



**Universidad**  
Zaragoza

# Trabajo Fin de Grado

Evaluación del impacto del barranquismo  
y la resiliencia de las comunidades  
acuáticas en un torrente del Parque  
Natural de la Sierra y Cañones de Guara

Autor

María Luisa Pérez Pascual

Director

Rocio López-Flores

Escuela Politécnica  
Superior de Huesca

2018

# Índice

1	INTRODUCCIÓN .....	7
1.1	El estado ecológico de las masas de agua.....	7
1.2	Los deportes de aventura en el Parque de la Sierra y los Cañones de Guara.....	9
1.2.1	Objetivos.....	13
2	ÁREA DE ESTUDIO.....	14
2.1	Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara.....	14
2.2	Río Alcanadre. ....	17
2.2.1	Descripción de la cuenca. ....	17
2.2.2	Geología de la zona. ....	20
2.2.3	Tramo de la cuenca. ....	21
2.2.4	Zona de estudio .....	25
3	METODOLOGÍA .....	30
3.1	Diseño del seguimiento: Impacto del barranquismo en la comunidad acuática.....	30
3.2	Diseño del experimento: Análisis de la resiliencia de la comunidad de macroinvertebrados.....	30
3.3	Protocolo de muestreo para macroinvertebrados bentónicos.....	36
3.3.1	Equipos para el muestreo en campo basado en el protocolo de la CHE (2007) (figura 12):.....	36
3.3.2	Procedimiento de muestreo. ....	37
3.4	Limpieza y clasificación de las muestras de macroinvertebrados.....	39
3.4.1	Equipos para el tratamiento de muestras en el laboratorio:.....	39
3.4.2	Trabajo de laboratorio. ....	39
3.5	Toma de muestras de perifiton.....	42
3.5.1	Equipo de campo para el muestreo de perifiton: .....	42

3.5.2	Procedimiento de muestreo .....	42
3.6	Análisis de muestras de perifiton.....	43
3.6.1	Equipos de laboratorio: .....	43
3.6.2	Procedimiento de laboratorio .....	43
3.7	Cálculo de índices biológicos .....	44
3.7.1	Índices relacionados con la calidad del agua: IBMWP y IASPT ....	45
3.7.2	Índices relacionados con la diversidad taxonómica.....	46
3.7.3	Índice EPT / EPT + OCH (Odonatos, Coleópteros, Heteróptera) ..	48
3.8	Análisis estadístico.....	48
4	RESULTADOS.....	51
4.1	SEGUIMIENTO: Efecto de la temporada de barrancos sobre las comunidades bentónicas.....	51
4.1.1	Efecto de la temporada de barranquismo en el recubrimiento de perifiton del sustrato. ....	51
4.1.2	Comparación de los resultados obtenidos para los distintos índices biológicos basados en la comunidad de macroinvertebrados. ....	53
4.1.3	Variación de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados tras la temporada de barrancos .....	57
4.1.4	Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados tras la temporada de barrancos. ....	60
4.2	EXPERIMENTO. RESILIENCIA DE LAS COMUNIDADES BENTONICAS TRAS UN IMPACTO CONTROLADO. ....	66
4.2.1	Capacidad de recuperación del recubrimiento de perifiton de las rocas, tras el experimento del “pisoteo”. ....	66
4.2.2	Comparación de los resultados obtenidos durante las fases de recuperación del experimento, para los distintos índices biológicos analizados...	68
4.2.3	Análisis de similitud de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados para las distintas fases del experimento. ....	74

4.2.4 Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados en las fases del experimento. ....	77
5 DISCUSIÓN .....	82
5.1 Impacto de la temporada de barranquismo en la comunidad bentónica del barranco de La Peonera en el río Alcanadre. ....	82
5.2 Capacidad de recuperación de la comunidad bentónica, tras un experimento de impacto controlado.....	84
5.3 Dinámica y diversidad funcional de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el río Alcanadre (barranco de La Peonera).....	87
6 CONCLUSIONES .....	92
7 BIBLIOGRAFIA .....	94
8 ANEXOS.....	101

# Resumen

Las actividades de ocio al aire libre, como el barranquismo, forman parte importante del desarrollo económico de las zonas rurales, especialmente en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (PNSCG; Huesca). Sin embargo, una demanda excesiva puede poner en peligro los valores ambientales que dan atractivo a la actividad. El objetivo de este estudio fue determinar el impacto que produce el continuo paso de barranquistas sobre el recubrimiento de perifiton y sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en uno de los barrancos más frecuentados del PNSCG, la Peonera. Se llevó a cabo la determinación de diversos índices de diversidad y calidad ecológica, así como el análisis de la estructura de la comunidad, antes y después de la temporada. Además, se realizó un experimento para determinar la resiliencia de la comunidad tras una perturbación continuada. Los resultados del experimento mostraron importantes efectos negativos del pisoteo en el perifiton y en los macroinvertebrados y un tiempo de recuperación mínimo de 30 días. El seguimiento de la temporada 2016 mostró efectos limitados de la actividad sobre la comunidad, empañados por otros factores naturales más relevantes, como el incremento progresivo del índice trófico, aguas abajo de la fuente de la Tamara.

**Palabras clave:** Barranquismo, actividades de ocio, indicador biológico, calidad ecológica, macroinvertebrados bentónicos, espacios naturales, Alcanadre.

# Abstract

Outdoor leisure activities, such as canyoning, are an important part of the economic development of rural areas, particularly in the Natural Park of Sierra y Cañones de Guara (PNSCG; Huesca). Nevertheless an excess in demand can endanger the environmental values that make the activity attractive. The objective of this study was to determine the impact of the constant trampling of canyoners on the periphyton biofilm and on the community of benthic macroinvertebrates, in one of the most popular canyons of the PNSCG; La Peonera. The determination of some indexes of diversity and ecological quality was carried out, as well as the analysis of the structure of the community, before and after the canyoning season. Also, an experiment was performed in order to determine the resilience of macroinvertebrates after a continuous perturbation. The results of the experiment showed important negative effects of trampling on periphyton and macroinvertebrates with a minimum recovery time of 30 days. The monitoring of the 2016 season showed limited effects of the activity on the community, they were blurred by other more relevant natural factors, such as the progressive increase of the trophic index, downstream from the source of La Tamara.

**Keywords:** Canyoning, leisure activities, biological indicator, ecological quality, benthic macroinvertebrates, protected areas, Alcanadre.

# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 El estado ecológico de las masas de agua

El agua le confiere a la Tierra su característica coloración azul gracias a que los océanos cubren aproximadamente el 70% de la superficie terrestre. En los continentes, la presencia o ausencia de agua es el principal responsable de la diversa gama de colores que podemos observar, desde los ocres de los desiertos, a los verdes de las selvas tropicales (Elosegi y Sabater, 2009). Aunque nuestro planeta se encuentre moldeado por el agua, los ecosistemas de agua dulce tan sólo cubren el 0.8% de la superficie del planeta, y sin embargo, albergan más del 10% de todas las especies animales de la Tierra (Adrian *et al.*, 2012).

Los diversos ecosistemas acuáticos se encuentran sometidos a multitud de presiones, tanto naturales como antrópicas, lo que provoca en ellos cambios en sus características físico-químicas y alteraciones en la comunidad de flora y fauna que los habita. En el caso de los impactos antrópicos, estos suelen producirse con una frecuencia e intensidad superiores, lo que reduce la capacidad de los ecosistemas de integrarla en su dinámica de recuperación (resiliencia).

