,0755	3, 8
Shannon	2,092	0,105	3, 8
Simpson	1,783	0,16	3, 8
EPT	1,489	0,24	3, 8

Tabla 4. Resumen del test Kruskal-Wallis

IASPT; TEST KRUSKAL - WALLIS	
Chi - cuadrado	4,7988
<i>p</i>	0,1871
g.l.	3

Se realizó un test paramétrico ANOVA con el factor muestra, excepto aquella que no ha cumplido el requisito de normalidad a la que se le aplicó un test no paramétrico Kruskal-Wallis. La tabla 2 muestra un resumen de los resultados y la tabla 6 de los resultados estadísticos del test ANOVA. De todas las variables estudiadas ha habido dos en las que existieron diferencias estadísticamente significativas: número de familias (figura 26) ( $p: 0,000619$ ) e IBMWP (figura 27) ( $p: 0,00123$ ) (Anexo 11). Ambas variables mantienen un patrón similar en el que las muestras control ascienden ligeramente hasta el día 60 tras cesar el impacto. Las muestras impactadas tienen valores bastante más bajos para el primer día sin impacto y se recuperan notablemente a los 15 días hasta llegar prácticamente a la misma altura que las muestras control. Sin embargo, se aprecia una bajada inesperada para el día 30 que vuelve a recuperarse a los mismos niveles que el día 15 en el día 60.

### Experimento; Número de familias

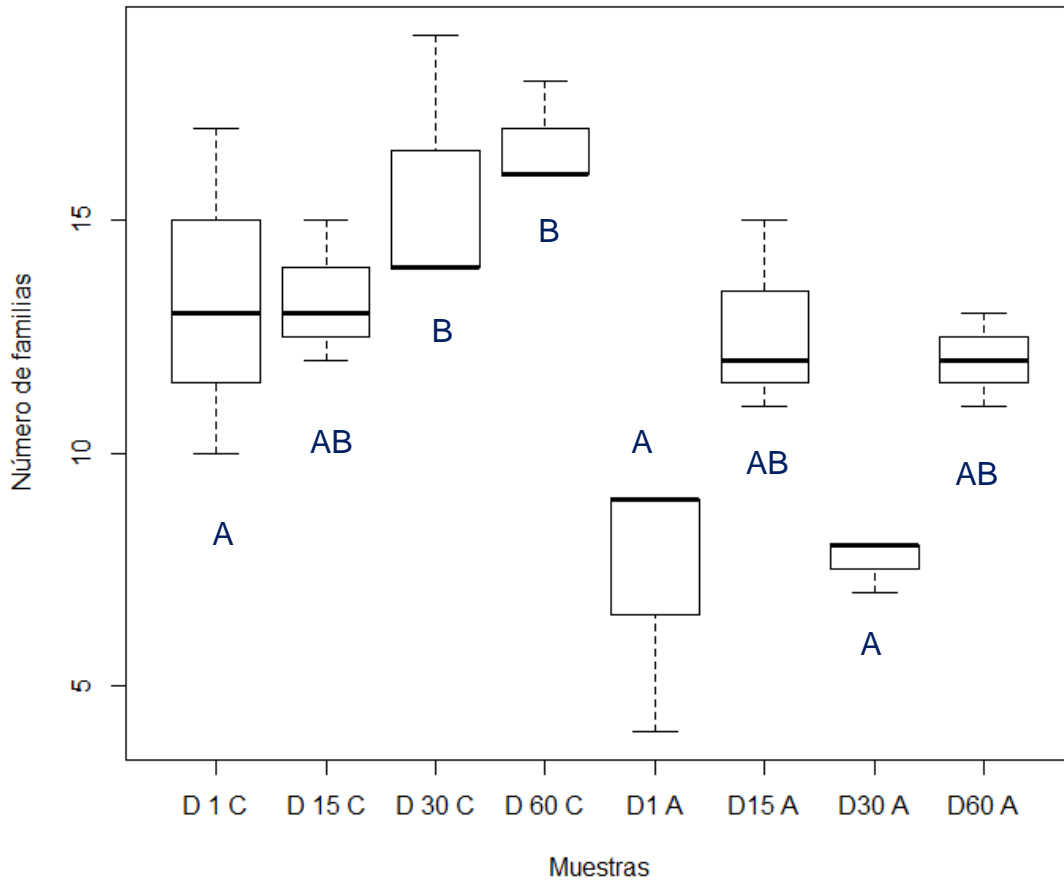


Figura 26. Variación del número de familias en la zona del experimento del río Formiga hasta 60 días después de cesar el impacto (C: control; A: afectado). Test ANOVA (F: 7,056; p: 0,000619; Grados de libertad: 7, 16). Las letras corresponden a las agrupaciones por similitud del test post hoc (Tukey).

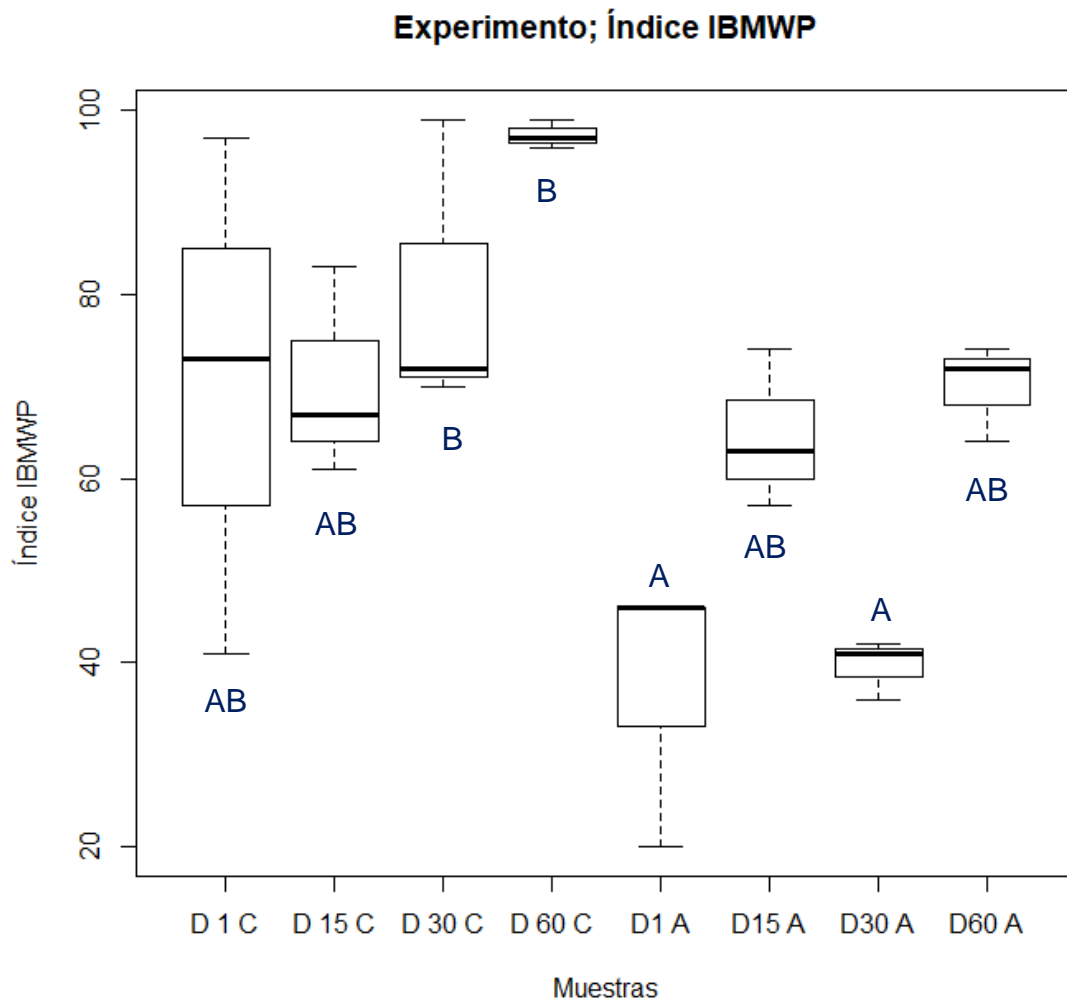


Figura 27. Variación en el índice IBMWP en la zona del experimento del río Formiga hasta 60 días después de cesar el impacto (C: control; A: afectado). Test ANOVA (F: 6,214; p: 0,00123; Grados de libertad: 7, 16). Las letras corresponden a las agrupaciones por similitud del test post-hoc (Tukey).