Entre los ecosistemas acuáticos, los continentales son los más vulnerables a los cambios producidos por las actividades antrópicas, en especial los ríos. Estos se encuentran caracterizados por interacciones complejas entre las fracciones físicas, químicas, biológicas y los procesos naturales (aportes, salidas, inundaciones y descensos de caudales), que operan a escalas espaciales y frecuencias diferentes. Por el ejemplo, el régimen natural de caudales que controla el transporte de sedimentos y los ciclos de nutrientes afecta directamente a las comunidades que habitan en los ríos. Estas perturbaciones naturales, ya sean a pequeña o gran escala (crecidas, grandes avenidas, sequías, renovación de sedimentos) son esenciales en el ecosistema acuático (Turner y Dale, 1998) ya que provocan que se genere una amplia escala de procesos responsables de los altos niveles de biodiversidad. Por el contrario, la alteración artificial del régimen hidrológico natural tiene como consecuencia la pérdida de diversidad.

Existen ciertas áreas dentro del planeta consideradas como “hotspot” de diversidad, y las regiones climáticas mediterráneas, están consideradas como tal, principalmente por poseer altas tasas de endemismos (Bonada *et al.*, 2007a). Los

ecosistemas acuáticos de estas áreas, además, están considerados como las zonas más amenazadas del planeta debido a la alta densidad de población humana, y a la competencia por el agua.

Las actividades humanas, cada vez más intensas, cambian las condiciones del hábitat acuático mediante la extracción de agua, la contaminación, las canalizaciones, los embalses, la agricultura y otras presiones cambiando la dinámica del río, y que acaban provocando la fragmentación del hábitat, influyendo en sus distribuciones y afectando gravemente a la salud ecológica de los ambientes acuáticos (Shi *et al.*, 2017) aumentando el riesgo de otros factores externos, como las especies invasoras, la contaminación y el cambio climático global (Resh y Bonada, 2013). La consecuencia directa es la disminución de los servicios ecosistémicos esenciales asociados al ecosistema acuático tales como biodiversidad, capacidad de autodepuración, amortiguación de avenidas, retención de nutrientes, provisión de pesca de especies autóctonas (López-Flores, 2015), así como el transporte y propósitos culturales (Balian *et al.*, 2008).

La casi totalidad de España, se encuentra dentro de la cuenca de influencia mediterránea, y la presión antrópica sobre las masas de agua es muy intensa, debida a las alteraciones de su funcionamiento hidrológico para la obtención de recursos a corto o medio plazo, pero que sin embargo nos privan de los servicios ambientales (López-Flores, 2015). Esta pérdida pone en manifiesto la importancia de una correcta evaluación de la integridad ecológica de los hábitats presentes en los ríos, y de establecer los instrumentos que sirvan para evaluar la respuesta biótica a los diferentes impactos, que nos permitan identificar los sitios más vulnerables, y que además nos faciliten herramientas para una gestión más eficiente del río, y de restauración del hábitat (Shi *et al.*, 2017). Además, queda de manifiesto que para el mantenimiento de estos servicios, esenciales para la salud humana y el bienestar, es clave el mantenimiento de la enorme variedad de vida de estos ecosistemas (Adrian *et al.*, 2012).

De esta necesidad por parte de la sociedad europea, nació la de la Directiva 2000/60/CE (DMA) del Parlamento Europeo y del Consejo que tiene como objeto crear un marco para la protección, la mejora y la regeneración de todas las masas de agua, así como promover su uso sostenible, porque tal como establece la DMA: El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal (UE, 2000). Por lo tanto, lo que persigue es conseguir masas de agua



con buena calidad y en buen estado ecológico. Este concepto, tal como nos lo explica la DMA, no habla solamente de los cambios que sufre la comunidad y los ecosistemas medidos mediante la comunidad de organismos, sino que es más amplio e integra cambios a nivel del ecosistema como la hidrología, la hidromorfología, la físico-química, o la vegetación de ribera (Prat *et al.*, 2006).

Como estado miembro de la Unión Europea, España tiene una obligación derivada de la DMA, de determinar el estado ecológico de sus masas de agua continentales. Para ello, y en aplicación de la directiva, el RD 817/2015, prioriza los indicadores biológicos, respecto a los empleados hasta ahora basados en parámetros físico-químicos. La evaluación mediante indicadores biológicos se fundamenta en la capacidad natural que tienen los propios seres vivos de responder a los efectos de perturbaciones puntuales, permanentes, e incluso a aquellas sufridas tiempo atrás. Cada organismo nos puede dar datos de un periodo de tiempo en función de su vida media, por ejemplo, las algas unicelulares viven y se reproducen en pocos días, por lo que la respuesta de la comunidad a una alteración es inmediata. Además, los rasgos biológicos de las especies nos proporcionan datos de las características del medio, cuando las características del medio no son las óptimas, los organismos desaparecen o muestran alteraciones subletales (alteración del comportamiento, reproducción, alimentación...). Así, variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades biológicas pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación (Alba-Tercedor, 1996).

## **1.2 Los deportes de aventura en el Parque de la Sierra y los Cañones de Guara.**

En el interior del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (PNSCG) se contabilizan más de sesenta cauces fluviales aptos para la práctica del barranquismo, con cauces accidentados que discurren entre desfiladeros y cascadas. Ello convierte a esta zona en uno de los lugares más apropiados de Europa para la práctica de este deporte, que además presenta ventajas respecto a otras localizaciones de Europa en cuanto se trata de un enclave más meridional y a menor altitud, así su climatología permite una mayor temporada de actividad (Lacosta Aragües, 2002).

La proliferación de este tipo de actividad ha tenido una incidencia muy directa sobre el medio rural, instalando un número considerable de empresas de aventura, que ha propiciado una ligera recuperación demográfica de alguno de los municipios más turísticos (Lacosta Aragües, 2002). Pero este crecimiento también ha supuesto una presión al medio natural, y la constatación de ciertos efectos negativos, puso de manifiesto la necesidad de compaginar conservación de la naturaleza, práctica deportiva y desarrollo socioeconómico.

El número total de descensos que se producen cada año es complicado de determinar. Los datos de 2013 muestran que alrededor de 200.000 personas visitaron el PNSCG mayoritariamente en los meses de veranos (entre mayo y septiembre), las principales razones de las visitas están encabezadas por los deportes y actividades en la naturaleza y entre ellos el barranquismo ocupaba el tercer lugar (GA, 2013). Hay que decir que el número de bajadas por los barrancos es mucho mayor que la cifra de visitantes señalada, ya que según el estudio de Lacosta Aragües (2002), cada barranquista realiza un promedio de 3,5 descensos. El mismo estudio nos habla de la intensidad con la que se producen estos descensos, pues la frecuentación más importante se produce durante el período estival (meses de julio a septiembre), y que el 50% de los descensos tienen lugar en tres barrancos principales (Río Vero, Peonera y Formiga).

Teniendo en cuenta los datos disponibles y la regulación existente se puede calcular una presión de frecuentación cercana a las 500 personas al día en cada barranco durante 5 meses seguidos (aprox. 8 horas, 6 grupos/h, grupos de 10 y 8 personas, respectivamente). En el estudio realizado por Benayas (1996), previo a la publicación del PORN, ya se estudió su impacto y en él se estimaba una frecuentación diferenciada en 5 categorías (López-Flores, 2015):

- 1ª: Más de 30000 visitas/año (Vero y Peonera Inferior)
- 2ª: De 10000 a 30000 (Formiga, Oscuros del Balcés, Barrasil)
- 3ª: De 3500 a 10000, (Mascún, Gorgas Negras, Gorgonchón)
- 4ª: Visitados habitualmente (Estrechos del Balcés, San Martín, Fornocal)
- 5ª: Poco visitados (Palomeras del Flumen, Carruaca, Balcés Superior, etc.)

Con el Decreto 133/1996, (DGA, 1996) de 11 de julio, del Gobierno de Aragón, se reguló la práctica del barranquismo y, posteriormente, con el Decreto 164/1997 (DGA, 1997), por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (P.O.R.N.) del Parque de la Sierra y los Cañones de Guara, se acotaron los usos turísticos y deportivos permitidos en el interior del Parque. Supuso una regulación del barranquismo, e impuso ciertos límites a su práctica. Con el fin de garantizar el normal desarrollo de los ciclos vitales de las especies faunística incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, se restringió el acceso a determinados barrancos. Además de fijarse un número máximo de personas por grupo de barranquistas, en función del barranco, y una frecuencia mínima de entrada a los barrancos de 10 minutos entre grupos.

Con la aprobación del Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) por el Decreto 204/2014, (DGA, 2014) de 2 de diciembre, del Gobierno de Aragón, se establece la necesidad de elaborar un plan de Seguimiento Ecológico que permita detectar las alteraciones o tendencias, permitiendo a los gestores del espacio protegido tomar las decisiones de gestión apropiadas según datos científicos. Además, establece la necesidad de poner en marcha ciertas directrices, que permitan el uso de los recursos, pero conserve sus hábitats, asegurando la calidad actual de la flora y fauna. En el anexo IV, Directrices y programas de actuaciones, incluido en el programa de actuaciones de conservación y seguimiento ecológico, en la acción 12 de la directriz específica 2.5, se nombra la necesidad de estudiar el impacto ambiental del barranquismo en los ecosistemas riparios y especialmente las afecciones a las poblaciones faunísticas del río –peces, macroinvertebrados, y algunos mamíferos como nutria común (*Lutra lutra*).

Definido como la actividad del descenso o ascenso de barrancos cualesquiera que sean los medios empleados para su realización, el barranquismo es considerado por Hardiman (2003), como un impacto, “ramp disturbance”, que se puede traducir como “perturbación en ascenso”, y que es definida como aquella en la que su intensidad aumenta progresivamente en periodos de tiempo determinados, o como nos dice Lake (2000) aumentar de manera constante en el tiempo sin un punto final, o llegar a una asíntota después de un período prolongado. Ésta puede ser de tipo natural (como las sequías) o antrópica (actividades recreativas estacionales).

Si se busca información sobre la recuperación de los ecosistemas tras una perturbación en ascenso en el medio acuático, son muy escasas, y especialmente son

los estudios en ecosistemas lóticos, donde la mayor atención la han recibido los estudios sobre los efectos producidos por perturbaciones de exceso de caudal (inundaciones) especialmente o de déficit (sequías) algo menos estudiadas, como ejemplos tenemos los estudios de, Brooks y Boulton (1991), Lake (2000), Guerrero *et al.* (2004), Negishi y Richardson (2006).

Pero si concretamos, la información objetiva acerca de las perturbaciones generadas por el barranquismo es casi inexistente, a excepción de los trabajos de Hardiman (2003), Hardiman y Burgin (2011a), Hardiman y Burgin (2011b), Sierra y López-Flores (2013) y López-Flores (2015).

El trabajo realizado por Sierra y López-Flores (2013), en el río Formiga, uno de los más afectados por el turismo dentro del PNSCG, determinó que el pisoteo producido durante la temporada de barrancos presentaba un impacto perjudicial sobre el estado ecológico del río y en la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Así mismo, también determinaron que la comunidad de macroinvertebrados tardaba en recuperar su composición y estructura más de 30 días. Tras los resultados obtenidos por ese trabajo, nos planteamos la necesidad de seguir conociendo el impacto que genera esta actividad de ocio, cada día más popular, en el PNSCG con el fin de aportar información objetiva de base que facilite la toma de decisiones de gestión.

### 1.2.1 Objetivos

El objetivo general del trabajo es determinar el impacto que la actividad del barranquismo ocasiona sobre la comunidad de macroinvertebrados en un tramo del río Alcanadre dentro del denominado barranco de La Peonera, y la capacidad de recuperación de la misma tras el cese de la perturbación.

Para lograrlo se han establecido como objetivos específicos:

- a) Determinar el estado ecológico del río Alcanadre en los puntos seleccionados, antes y después de la temporada de barrancos mediante los índices IBMWP (Alba-Tercedor *et al.* 2002) e IASPT (Jaímez-Cuéllar *et al.*, 2002), basados en los macroinvertebrados bentónicos, y analizar las diferencias encontradas entre las zonas afectadas y no afectadas por la actividad.
- b) Determinar las diferencias existentes en la biomasa de perifiton de los puntos seleccionados (afectados y no afectados), y comparar los cambios sufridos, tras la temporada de barranquismo.
- c) Evaluar la capacidad de recuperación de la estructura y la comunidad fluvial de macroinvertebrados y perifiton, realizando un experimento *in situ* de perturbación controlada.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

### 2.1 Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara

El Parque de la Sierra y los Cañones de Guara (PNSCG) es un Espacio Natural Protegido declarado por la Ley 14/1990, de 27 de diciembre de 1990 y comprende el espacio geográfico constituido por las sierras de Gabardiella, Guara, Arangol, Balcés y Sevil, pertenecientes al sistema de sierras exteriores del Pirineo Central (DGA, 2014). Es un área de particular interés por sus características naturales, situada en el Prepirineo altoaragonés, forma geológicamente parte de las sierras calizas pirenaicas, en el límite con la depresión del Ebro (Buera Olivera *et al.*, 1997).

El PNSCG cuenta con una extensión de 47450 hectáreas de superficie protegida y de 33775 ha, de superficie periférica de protección, y es el Parque Natural con mayor extensión de toda la comunidad aragonesa. Cuenta con un amplio rango altitudinal que varía desde los 430 m hasta los 2.078 m sobre el nivel del mar, y está sometida a irregularidades climáticas importantes, encontrándose diferencias de precipitaciones anuales de 700 a 1500 mm entre el sur y norte respectivamente. La temperatura media anual de la zona es de 12° C, aunque pueden alcanzarse temperaturas que van desde -14° C hasta 34° C (Herrero *et al.*, 2005).

El paisaje es fruto de una compleja estructura geológica debida a procesos de orogenia alpina, cuya máxima expresión altitudinal es el tozal o peña de Guara, así como a procesos de erosión diferencial, cuyo resultado se manifiesta en una compleja red hidrográfica de cañones, barrancos, foces y gargantas (DGA, 1991). El modelado fluviookárstico constituye uno de los aspectos fundamentales del PNSCG, motivo por el cual, sus cañones poseen un gran atractivo deportivo. La hidrología se organiza en seis ríos principales: Isuela, Flumen, Guatizalema, Alcanadre, Isuala, Vero y sus afluentes. Algunos de estos con interés deportivo son el Calcón, Formiga, Mascún y Fornocal (Cuchi Oterino y Setrini, 2004).

Sobre este marco paisajístico, de alta complejidad orográfica, y variabilidad climática, se asienta una alta diversidad de comunidades vegetales y animales. Entre la fauna destaca la existencia de áreas de cría de grandes aves rapaces, como el buitre leonado y el quebrantahuesos (especie catalogada en peligro de extinción en Aragón

por el Decreto 49/1995, modificado por el Decreto 181/2005), hoy prácticamente desaparecidos del continente europeo, y de gran valor científico.