### 5.3.3. Similitud de la estructura de la comunidad tras el pisoteo controlado en la zona experimental.

Al aplicar un NMDS se han diferenciado dos lados más o menos diferenciados que se juntan y relacionan en el centro. En el lado derecho se han situado la mayoría de las muestras control y en el izquierdo las impactadas, mientras que en el centro ha habido una mezcla de alguna de las réplicas de ambas dos estaciones. Es importante destacar como una de las réplicas del día 60 impactado se ha situado en el extremo derecho donde predominan el resto de réplicas control (figura 26).

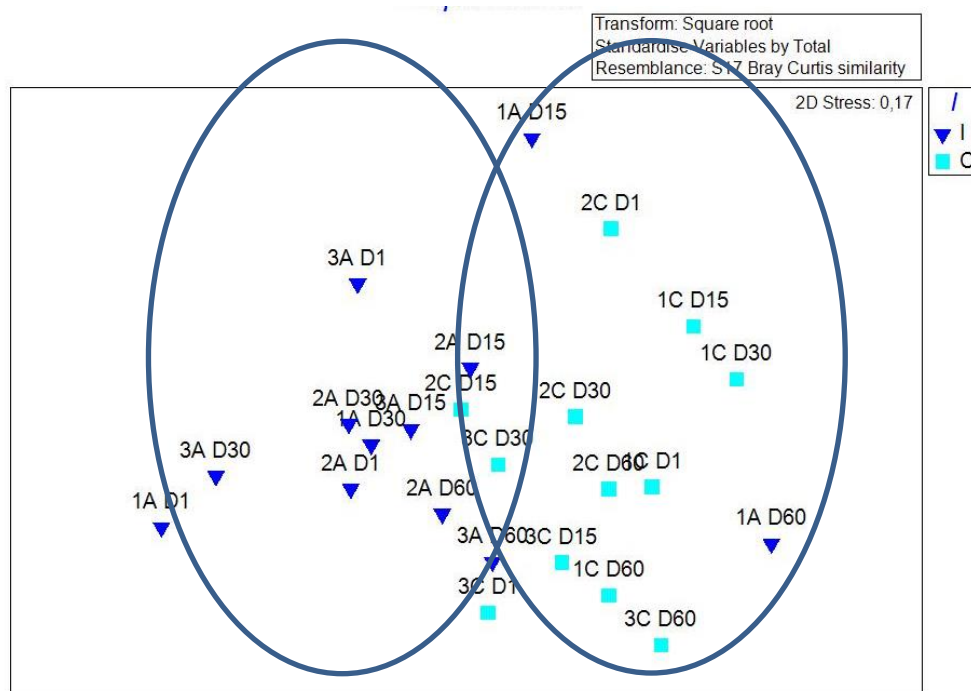


Figura 28. Representación gráfica del Non-Metric Multidimensional (N-MDS). A:Afectado.

#### 5.3.4. Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados en las fases del experimento.

De la misma manera que para el seguimiento se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con el fin de determinar la composición dominante de la comunidad en la zona del seguimiento y en la recogida de muestras 1, 15, 30 y 60 días tras cesar el impacto. Previamente se estandarizaron los datos.

La figura 27 muestra la representación de las diferentes réplicas y de las familias taxonómicas en el espacio de los dos primeros ejes extraídos (37,67 % varianza acumulada). El primer eje (21,04 %) separa a la derecha la mayoría de las réplicas de las parcelas alteradas excepto alguna de ellas como dos de las réplicas del día 60. En la izquierda del eje aparecen la totalidad de las réplicas control. Las familias dominantes en las muestras alteradas son *Hydroptillidae* y *Baetidae* principalmente además de *Dixidae*, *Tabanidae*, *Tipulidae* o *Serocostomatidae*. En el lado de las muestras control aparece con especial dominancia la familia *Chironomiidae* además de otras como *Simulidae*,



*Elmidae*, *Gomphidae* o *Ceratopogonidae*. El segundo eje (16,63 %) parece separar en el lado positivo las muestras control, aunque la mezcla de réplicas en cada lado del eje es importante. En la parte positiva dominan familias como *Hydropsychidae*, *Baetidae*, *Elmidae* o *Caenidae*.

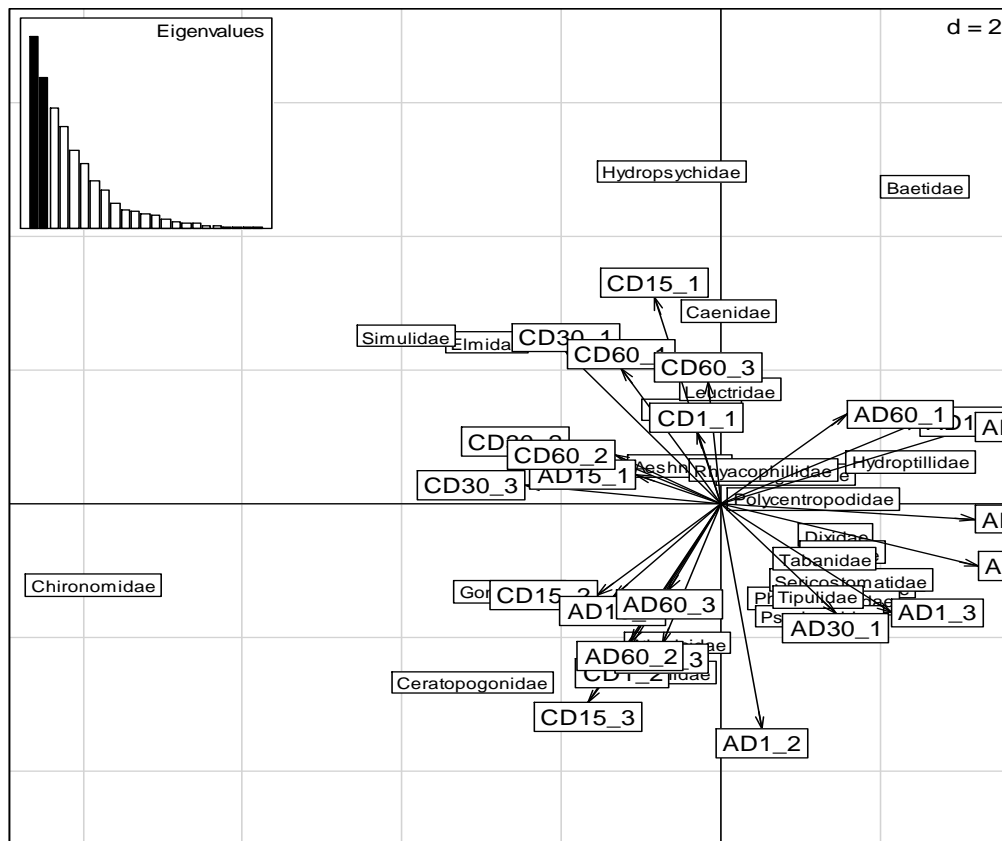


Figura 27. Representación de las muestras y familias del seguimiento en los dos primeros ejes extraídos del análisis de componentes principales (PCA)

De nuevo, con el objetivo de analizar el efecto del pisoteo sobre los rasgos biológicos principales de la comunidad de macroinvertebrados se realizó un análisis de componentes principales (FPCA), que incluyó las familias presentes en las muestras y sus correspondientes rasgos biológicos (figura 23).