Para dar una idea general de la riqueza y distribución de las especies vegetales presentes, puede hacerse una clasificación sencilla en función de la vertiente. La vertiente meridional, con un clima de tendencia continental y periodo árido de dos meses, está compuesta principalmente por bosques densos de carrascal *Quercus ilex* con estratos arbustivo y herbáceo algo empobrecidos. En áreas más degradadas o recientemente recolonizadas dominan el romeral (*Rosmarinus officinalis*) junto con boj (*Buxus sempervirens*) y aliaga (*Genista scorpius*). La vertiente septentrional, de carácter submediterráneo y con cierta influencia atlántica, está dominada por pino silvestre (*Pinus sylvestris*) (Sierra Gros y López-Flores, 2013). Es particularmente notoria la existencia de bosquetes de abeto (*Abies alba*) en su localización más meridional de Europa. También destaca la riqueza de endemismos de la flora de cantiles y gleras: *Aquileira viscosa subsp. guarensis*, *Linaria alpina subsp. guarensis*, *Cochlearia aragonensis*, y *Petrocoptis guarensis* (DGA, 1991).

A pesar de la poca información ecológica disponible de la zona de estudio, puede deducirse de su situación biogeográfica y su patrón hidrológico, que las comunidades acuáticas de los barrancos de la Sierra de Guara son comunidades adaptadas a condiciones cambiantes. Se encuentran regidas por un patrón hidrológico de inundación y estiaje propio de los sistemas kársticos y del clima de transición entre la influencia atlántica y la mediterránea continental (Cuchi Oterino y Setrini, 2004; López-Flores, 2015). Como ejemplo, en los barrancos de la zona es habitual encontrar coberturas importantes de *Chara* sp., con valores de estenoicidad y sensibilidad a la eutrofia elevados, que se podrían considerar un indicador de la pureza de sus aguas (Haury et al., 2006).

El PNSCG, incluye a su vez otras figuras de protección significativas (figura 1):

- El LIC (ES2410025) en las estribaciones meridionales de la Sierra de Guara. Es un macizo calcáreo integrado en las Sierras Exteriores del Prepirineo Oscense con un característico modelado kárstico con cañones, dolinas, simas y lapiaces. Presenta una abundante y variada avifauna. Presenta 12 hábitats de interés comunitario, siendo uno de ellos prioritario (CHE, 2007a).

- La ZEPA (ES0000015). De la Sierra y los Cañones de Guara, de mayor extensión que el LIC. Presenta una abundante y variada avifauna con 27 especies con objetivo de conservación (CHE, 2007a).

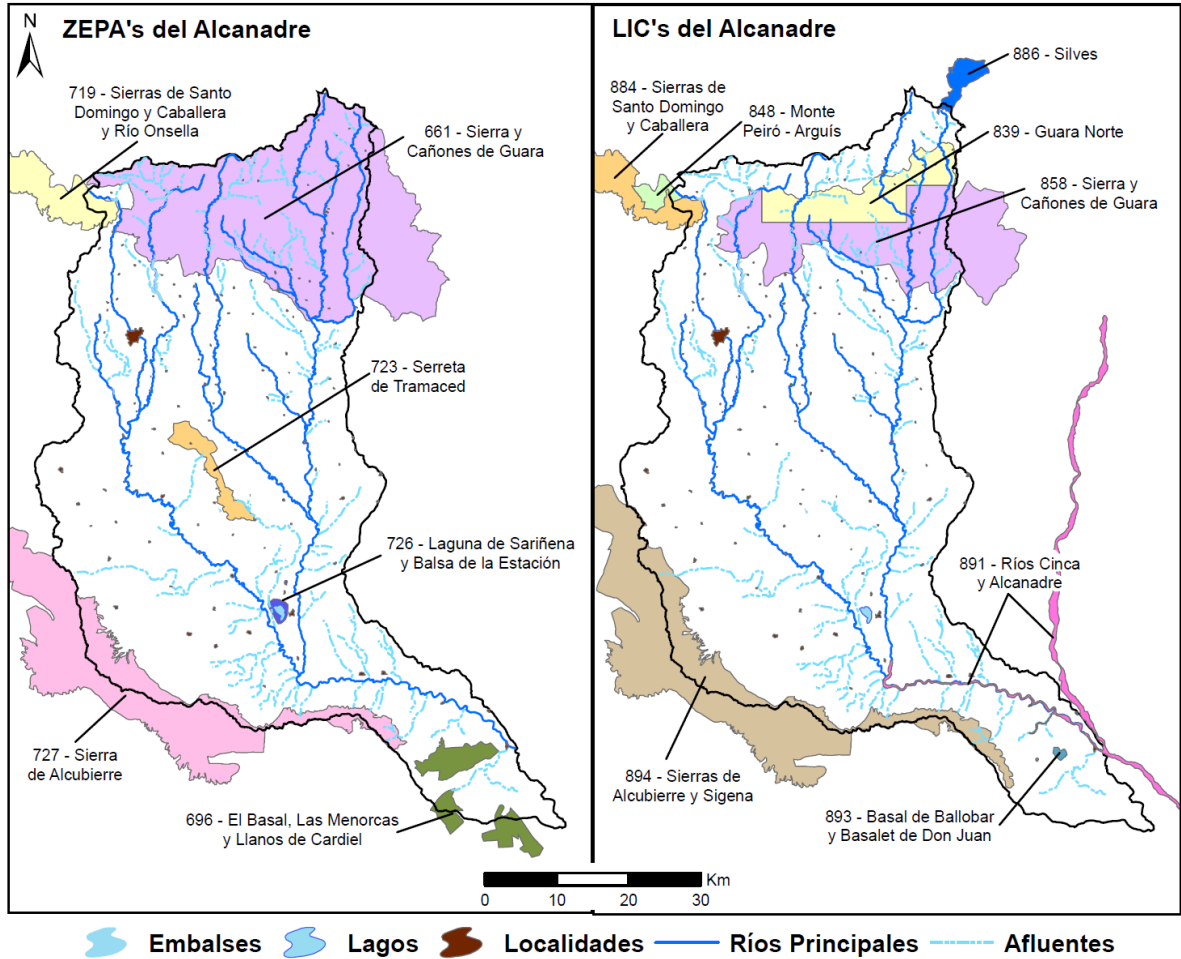


Figura 1. Zonas de especial protección para las aves (ZEPA) y Lugares de Interés comunitario (LIC) en la cuenca del Río Alcanadre (CHE, 2007a).



## 2.2 Río Alcanadre.

### 2.2.1 Descripción de la cuenca.

Tal como se detalla en el Plan Hidrológico de la cuenca del Alcanadre (CHE, 2007a), el río Alcanadre nace en la Sierra del Galardón en el término municipal de Fiscal recorre hasta su desembocadura en el río Cinca una longitud de unos 148 km, recogiendo aguas de una cuenca vertiente de 3.421 km<sup>2</sup>. En él desembocan los ríos Mascún (13 km), Balcés o Isuala (41km), Formiga (16 km) con el Calcón (22 km), Guatizalema (73 km) con el Botella (22 km) y Flumen (120 km) con el Isuela (39 km).

La cuenca (figura 2) presenta una dirección norte a sur, excepto en su tramo final que toma una dirección de oeste a este. La altitud media es de 539 metros sobre el nivel del mar (msnm). Su cota máxima se encuentra en la Peña Guara, con 2.076 msnm, donde nacen los ríos Formiga y Calcón, y la mínima en las proximidades de la población de Ballobar, en torno a 133 msnm. Está totalmente enmarcada en la provincia de Huesca, y una gran parte de sus barrancos se encuentran enmarcados en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (CHE, 2007a).

En las zonas más altas, antes de introducirse en los macizos calcáreos de las Sierras Exteriores, las aguas son bicarbonatadas-cálcicas, con baja salinidad. Al atravesar las sierras se producen variaciones en la salinidad total, composición química e incluso en el régimen térmico. Aumentando su contenido en cloruros, sulfatos, y sodio tras la incorporación del Balcés, en Bierge, si bien las aguas siguen siendo bicarbonatadas-cálcicas, en relación con la naturaleza caliza de a mayor parte de los materiales (Bescós Roy, 1991; Buera Olivera *et al.*, 1997).