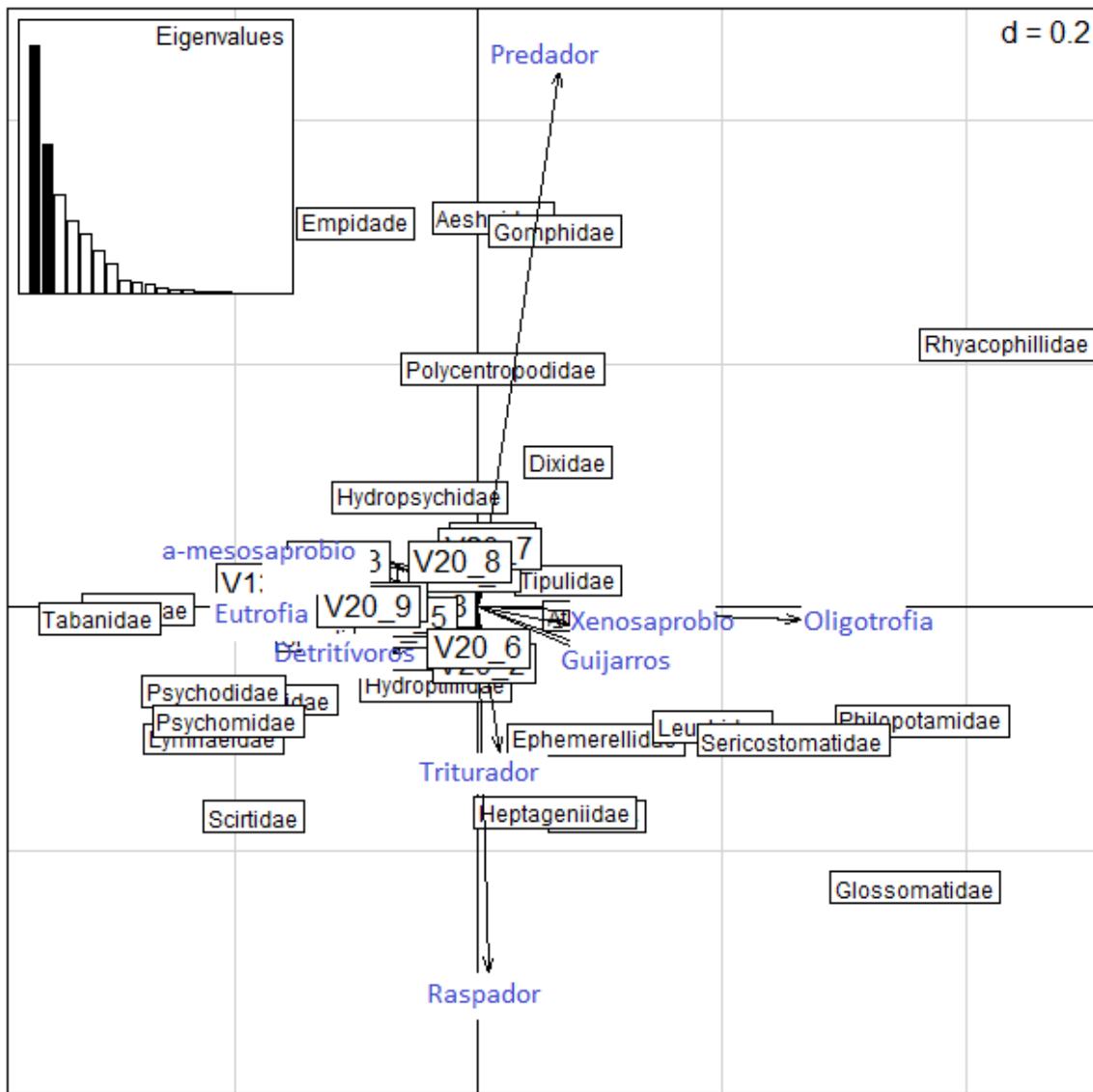


Figura 28. Análisis de componentes principales difuso (FPCA).

En la figura 28 el primer eje separa de nuevo a la derecha un ambiente oligotrófico dominado por familias como *Philopotamidae*, *Glossomatidae* o *Rhyacophillidae*. En el lado izquierdo del mismo eje aparecen familias como *Tabanidae* en ambientes eutróficos. El segundo eje de igual manera que en el seguimiento separa las familias en función de los hábitos alimenticios. En la parte superior dominan los depredadores como son *Aeshnidae*, *Gomphidae* (*Odonata*) o *Empididae* mientras que en la parte inferior dominan los raspadores y los trituradores tal que *Heptageniidae*, *Glossomatidae* o *Ephemerellidae*.

Igual que en el seguimiento y con el fin de facilitar la interpretación del PCA y el FPCA realizados, se llevó a cabo un análisis de co-inercia que incluía a los dos anteriores. Sin embargo, este análisis no fue significativo (Monte Carlo  $p=0,2089$ , por lo que se muestra en la figura 29 pero no se comenta, ya que los resultados incluidos en el PCA y el FPCA son más explicativos que el análisis conjunto obtenido.

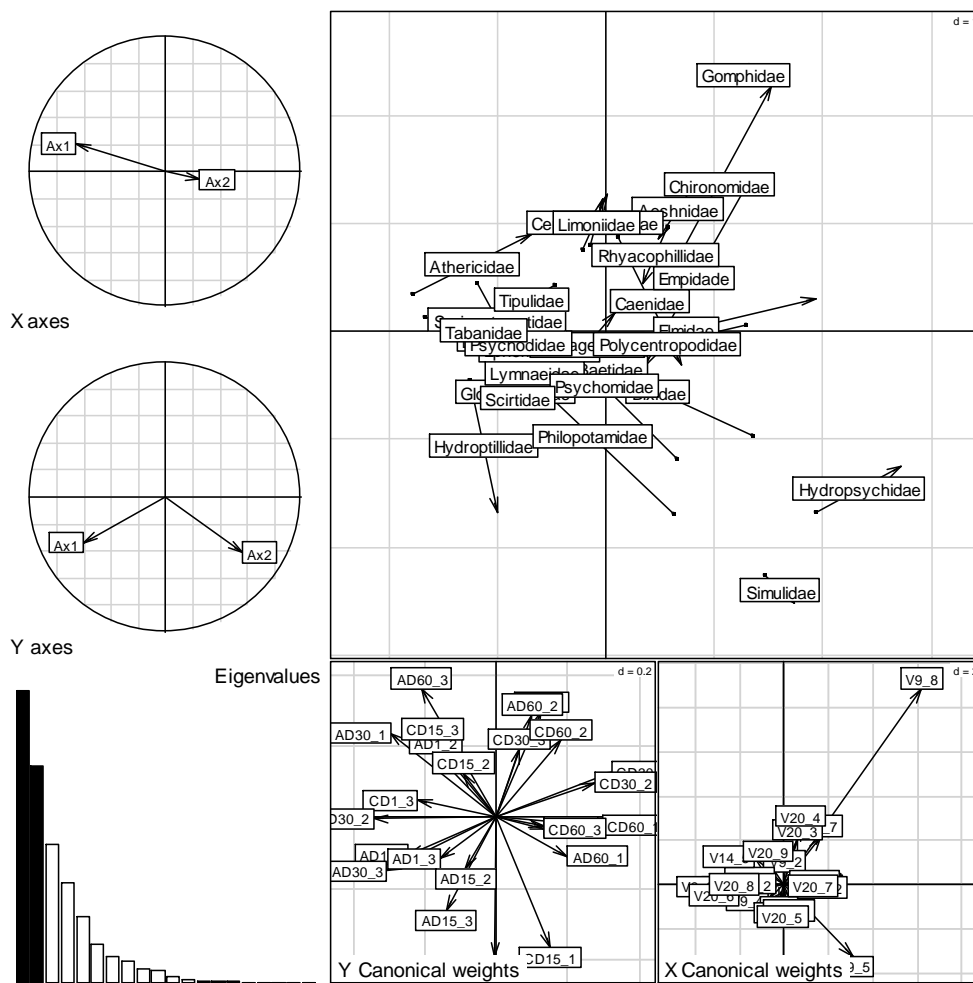


Figura 29. Análisis de co-inercia del experimento. No resulta estadísticamente significativo atendiendo al test de Monte Carlo ( $p: 0,863$ )

## 6.DISCUSIÓN

### 6.1. Influencia del barranquismo en la concentración de clorofila *a* y su recuperación

Los resultados obtenidos en el presente estudio indicaron que en la temporada 2016 existió una afección en el recubrimiento de perifiton de las rocas del río Formiga ocasionada por el pisoteo de las mismas. En el estudio realizado por Sierra y López-Flores (2013) las diferencias se dieron principalmente en la estación impactada y no fueron significativas. Durante la temporada 2016 se observaron diferencias estadísticamente significativas entre la estación control y la impactada, debido a sus características ambientales. La diferencia en la cobertura de perifiton entre zonas muestreadas fue mayor que entre épocas de muestreo. Sin embargo, cuando se separaron las dos zonas y se realizó el análisis independientemente, la zona control mostró un incremento de concentración tras la temporada, mientras que la zona impactada mostró una disminución de la concentración. Esto parece ser debido al paso de los barranquistas por la estación impactada que no se produjo en la zona control. Las diferencias en el recubrimiento de perifiton eran apreciables *in situ* a simple vista.

En el trabajo realizado el mismo año en el río Alcanadre por Pérez y López-Flores (2018) se apreció una diferencia igualmente muy marcada entre las dos estaciones control e impactada inicial, sin embargo, en ambas zonas se produjo un incremento de concentración de clorofila *a* tras la temporada de verano. Las diferencias pueden ser achacables a la diferencia del tamaño del cauce, mucho más pequeño en el río Formiga y a su estrechez, que obliga a los barranquistas a pasar por la misma trazada y por lo tanto, en el barranco del Formiga la presión sobre el lecho del río es mayor ante un supuesto paso de personas similar. En el barranco de la Peonera la situación fue diferente también debido a la existencia de la Fuente de la Tamara en el río Alcanadre, justo aguas arriba de la toma de datos, la cual se determinó que influía de manera muy importante en la proliferación de biomasa gracias al aporte de nitrato que producía.

En cuanto al experimento realizado, consistente en un pisoteo controlado durante una semana, se observó una evidente recuperación en el recubrimiento de las rocas en las muestras impactadas al cesar el impacto controlado. Tras 60 días sin impacto la concentración de clorofila *a* se recuperó prácticamente hasta los mismos niveles que en las parcelas control.

Los valores de reducción media de biomasa calculada mediante el valor de clorofila *a* demuestran que el impacto existente al día siguiente de cesar el pisoteo es evidente, con una disminución del 85,12 %. Este valor es cercano al 95 % de reducción que se apreció en el estudio de Pérez y López-Flores (2018) en el río Alcanadre. Pasados 15 días la reducción en el río Formiga continuaba siendo elevada (74,08 %) a diferencia de la rápida recuperación que se menciona en el estudio del río Alcanadre. Tras 60 días sin impacto todavía existe una reducción del 19,38 % respecto a las parcelas control, aunque la continuidad en la recuperación parece evidente. Robinson (1986) ya apreció en sus experimentos en relación al perifiton medido como clorofila *a* que este desciende ante una perturbación en función de la frecuencia de perturbación.

Los resultados mostraron que la recuperación de la comunidad es posible, aunque esta recuperación se produce una vez cesada la actividad, a partir del mes de octubre, cuando empieza la temporada de lluvias (otoño) (Grimm y Fisher, 1989; Uehlinger *et al.*, 2003). Esto nos hace tener en cuenta y remarcar de nuevo la vital importancia de la presión ejercida sobre el terreno cada año, su posible efecto acumulativo y no sólo intentar comprender la afección del año concreto estudiado.

## **6.2. Efectos del barranquismo (pisoteo) sobre las comunidades de macro invertebrados acuáticos y la recuperación de sus poblaciones en el tiempo.**

### **Índices biológicos**

VARIABLES sencillas de calcular como el número total de individuos o el número de familias mostraron una disminución importante del 89,64 y 54,05 % respectivamente, tras la temporada de barranquismo en la zona impactada, mientras que en las estaciones control hubo un importante ascenso de ambas variables. Además, los indicadores biológicos basados en la diversidad taxonómica y el estado ecológico de la comunidad de macroinvertebrados también permitieron detectar una afección sobre la misma como consecuencia del pisoteo derivado del paso de barranquistas por la zona afectada por el uso deportivo del río Formiga. Tras la temporada de barrancos se vieron reducidas de forma significativa las variables número de familias y el índice EPT, además de observarse en el resto de variables unos patrones similares de descenso aunque no hayan sido estadísticamente significativos.

Concretamente, el índice el índice EPT descendió considerablemente en la zona impactada después de la temporada, fenómeno que no ha ocurrido en las muestras control. Este índice nos evidencia un descenso importante tras la temporada en la estación impactada de algunos de los órdenes considerados como más sensibles y no resilientes: *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera*. Este resultado es similar a los obtenidos por Hardiman y Burguin (2011) y Mundahl y Hunt (2011) que reconocen la reducción tras el pisoteo principalmente de estos tres órdenes que se caracterizan por estar presentes principalmente en aguas limpias y bien oxigenados con un alto valor ecológico y responder negativamente ante las alteraciones físico – químicas o de alteración del cauce que sería el caso estudiado. Además, la capacidad de dispersión de estos órdenes está muy limitada debido a sus cortos vuelos y corta vida en estado adulto. Así pues nos encontramos con resultados que parecen propios de un ecosistema impactado por el pisoteo y que a fecha del muestreo final de temporada no se había recuperado.

Para la variable número de familias se apreció también un considerable descenso en la zona impactada tras la temporada. Además, la estación control respondió de manera inversa a la impactada aumentando el número de familias presentes tras la temporada de verano. Esto es de esperar en condiciones naturales, en que el progreso de la primavera al verano favorece una mayor

diversidad y riqueza de taxones en la comunidad de macroinvertebrados (López-Rodríguez *et al.*, 2012).

En cuanto al índice de calidad ecológica IBMWP, se obtuvieron unos valores bastante bajos si los comparamos con en el estudio de Sierray López-Flores (2013), además este índice no reflejó la perturbación producida por el pisoteo de los barranquistas al contrario de lo ocurrido en el estudio previo.

Sí que se produjeron diferencias para esta variable durante la realización del experimento en el cuál las variables índice IBMWP y número de familias evolucionaron de forma diferente en cada periodo de recuperación estudiado. Se evidenció una recuperación del número de familias en las parcelas impactadas. Sin embargo no se consiguió alcanzar el mismo número de taxones que en las muestras control, posiblemente debido al estancamiento de la recuperación producido de manera inesperada a los 30 días tras cesar el impacto.

Se podría suponer una recuperación paulatina de la comunidad en las muestras afectadas, pero en el día 30 hay una bajada hasta valores similares al día 1 tras el pisoteo, que no han podido relacionarse con ningún factor ambiental. Tras 60 días sin impacto el número de familias se había recuperado al mismo nivel que el día 15 tras el pisoteo. Esta rápida capacidad de recuperación concuerda con lo planteado por otros autores ante una perturbación de diferente índole (Lake, 2000; Brooks y Boulton, 1991, Robinson *et al.*, 2004; Negishi y Richardson, 2006; López-Rodríguez *et al.*, 2012).