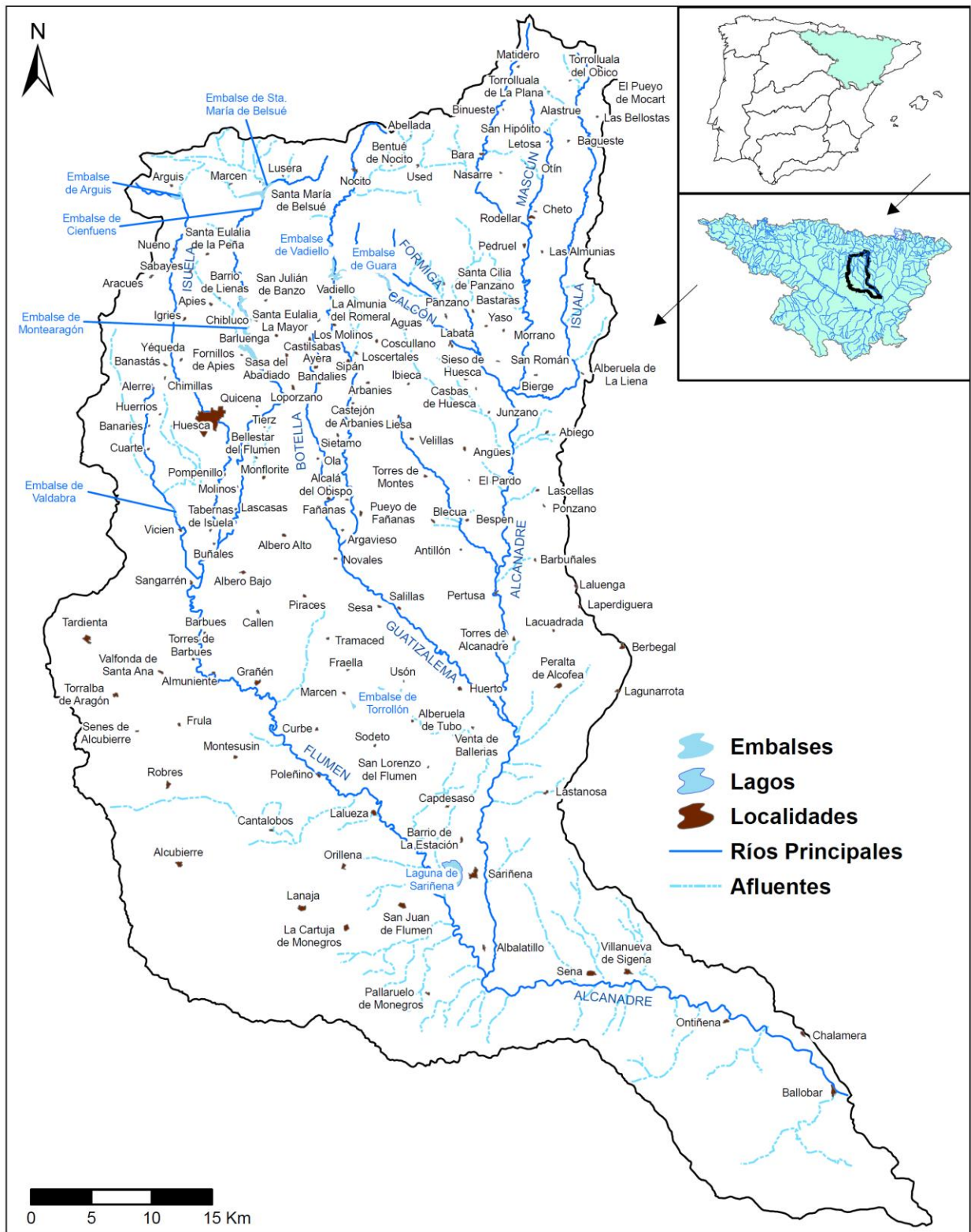


Figura 2. Cuenca del Río Alcanadre (CHE, 2007a).

La zona sigue un régimen climático mediterráneo con cierta continentalización (CHE, 2007a). La temperatura media anual, como se puede observar en la figura 3, varía entre 10,6 °C en la cabecera y 15,1 °C en el tramo final de la cuenca. Mensualmente las mayores temperaturas se dan en julio y agosto y las menores en diciembre y enero (CHE, 2007a).

La precipitación media de la cuenca del río Alcanadre, para el periodo 1930-2003 es 540 mm/año, variando entre 970 mm/año en el norte de la cuenca y 367 mm/año en el sur (figura 3). Las precipitaciones más abundantes se producen en primavera y otoño y las menores en invierno y verano (CHE, 2007a). Durante el otoño, pueden esperarse precipitaciones superiores a 60 mm en 24h con un periodo de retorno de 5 años y 80 mm en 24h para periodos de retorno de 10 años (Valle Melendo, 1997). Con las bajas temperaturas invernales la precipitación es en forma de nieve en la cabecera de los ríos de la cuenca. Con los datos de precipitación disponibles hasta el momento puede concluirse que no se observa una tendencia estadística significativa a una disminución de las precipitaciones (CHE, 2007a).

Debido a la estacionalidad de los patrones de precipitación y temperatura anual de los climas mediterráneos, los ríos presentes en esta cuenca se caracterizan por diferentes niveles de conectividad hidrológica entre estaciones, con una fase de expansión en el período húmedo (es decir, otoño-invierno) y una fase de contracción en el período seco (es decir, de primavera-verano). Aunque el tiempo de secado y la inundación es muy predecible, la intensidad de estos eventos no lo es. En las cuencas pequeñas y empinadas, y barrancos, la variación de flujo se puede producir en un corto periodo de tiempo, cuando las precipitaciones caen como tormentas intensas que a menudo conducen a intensas inundaciones (Resh y Bonada, 2013).