Sierra y López-Flores (2013) realizaron un experimento similar estudiando hasta los 32 días tras cesar el impacto, en el que la recuperación fue continúa y prácticamente total, constatándose una importante bajada en el número de individuos el primer día tras cesar el pisoteo controlado y una recuperación progresiva hasta el día 32. El resultado del experimento actual se asemeja en parte a sus resultados por la potencial capacidad de recuperación observada, aunque en este caso se vea interrumpida a los 30 días por causas desconocidas.

En concreto, el primer día después de cesar el impacto el número de familias presentes en relación a la muestra control se vio reducido un 45 %, mientras que a los 15 días esta diferencia fue tan sólo del 5 %. Como se ha venido comentando, a los 30 días hay una interrupción en la recuperación de la comunidad por lo que la reducción en el número de familias vuelve a ser del 51,06 % y finalmente a los 60 días es del 28 %. Los resultados sugieren la existencia de una perturbación ambiental que paró la recuperación de la comunidad 30 días después del pisoteo artificial. Tras esta perturbación, la comunidad volvió a recuperarse en la medida de lo posible, de tal manera que en un mes (del día 30 al 60) se ha recuperado de la misma manera que en los primeros quince días. Esto hace que la reducción media sea del 32,26 %, bastante más elevada que para estudios anteriores (Sierra y López-Flores, 2013; Pérez y López-Flores, 2018). Sin embargo, si sólo tenemos en cuenta los 15 primeros días se constata una rápida recuperación en el número de familias.

En cuanto al número de individuos se han observado reducciones muy importantes. El primer día tras cesar el pisoteo la reducción es del 82,13 %, algo mayor del 70 % observado por Sierra y López-Flores (2013). Estudios anteriores de Hardiman y Burguin (2011) obtuvieron resultados bastante similares (71 %) con una frecuencia de pisoteo similar, igual que otros estudios de Brooks y Boulton (1991). Reice (1985) en un estudio impactado por el volteo de las rocas del lecho del río 0, 1 o 2 veces en 6 semanas observó reducciones establecidas dentro de un rango de entre el 25 % y el 95 % de los individuos, de tal manera que nuestro resultado se sitúa dentro de este rango. También hay que tener en cuenta que los efectos a corto plazo de las avenidas de agua llegaron a resultar muy parecidos a los obtenidos en el experimento (Molles, 1985; Mundhal y Hunt, 2011).

Pasados los primeros 15 días la disminución en el número de individuos es de tan sólo el 16,5 %. Así pues se puede establecer una recuperación muy importante de la comunidad como ya indicaran Sierra y López-Flores (2013) y otros autores en estudios anteriores: a los 15 (Hardiman y Burguin, 2011) o a las 4 semanas en el caso de Reice (1985). La velocidad, capacidad y patrón de recuperación de las comunidades bentónicas no parece estar muy clara, pues algunos autores como Meloy Froehlich (2004) indican que está estrechamente



relacionada con la presencia de zonas no afectadas que pueden actuar como fuente de colonizadores, mientras que Brooks y Boulton (1991) lo achacan a la importancia de la migración vertical (abajo-arriba) o Reice (1985) a la resiliencia de los taxones en función de su fecundidad.

Igual que en el caso anterior, la comunidad sufre a los 30 días un descenso en el número de individuos (60, 47 %). A los 60 días de cesar el pisoteo la recuperación se reactiva pero al parecer de una manera más lenta, el número de individuos sigue siendo bastante más elevado que tras los 15 días sin impacto (16 % respecto al 51,83 % de los 60 días).

Los valores del estado ecológico (índice IBMWP) evolucionaron de forma similar al número de familias, con una interrupción a los 30 días. Sin embargo, este índice nunca alcanzó valores tan altos como los presentes en las parcelas control, cercanos a 100. Los valores obtenidos en las zonas del seguimiento, incluida la zona control, fueron siempre más bajos que los obtenidos en las parcelas del experimento. Esto probablemente se deba a que la zona del experimento es la que se encuentra más alejada de la salida del barranco, de manera que la posible influencia de los barranquistas en ella es totalmente nula. La zona control se encuentra en una posición intermedia entre el experimento y la zona alterada, así que a pesar de no sufrir el impacto directo del pisoteo, podría verse afectada por una alteración de la calidad del agua, por encontrarse aguas debajo de la salida del barranco.

El resto de índices biológicos estudiados no resultaron significativos. Así, en cuanto a los índices relacionados con la diversidad taxonómica, sólo la riqueza de familias resultó ser informativa, tanto del impacto de la temporada de barrancos, como de la capacidad de recuperación de la comunidad. Esto puede deberse al hándicap de calcular el índice de Shannon con el número de familias y no con el número de especies como indica Guerold (2000).

En cuanto a los índices relacionados con la calidad ecológica, el índice EPT indicó el impacto del barranquismo al final de la temporada y el índice IBMWP o estado ecológico, permitió seguir la recuperación de la comunidad a lo largo de los dos meses del experimento. Estos dos índices están relacionados con la sensibilidad de los taxones presentes. Concretamente, el índice IBMWP fue

diseñado para determinar el grado de contaminación de un río, pero ambos índices han demostrado ser sensibles a otro tipo de perturbaciones en ríos, como son las alteraciones morfológicas o de régimen hídrico (Manfrin *et al.*, 2013; Bruno *et al.*, 2014).

### **Estructura de la comunidad de macroinvertebrados**

Atendiendo a la agrupación resumida en los resultados, se puede deducir que durante el seguimiento las muestras pertenecientes a la estación impactada se separaron de las muestras control después de la temporada de barrancos. La estructura de la comunidad partió de una situación similar en ambas zonas de muestreo, para tras la temporada diferenciarse claramente. Lo que sugiere que el impacto producido en la comunidad de macroinvertebrados produce una alteración en la estructura (composición y abundancia de organismos) que perdura toda la temporada.

En cuanto al experimento, en el análisis NMDS se diferenciaron dos grandes grupos de muestras: las impactadas por un lado y las control por el otro. Cabe resaltar que las muestras impactadas tras 60 días sin pisoteo se situaron muy próximas a las muestras control. Lo mismo sucede con las réplicas del día 15 puesto que sus niveles de recuperación son similares a los de 60 días después. Por otro lado, las muestras de parcelas impactadas los días 1 y 30, se situaron en la parte del eje más alejada de las muestras control. Por lo que en estos dos periodos fue cuando la estructura de la comunidad se alejó más de lo esperado para la época del año.

### **Rasgos biológicos de los diferentes grupos taxonómicos y la influencia de estos rasgos en la supervivencia y recuperación de las poblaciones tras la perturbación.**

Los datos recopilados durante el seguimiento revelaron el carácter oligotrófico de todas las muestras analizadas. En ningún momento se superó el umbral de la mesotrofia establecido por Dodds (1998). Sin embargo, si se pudo observar

que la concentración de clorofila *a* fue superior en la zona control que en la alterada. Además, en esta última, al final de temporada la concentración de clorofila *a* fue unas 6 veces menor que al inicio. El impacto directo del pisoteo sobre el perifiton es previsible que tenga consecuencias sobre la comunidad de macroinvertebrados, sobre todo sobre los ramoneadores y aquellos que dependen de estos, los depredadores.

Tras el experimento en las parcelas alteradas también disminuyó la biomasa de perifiton y por lo tanto la disponibilidad de alimento para los ramoneadores, excepto para el día 60 de recuperación, cuando, aunque no completamente, los valores se acercaron a los de las parcelas control.

Las estrategias tróficas dominantes fueron las mismas que para el seguimiento. El FPCA separó los hábitos alimenticios, existiendo una tendencia a la dominancia de las familias depredadoras en las muestras control y raspadoras y trituradoras las muestras alteradas.

Así pues, se presenta una coincidencia principal entre el seguimiento y el experimento: las muestras impactadas estaban afectadas por la escasez de producción primaria mientras que las muestras control desarrollan la biomasa correspondiente al progreso natural de la estación estival. Esta variación supone un descenso de la entrada de energía en la red trófica tras el impacto, que parece revertirse a partir de los 60 días.

La estrategia trófica dominante en la zona control antes de la temporada fue la depredación, mientras que en el resto de muestras dominaron las estrategias raspadoras, filtradoras en las muestras de la zona control y trituradoras en las muestras de la zona alterada (figura 23) (Bonada *et al.*, 2006).

En cuanto al experimento, los primeros días tras la perturbación dominaron los filtradores y progresivamente la comunidad tendió hacia la dominancia de los depredadores conforme se recuperaba el perifiton y por lo tanto los ramoneadores sobre los que depredan principalmente los odonatos (figura 29).

## 7.CONCLUSIONES

- A lo largo de la temporada la concentración de clorofila *a* en las muestras control subió y en las muestras de la zona impactada bajó.
- En la temporada 2016 se produjo una reducción del 109,07 % en la concentración de clorofila *a* del perifiton en el barranco del río Formiga.
- La recuperación de la concentración de clorofila *a* en las parcelas afectadas se alargó los 2 meses, siendo todavía un 20% inferior al control al finalizar el experimento.
- El número de familias y de individuos total disminuyeron en la zona impactada del barranco al final de la temporada, sufrieron un 54 y un 90 % de reducción respectivamente.
- El índice EPT mostró diferencias a lo largo de la temporada, mientras que el índice IBMWP permitió diferenciar los niveles de recuperación del experimento. El número de familias resultó ser un indicador efectivo de las diferencias en los dos enfoques realizados.
- La estructura de la comunidad de macroinvertebrados al final de la temporada 2016 no fue la esperable para esa época del año.
- La recuperación de la estructura para el experimento se alargó hasta los 60 días, los días 1 y 30 de recuperación fueron los más alejados para la situación esperable de esa época.
- Tanto al final de la temporada 2016 como para el inicio del experimento realizado se detectó una disminución de producción primaria y esto tuvo consecuencias sobre las estrategias tróficas dominantes en la comunidad de macroinvertebrados.
- Al inicio de la temporada dominaron los depredadores, al final de la temporada en condiciones normales los filtradores y en la zona impactada los trituradores.
- La recuperación del perifiton durante el experimento dio lugar a la recuperación de los ramoneadores y en consecuencia de los depredadores.

## 8. 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<sup>1</sup>). *Limnetica*, 2002, vol. 21, núm. 3-4, pp. 175-185.

Benayas, J., Blanco, R., & Pribe 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.

Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N. & Resh, V. H. (2006). Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *The North American Benthological Society*, 25(1):32-43. doi: 10.1899/08873593(2006)25[32:BMAAMC]2.0.CO;2

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

Bruno, D., Belmar, O., Sánchez-Fernández, D., Guareschi, S., Millán, A. & Velasco, J. (2014). Response of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spacial scales. *Ecological indicators*, volumen 45, pp. 456 – 464. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.04.051

Clarke K, Gorley R (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. 192

Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) (2007). *Plan hidrológico del río Alcanadre. Borrador previo para su análisis*. Zaragoza, 2007.

Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón (2016). *Informe del consejo de protección de la naturaleza de Aragón sobre la memoria anual del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara 2015*.

Core Team R (2015) R Project

Covich, A., Gurtz, M. E., Li, H. & Wallace, J. B. (1998). The Role of Disturbance in Stream Ecology. *In Journal of the North American Benthological Society* 7(4):433. DOI: 10.2307/1467300

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.

Decreto 127/2006, de 9 de mayo, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el cangrejo de río común, *Austropotamobius pallipes*, y se aprueba el Plan de Recuperación.

DGA (1991) Ley 14/1990, del 27 de diciembre, por la que se declara el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara.

Ezeiza Karrera, I., Proyecto fin de carrera, ETSAV, Junio 2016.

Federación Española de deportes de montaña y escalada (FEDME) (2007). Barranquismo en espacios naturales protegidos. Texto acordado en el *IV Seminario de Espacios Naturales Protegidos y Deportes de Montaña*. Covadonga, 21 de abril de 2007.

Folke, C., Carpenter, S., R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T. & Rockström, J. (2010). Resilience Thinking: Integrating Resilience, Adaptability and Transformability. *Ecology and Society* 15(4): 20.

Fox J (2005) The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. J. Stat.

Gómez-Limón, J., Gumán, A. & de Andrés, A. (2010) *Guía para la adhesión de las empresas turísticas a la Carta Europea de Turismo Sostenible en espacios protegidos*. Edita Fundación Fernando González Bernálde. Madrid. 188 páginas.

Grimm, N. B. & Fisher, S. G. (1989). Stability of Peryphyton and Macroinvertebrates to Disturbance by Flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (4) pp: 293 – 307.

DOI: 10.2307/1467493

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

Hanson, P., Springer, M. & Ramirez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. Biol. Trop.* (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 58 (Suppl. 4): 3-37,

Hardiman, N. & Burgin, S. (2011). Comparison of stream macroinvertebrate assemblages in canyon ecosystem of the Blue Mountains (Australia) with and without recreational traffic: a pilot study in imposible terrain. *Australian Zoologist* 35(3), 757-769. <https://doi.org/10.7882/AZ.2011.027>

Ladera Fernández, R. (2011). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de información ambiental*. Nº 39. Pp. 24 – 29.

López-Rodríguez, M. J., Peralta-Maraver, I., Gaetani, B., Sainz-Cantero, C. E., Fochetti, R. & Tierno de Figueroa, J. M. (2012). Diversity patterns and food web structure in a Mediterranean intermittent stream. *International Review of Hydrobiology*. 97(6). <https://doi.org/10.1002/iroh.201201541>

Manfrin, A., Larsen, S., Traversetti, L., Pace., G. & Scalici, M. (2013). Longitudinal variation of macroinvertebrate communities in a Mediterranean river subjected to multiple anthropogenic stressors. *International Review of Hidrobiology*. 98(3). <https://doi.org/10.1002/iroh.201201605>

MAPAMA (2013) Protocolo de cálculo del índice IBMWP. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid

MAPAMA (2015) Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. BOE núm. 219:80582-80677

MARGALEF, D.R. 1958. Information Theory in Ecology. *General Systematics*, 3: 36-71.

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. <https://doi.org/10.1002/iroh.200310702>

Molles Jr, M. C. (1985). Recovery of a Stream Invertebrate Community from Flash a Flash Flood in Tesuque Creek, New Mexico. *The southwestern naturalist*, 30(2):279-287. DOI: 10.2307/3670741

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. DOI: 10.1080/02705060.2011.596657

Negishi J.N. & Richardson J.S. (2006) An experimental test of the effects of food resources and hydraulic refuge on patch colonization by stream macroinvertebrates during spates. *J Anim Ecol* 75(1):118-129

Oscos J, Galicia. D, Miranda R (2011) *Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro*. Conferderación hidrográfica del Ebro.

Oscos, J, Leunda, P. M., Miranda, R. & Escala, M<sup>a</sup>. C. (2005). Calidad biológica de las aguas en el río Ebro (Navarra, España) (2001 – 2002). *Ecología*, N<sup>o</sup> 19, 2005, pp. 59 – 74.



Pérez, M. L. y López-Flores, R. (2018). Evaluación del impacto del barranquismo y la resiliencia de las comunidades acuáticas en un torrente del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. *Universidad de Zaragoza*.

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. & Rieradevall, M. (2009). *Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas*. En Domínguez, E. & Fernández, H. R. *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. Edita Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina.

Reice, S. R. (1985). Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*, 67(1), 90-97. doi: 10.1007/BF00378456.

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*. 5(3): 237-248. DOI: 10.2307/1467711

Samo Lumberras AJ, Garmendia Salvador A, Delgado JA (2008). *Introducción práctica a la Ecología*. Pearson Educación S.A., Madrid.

Shannon CE, Weaver W (1949) *The Mathematical Theory of Communication*, University of Illinois Press., Urbana, IL.