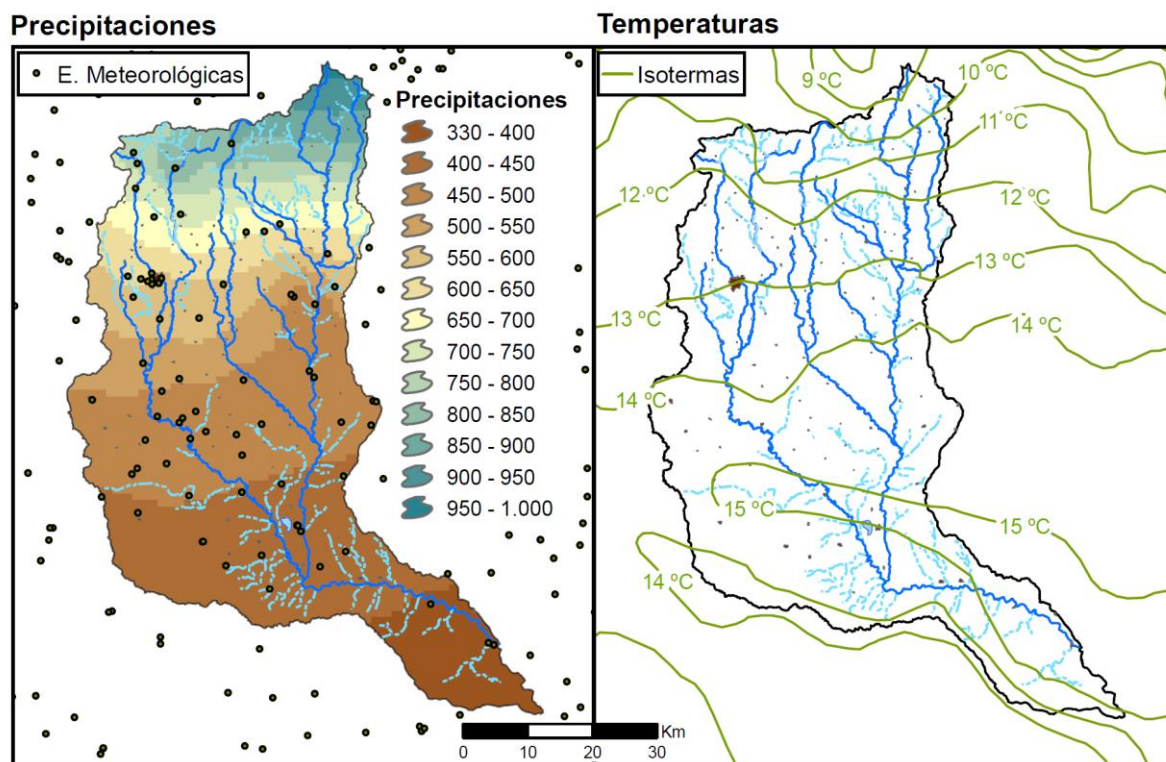


Figura 3. Mapas de precipitación y Temperatura. Cuenca del río Alcanadre (CHE, 2007a).

### 2.2.2 Geología de la zona.

La cuenca del río Alcanadre forma parte de dos grandes dominios geológicos: el dominio pirenaico del sinclinal de Jaca-Pamplona al norte y el dominio de la depresión media del Ebro al sur, separados por una importante estructura tectónica, el cabalgamiento frontal sur pirenaico. Los materiales más abundantes del dominio pirenaico en la cuenca son los conglomerados y arcillas del Mioceno, areniscas y calizas del Eoceno y afloramientos de calizas del Cretácico superior asociadas a Yesos y margas del Keuper.

En la depresión del Ebro encontramos conglomerados, areniscas, margas y yesos del Mioceno en disposición prácticamente horizontal, con fondos de valle de gravas y arcillas del Cuaternario. Por encima de los materiales terciarios se disponen una serie de depósitos detríticos ligados al desmantelamiento del Pirineo y que da lugar a los denominados localmente sasos. En torno a los ríos y barrancos principales se encuentran depósitos de gravas, arenas y lutitas depositados por las corrientes fluviales y que constituyen los depósitos aluviales. El paso del río por la barrera calcaría de la

Formación Guara a través de las fracturas, ha producido estos profundos cañones con una morfología característica de la zona (Cuchi Oterino y Setrini, 2004).

### 2.2.3 Tramo de la cuenca.

Una de las primeras tareas realizadas para la aplicación de la Directiva Marco del Agua en la cuenca del Ebro ha sido dividir la red hidrográfica de la cuenca en tramos, definidos como masas de agua, para facilitar su evaluación y gestión.

La ley determina también las tipologías de río existentes, en función de un amplio conjunto de características climáticas, geológicas y geomorfológicas, tales como la altitud, litología, mineralización del agua, etc. Se han definido 32 tipos ecológicos diferentes en los ríos de toda España. La masa de agua a la cual pertenece la zona de estudio corresponde al tipo: Ríos de montaña mediterránea calcárea (R-T12), (tabla.1). Este dato deberá ser tenido en cuenta para el cálculo de los índices de calidad.

Tabla 1. Características principales del ecotipo R-T12 (MAPAMA, 2015).

Variable	Montaña mediterránea calcárea
<b>Altitud (msnm)</b>	450-1280
<b>Amplitud térmica anual (°C)</b>	15.4-19.8
<b>Área de la cuenca (km<sup>2</sup>)</b>	15-1090
<b>Orden del río de Stralher</b>	1-4
<b>Caudal medio anual (m<sup>3</sup>/s)</b>	0.1-5.3
<b>Temperatura media anual (°C)</b>	9-14
<b>Conductividad base (micros/cm)</b>	>300

La zona de nuestro estudio por su adecuación para realizar la actividad deportiva del barranquismo está incluida dentro de la masa de agua categorizada como; Masa de Agua Superficial 378 (figura 4, Río Alcanadre desde río Mascún hasta río Calcón). En esta masa de agua, el río discurre por un valle agreste y profundo con barrancos como el de a Peonera (Superior e Inferior), pero con alguna zona donde el valle se abre y se pueden ver algunos campos de cultivo como en Las Almunias.

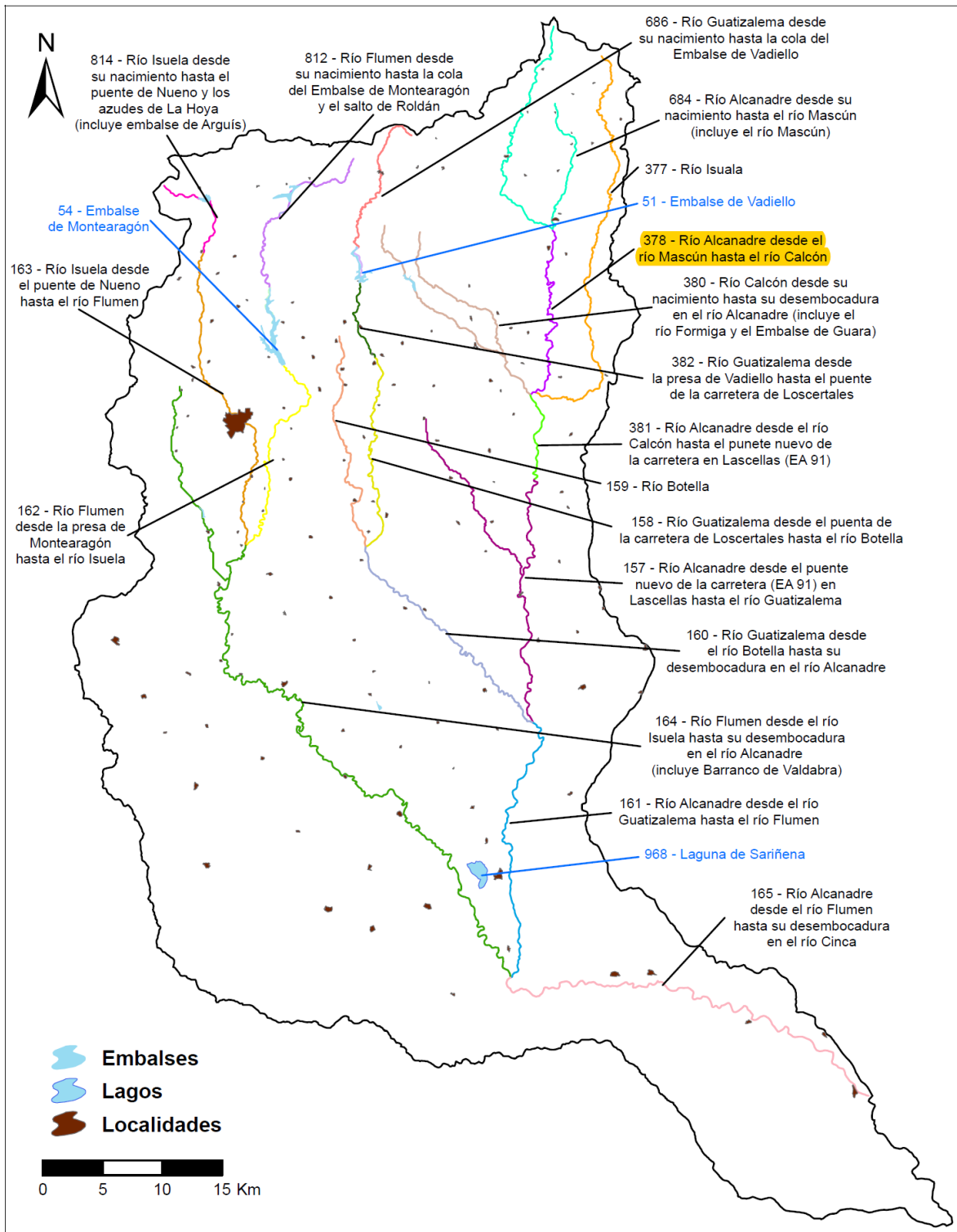


Figura 4. Localización de la masa de Agua 378 dentro de la cuenca, resaltada en amarillo (CHE, 2007a).