Sierra J. y López –Flores, R. (2014). *Efecto del barranquismo sobre los macroinvertebrados acuáticos y su recuperación en el río Formiga (Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, Huesca)*. Universidad de Zaragoza.

Simpson EH (1949) *Measurement of diversity*. *Nature* 163:688.

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

Terrádez Gurrea M (2000) Análisis de Componentes Principales. Proyecto eMath.(MECD). Secretaría de Estado de Educación y Universidades

UE (2000) Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DMA). DO Comunidades Eur 327:

Uehlinger, U., Kawecka, B. & Robinson, C. T. (2003). Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). *Aquatic Sciences*, 65(3):199 – 209.

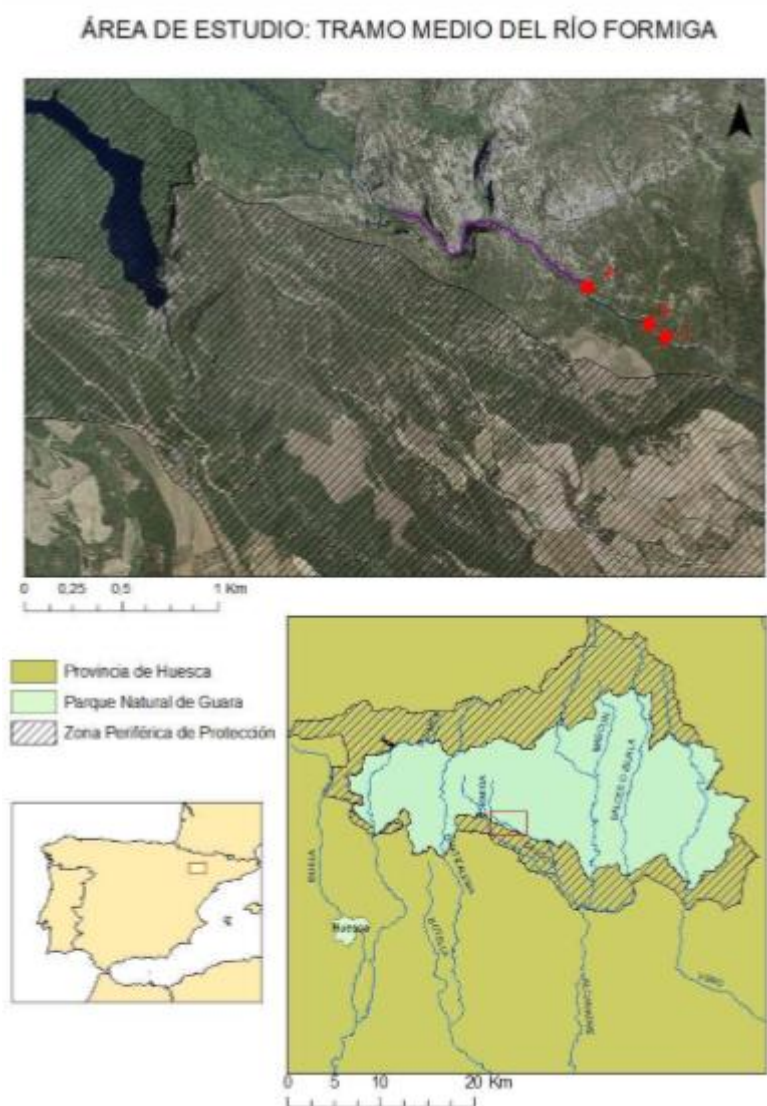
Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P, Tachet H (2000) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?. *Assess Ecol Integr Run Waters Springer*. 422(0):153-162

# 9. ANEXOS

## ANEXO 1

Imagen de localización del barranco del río Formiga y las zonas de muestreo.

Fuente: Sierra y López Flores (2013).



## ANEXO II

Descripción de la comunidad a nivel da familia, recuento total de individuos con porcentajes incluidos:

	SEGUIMIENTO	% SEGUIMIENTO	EXPERIMETO	% EXPERIMENTO	TOTAL	% TOTAL
Leuctridae	708	37,500	2970	37,223	3678	37,276

Chironomidae	277	14,672	1661	20,817	1938	19,641
Simuliidae	293	15,519	729	9,136	1022	10,358
Elmidae	102	5,403	674	8,447	776	7,865
Baetidae	183	9,693	475	5,953	658	6,669
Hydropsychidae	96	5,085	313	3,923	409	4,145
Ceratopogonidae	0	0,000	278	3,484	278	2,817
Caenidae	24	1,271	253	3,171	277	2,807
Limoniidae	59	3,125	215	2,695	274	2,777
Gomphidae	40	2,119	153	1,918	193	1,956
Empididae	16	0,847	48	0,602	64	0,649
Aeshnidae	10	0,530	43	0,539	53	0,537
Hydroptillidae	0	0,000	43	0,539	43	0,436
Athericidae	20	1,059	19	0,238	39	0,395
Heptageniidae	2	0,106	26	0,326	28	0,284
Polycentropodidae	13	0,689	12	0,150	25	0,253
Rhyacophillidae	2	0,106	19	0,238	21	0,213
Psychodidae	14	0,742	3	0,038	17	0,172
Philopotamidae	6	0,318	6	0,075	12	0,122
Psychomidae	0	0,000	12	0,150	12	0,122
Tipulidae	3	0,159	6	0,075	9	0,091
Lymnaeidae	3	0,159	4	0,050	7	0,071
Tabanidae	3	0,159	4	0,050	7	0,071
Dixidae	0	0,000	6	0,075	6	0,061
Stratyomidae	5	0,265	0	0,000	5	0,051
Scirtidae	1	0,053	3	0,038	4	0,041
Sericostomatidae	2	0,106	1	0,013	3	0,030
Glossomatidae	0	0,000	2	0,025	2	0,020
Gyrinidae	2	0,106	0	0,000	2	0,020
Pothamantidae	2	0,106	0	0,000	2	0,020
Baeridae	1	0,053	0	0,000	1	0,010
Dryopididae	1	0,053	0	0,000	1	0,010
Ephemereillidae		0,000	1	0,013	1	0,010
TOTALES	1888		7979		9867	

### ANEXO III

Recuento total de órdenes presentes

<b>ORDENES</b>	<b>NÚMERO DE FAMILIAS</b>
<b>Plecoptera</b>	1
<b>Diptera</b>	10
<b>Coleoptera</b>	4

Ephemeroptera	4
Trichoptera	10
Odonata	2
Basommatophora	1

#### ANEXO IV

Resumen de los datos de absorbancias utilizados para calcular la concentración de clorofila a y el ratio A440:A665.

	$\lambda =$	ABSORBANCIAS			A430:A665	CHLA ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )
		665	440	750		
SEGUIMIENTO ANTES	CONTROL 1	0,685	1,885	0,013	2,752	10,214
	CONTROL 2	0,668	1,952	0,013	2,922	9,956
	CONTROL 3	0,373	0,98	0,006	2,627	5,578
	IMPACTADO 1	0,182	0,553	0,003	3,038	2,721
	IMPACTADO 2	0,19	0,559	0,002	2,942	2,858
	IMPACTADO 3	0,284	0,764	0,004	2,690	4,256
SEGUIMIENTO DESPUÉS	CONTROL 1	0,864	2,155	0,001	2,494	13,118
	CONTROL 2	1,086	2,543	0,008	2,342	16,386
	CONTROL 3	0,709	1,785	0,007	2,518	10,670
	IMPACTADO 1	0,022	0,058	0,002	2,636	0,304
	IMPACTADO 2	0,037	0,091	0,001	2,459	0,547
	IMPACTADO 3	0,108	0,282	0,001	2,611	1,626

#### ANEXO V

Resultados estadísticos de las variables estudiadas durante el seguimiento de la temporada 2016 para determinar los efectos sobre el perifiton.

		NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
		W	p-valor	F	p-valor
CHLA	Seguimiento	0,91469	0,2449	0,6615	0,5985
CAROTENOIDES/CHLA	Seguimiento	0,95739	0,746	0,268	0,8467

ANOVAS SEGUIMIENTO		
ÍNDICES	F value	Pr (>f)

CLHA	23,27	0,000263
CAROT/CLHA	6,398	0,0161

## ANEXO VI

Resultados estadísticos de las variables estudiadas durante el seguimiento de la temporada 2016 para determinar los efectos sobre el perifiton en las muestras impactadas

		NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
		W	p-valor	F	p-valor
CHLA	Seguimiento	0,94272	0,6812	0,0165	0,904
CAROTENOIDES/CHLA	Seguimiento	0,92863	0,5695	0,4302	0,5477

ANOVAS SEGUIMIENTO		
ÍNDICES	F value	Pr (>f)
CLHA	14,82	0,0183
CAROT/CLHA	7,46	0,0524

## ANEXO VII

Resultados estadísticos de los índices biológicos estudiados durante el seguimiento de la temporada 2016.

		NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
		W	p-valor	F	p-valor
IBMWP	Seguimiento	0,94855	0,6158	0,3993	0,6821
IASPT	Seguimiento	0,97482	0,9542	0,0452	0,9863
Nº FAMILIAS	Seguimiento	0,71456	0,001168	0,4852	0,7019
EPT	Seguimiento	0,88035	0,08857	0,7439	0,5554
SHANNON	Seguimiento	0,87021	0,06575	0,3707	0,7764
SIMPSON	Seguimiento	0,93797	0,4723	1,0922	0,4065
MARGALEF	Seguimiento	0,95969	0,7794	0,9977	0,442

ANOVAS SEGUIMIENTO		
ÍNDICES	F value	Pr (>f)
IBMWP	1,533	0,279

IASPT	2,082	0,181
EPT	6,291	0,0169
Nº FAMILIAS		
SHIMPSON	1,756	0,233
SHANNON	2,15	0,172
MARGALEF	1,311	0,336

SEUIMIENTO		
KRUSKAL WALLIS		
	P value	Chi cuadrado
Nº FAMILIAS	0,03931	8,3497

## ANEXO VIII

Resultados estadísticos de los índices biológicos estudiados durante el seguimiento de la temporada 2016 para la zona control.

	NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
	W	p-valor	F	p-valor
Nº familias	0,9691	0,8864	0,8065	0,4199
IASPT	0,87989	0,2685	0,0036	0,9552
IBMWP	0,96818	0,88	2,3303	0,2016
Margalef	0,91871	0,4962	2,2884	0,2049
Shannon	0,83033	0,1082	0,667	0,4599
Simpson	0,92684	0,556	1,1945	0,3358
EPT	0,89801	0,3623	0,0551	0,8259

ANOVA		
	F	Pr (>F)
Nº familias	0,48	0,527
IASPT	0,033	0,866
IBMWP	0,319	0,603
Margalef	0,008	0,932
Shannon	4,76	0,0946
Simpson	6,233	0,067
EPT	0,464	0,533

## ANEXO IX

Resultados estadísticos de los índices biológicos estudiados durante el seguimiento de la temporada 2016 para la zona impactada.

	NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
	W	p-valor	F	p-valor
Nº familias	0,96478	0,8557	0,0714	0,8025
IASPT	0,94491	0,699	0,7026	0,4491
IBMWP	0,87465	0,2454	0,0225	0,8879
Margalef	0,95836	0,807	0,3968	0,5629
Shannon	0,97855	0,9441	0,0395	0,8521
Simpson	0,94085	0,666	1,4377	0,2967
EPT	0,98146	0,9586	0,0082	0,9323

ANOVA		
	F	Pr (>F)
Nº familias	12,5	0,0241
IASPT	6,232	0,067
IBMWP	7,905	0,0482
Margalef	3,255	0,146
Shannon	0,313	0,605
Simpson	0,295	0,616
EPT	5,528	0,0784

## ANEXO X

Datos de absorbancias medidos a partir de las muestras de biomasa del experimento y el cálculo de la concentración de clorofila a y el ratio A440:A665.

RÉPLICAS	MUESTRAS	$\lambda = 665$	$\lambda = 440$	$\lambda = 750$	430:665	CHLA ( $\mu\text{m}/\text{m}^2$ )
----------	----------	-----------------	-----------------	-----------------	---------	--------------------------------------



1C	D 1 C	0,036	0,11	0,002	3,056	0,517
2C	D 1 C	0,833	2,828	0,024	3,395	12,297
3C	D 1 C	0,314	1,004	0,007	3,197	4,666
1C	D 15 C	0,267	0,691	0,003	2,588	4,013
2C	D 15 C	0,663	1,825	0,009	2,753	9,941
3C	D 15 C	0,77	2,178	0,1	2,829	10,184
1C	D 30 C	0,586	1,373	0,007	2,343	8,801
2C	D 30 C	0,452	1,286	0,006	2,845	6,779
3C	D 30 C	0,501	1,43	0,014	2,854	7,402
1C	D 60 C	0,539	1,383	0,006	2,566	8,102
2C	D 60 C	0,619	1,706	0,009	2,756	9,272
3C	D 60 C	0,502	1,22	0,006	2,430	7,539
1A	D1 A	0,042	0,104	0,002	2,476	0,608
2A	D1 A	0,05	0,128	0,001	2,560	0,745
3A	D1 A	0,219	0,817	0,011	3,731	3,162
1A	D15 A	0,089	0,244	0,002	2,742	1,322
2A	D15 A	0,237	0,597	0,003	2,519	3,557
3A	D15 A	0,102	0,342	0,003	3,353	1,505
1A	D30 A	0,252	0,722	0,005	2,865	3,754
2A	D30 A	0,479	1,336	0,007	2,789	7,174
3A	D30 A	0,242	0,636	0,003	2,628	3,633
1A	D60 A	0,35	0,904	0,005	2,583	5,244
2A	D60 A	0,525	1,298	0,006	2,472	7,889
3A	D60 A	0,478	1,279	0,006	2,676	7,174

## ANEXO XI

Resultados estadísticos de las variables estudiadas durante el experimento para determinar los efectos sobre el perifiton en las muestras impactadas

		NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
		W	p-valor	F	p-valor
CHLA	Seguimiento	0,95402	0,3304	0,8991	0,5304
CAROTENOIDES/CHLA	Seguimiento	0,89088	0,01386	0,5708	0,8467

ANOVAS EXPERIMENTO		
ÍNDICES	F value	Pr (>f)
CLHA	2,795	0,042
CAROT/CLHA		

EXPERIMENTO		
	KRUSKAL WALLIS	
	P value	Chi cuadrado
CAROTENOIDES/CHLA	0,3256	8,08

## ANEXO XII

Resultados estadísticos de los índices biológicos estudiados durante el experimento de la temporada 2016.

		NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
		W	p-valor	F	p-valor
IBMWP	Experimento	0,9481	0,2463	0,8968	0,532
IASPT	Experimento	0,90743	0,03104	0,7242	0,6541
Nº FAMILIAS	Experimento	0,9868	0,9824	0,4033	0,8865
EPT	Experimento	0,96644	0,5804	0,64	0,7172
SHANNON	Experimento	0,97099	0,6914	0,4669	0,7764
SIMPSON	Experimento	0,9484	0,2501	0,5074	0,4065
MARGALEF	Experimento	0,96959	0,6568	0,2171	0,9759

ANOVAS EXPERIMENTO		
ÍNDICES	F value	Pr (>f)
IBMWP	6,214	0,00123
IASPT		
EPT	1,489	0,24
Nº FAMILIAS	7,056	0,000619
SHIMPSON	1,783	0,16
SHANNON	2,092	0,105
MARGALEF	2,339	0,0755

EXPERIMENTO		
	KRUSKAL WALLIS	
	P value	Chi cuadrado
IASPT	0,1871	4,7988