Este tramo del río Alcanadre se encuentra dentro de los límites del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara, así como dentro de la ZEPA y del LIC, nombrados anteriormente. En esta masa de agua, las poblaciones se abastecen de las numerosas fuentes existentes, excepto la población de Pedruel que tiene la toma bajo el puente de Pedruel y la población de Bierge.

El denominado Cañón de La Peonera Inferior, va desde el camping del Puente de Pedruel hasta la presa de Bierge (Croquis del Barranco en figura 5). Donde se realiza de manera intensiva el barranquismo, pues se trata del más deportivo y lúdico, con gran cantidad de saltos, toboganes y con un gran paisaje, sin apenas dificultades técnicas, pero con atención especial al caudal, especialmente en primavera y otoño con las grandes lluvias, ya que puede dar muchos problemas en la zona de estrechos y caos. Incluye los Estrechos de los Fornazos, Estrechos de Tamara y los Estrechos del Puntillo, durando la actividad de entre 4 y 5 horas hasta la presa de Bierge.

Los estrechos son una sucesión de pozas sobre calizas, con diversidad de saltos y toboganes. A partir de los Estrechos de Tamara, el barranco se ensancha en la surgencia denominada Fuente de La Tamara, donde cambia su geografía, ampliando su cauce, y reduciendo el número de pozas. Desde este punto hasta Bierge, encontramos otro encañonamiento denominado los estrechos del Puntillo, último punto de interés para la actividad deportiva, una vez sobrepasado este estrecho, el número de pozas van disminuyendo considerablemente hasta ser inexistentes en el último tramo. Por las características del tramo, al salir del Puntillo la actividad puede desarrollarse por el cauce del río, aunque resulta bastante común, por comodidad de los turistas, realizar este tramo por un camino paralelo, que atraviesa la masa de agua en sus puntos más profundos, hasta alcanzar el famoso “Salto de Bierge”, donde se termina la actividad con un último salto (dicho salto no se encuentra permitido en la actualidad) (Salamero, 2009; Biarge y Salamero, 2013; Somontano de Barbastro, 2015; Guara.info, 2017).

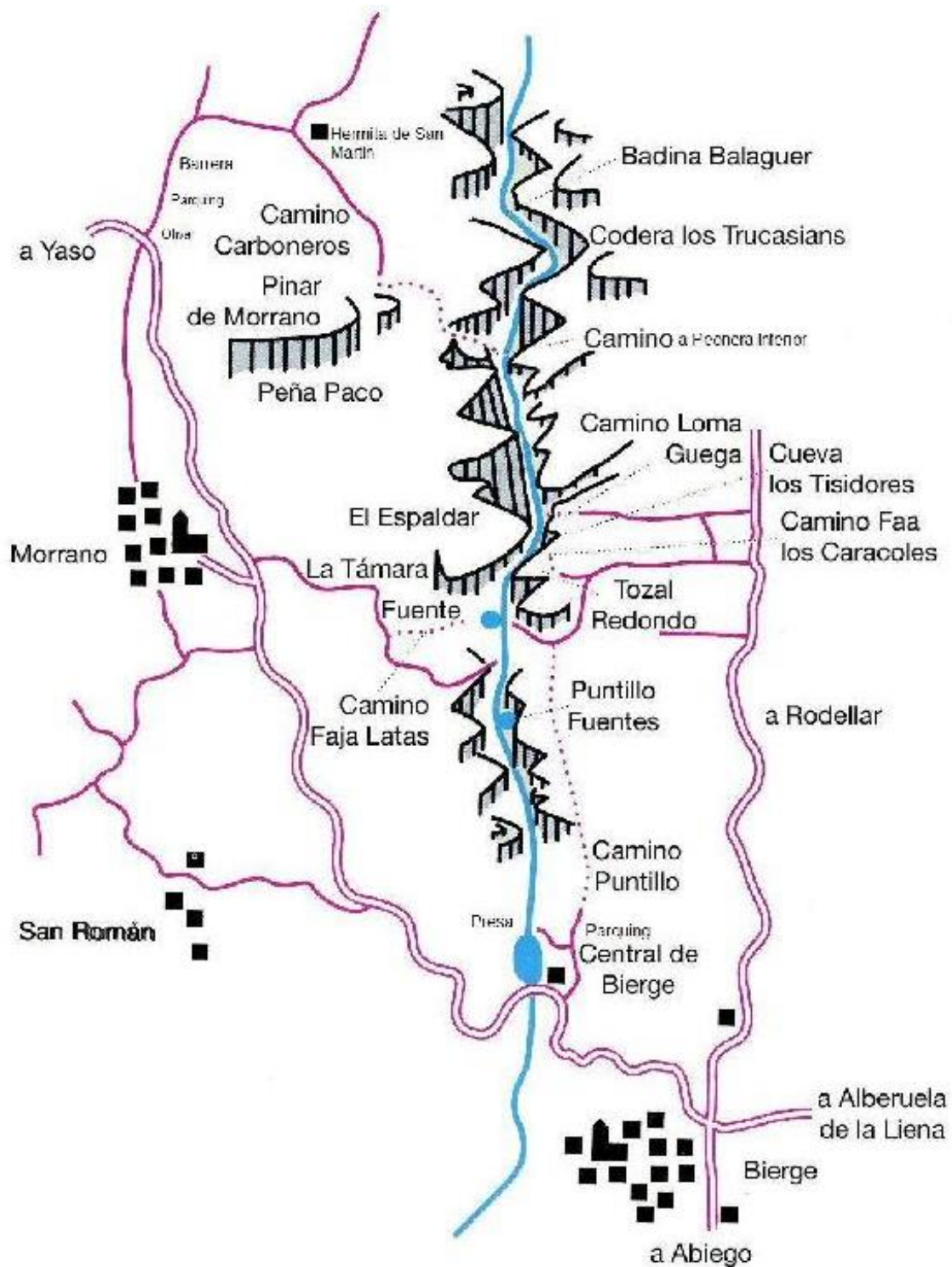


Figura 5. Croquis del Cañon de La Peonera, en el río Alcanadre (Jmy5, 2006).



#### **2.2.4 Zona de estudio**

La compleja orografía del PNSCG que lo hace atractivo para la práctica de barranquismo, también lo hace complejo a la hora de acceder a la masa de agua para su análisis. Las entradas al barranco de La Peonera son escasas y complejas. Su acceso en coche es limitado, y exceptuando la entrada a la cabecera del mismo, por donde los clientes entran a realizar la actividad, la otra entrada, aguas abajo de la fuente de La Tamara, es por un camino forestal para vehículos todoterreno, y que no se encuentra en muy buenas condiciones de conservación.

Después de realizar una bajada por el barranco, se determinó que las zonas más encañonadas del barranco de La Peonera no serían susceptibles de muestreo. Además de lo complejo de transportar el material en condiciones óptimas, en estas sucesiones de pozas de calizas, no existen muchas zonas que puedan albergar abundante fauna bentónica, y el contacto de los turistas con el sustrato es nulo o escaso. Cuando el barranco se ensancha a partir de la Fuente de La Tamara aparecen sustratos más diversos, capaces de albergar más variedad de fauna bentónica.

La aproximación a la surgencia debe de realizarse a pie, por algunos de los caminos existentes. Uno de ellos parte de la presa de Bierge, y va retornando el río por la ladera, con fuertes desniveles, y por el que se tarda aproximadamente 1:15 horas en recorrer. El otro acceso, es por el pueblo de Morrano. Existe un aparcamiento en un mirador habilitado para observar el “Huevo de Morrano”, una formación geológica singular. Desde dicho enclave, desciende un camino que va hasta la fuente de La Tamara, entre matorral y bosque mediterráneo, tardando unos 45 min en llegar al punto determinado.

Por las características del lecho, por ser el punto más adecuado para aproximarse con el material necesario y por poder localizar en un espacio relativamente corto de espacio las estaciones de muestreo para el seguimiento, y la zona del experimento, se tomó la decisión de localizar las estaciones de muestreo en el tramo del barranco localizado por debajo de la Fuente de La Tamara (figura 6).



Figura 6. Localización de las zonas de muestreo y experimento sobre imagen de satélite. (Google.maps.)  
Elaboración propia.

### **Zona Control**

Coordenadas en grados: 42.195433, -0.092611.

Coordenadas UTM: 30T 740055 4675568.

En la primera estación se llevó a cabo el muestreo antes y durante la temporada de descenso de barrancos y corresponde a una zona de aguas rápidas. Este paso no se encuentra afectado por los barranquistas, pues se realiza por un camino paralelo terrestre, información aportada por los propios guías.

El hábitat predominante de la zona corresponde a las siguientes características; su profundidad es menor a 50cm, por lo que se trata de una zona somera (figura 7). Predomina un sustrato duro, compuesto principalmente de guijarros, cantos y bloques, con un perfil del fondo irregular, lo que provoca que el flujo sea algo turbulento con alternancia de pequeños rápidos y remansos, corriente entre moderada y fuerte, es decir zona lótica. (Este hábitat está definido como zona 1, en el procedimiento de muestreo de la CHE (2007)).



Figura 7. Vision de la Zona control. Al fondo se observa el acceso a la zona a traves de la vegetación.

### **Zona del Experimento**

Coordenadas en grados: 42.194386, -0.091705.

Coordenadas UTM: 30 T 740134 4675454.

La estación del experimento se encuentra aguas abajo, a unos 100 m de la estación A. Es un tramo de unos 30 m de longitud, muy accesible, pero como el caso anterior, el paso de los barranquistas se realiza por un camino terrestre lateral, y que retorna al cauce justo después de esta estación. El hecho de no ser un tramo perturbado es imprescindible para realizar el experimento.

Aquí el río mantiene su anchura, pero reduce su inclinación, lo que influye en la velocidad del agua, y en su flujo (laminar). El sustrato es homogéneo en su mayor parte, con predominio de guijarros, cantos y algún bloque. En la orilla derecha se observa una amplia losa de material calizo, que corresponde con la roca madre del barranco (figura 8). Hábitat similar al anterior, pero con menos corriente, lo que no implica diferencia para la realización del muestro.



**Figura 8. Zona de realización del experimento. Se puede observar la gravilla del sustrato, y los cambios en la coloración debidos a la practica del experimento, indicando una menor cantidad de perifiton.**

### **Zona Alterada**

Coordenadas en grados: 42.191872, -0.092305.

Coordenadas UTM: 30 T 740094 4675173.

La tercera estación, corresponde a una zona transitada por los deportistas, está aguas abajo de la estación del experimento y se ha utilizado para la toma de muestras del seguimiento de antes y después de la actividad deportiva.

El substrato es muy similar a las dos anteriores estaciones, y el tramo presenta características muy similares a las de la Estación A (figura 9), por lo que corresponde con el mismo hábitat determinado (zona 1).



**Figura 9. Zona alterada. Se observa el procedimiento de recojida de macroinvertebrados mediante red surber.**

# 3 METODOLOGÍA

## 3.1 Diseño del seguimiento: Impacto del barranquismo en la comunidad acuática.

El método del seguimiento utilizado en este trabajo, está basado en el procedimiento llevado a cabo por Sierra y López-Flores (2013), y en el protocolo establecido por la directiva Marco del Agua, para la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2007).

En cada una de las zonas de muestreo (control y alterada), se realizó la extracción de 3 réplicas, removiendo el sustrato contenido en una superficie de 30 cm de ancho, y de 50 cm de largo, aguas arriba de la red surber, tal como establece el protocolo (CHE, 2007).

El muestreo se realizó en dos periodos de tiempo determinados, lo más próximo al inicio de la temporada de la actividad de descenso de barrancos (finales de mayo), y a la finalización de esta (finales de septiembre), procurando realizarlos en una situación hidrológica estival similar, para evitar en la medida de lo posible, cambios debidos al estado fenológico de los macroinvertebrados.

Los muestreos realizados antes y después de la temporada de barranquismo se llevaron a cabo los días 6/6/2013 y 3/10/2013 respectivamente.

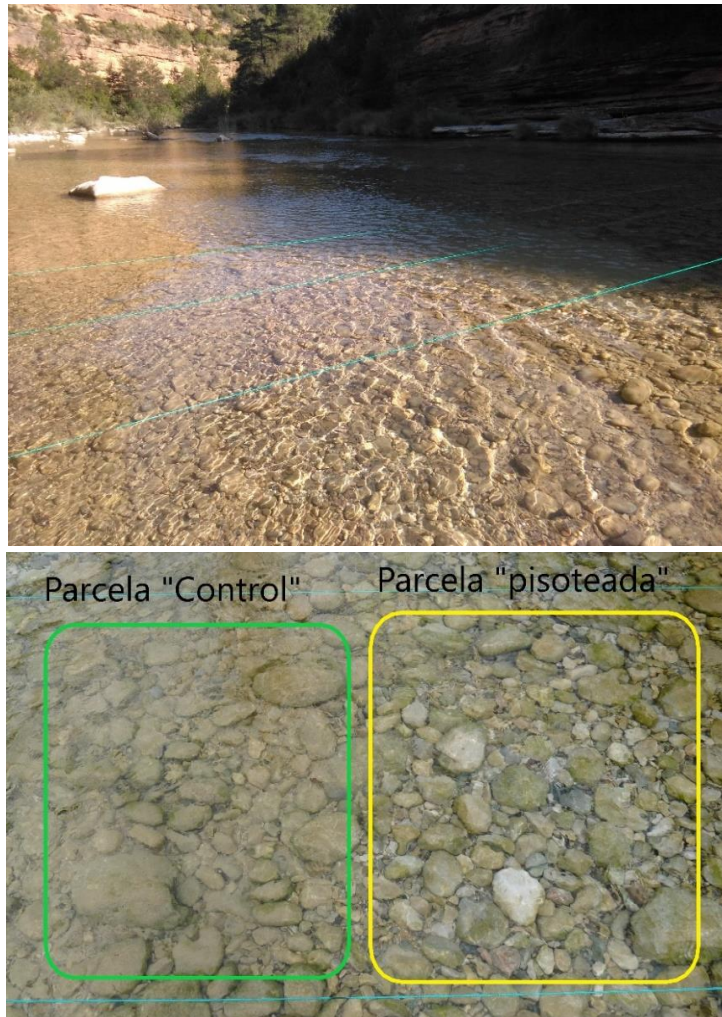
## 3.2 Diseño del experimento: Análisis de la resiliencia de la comunidad de macroinvertebrados.

El experimento *in situ* tiene como objetivo determinar la resiliencia de la comunidad de macroinvertebrados, después de la perturbación que simula el paso de personas.

Para ello se utilizó una metodología basada en la realizada en los trabajos de Sierra y López-Flores (2013) y Hardiman y Burgin (2011), en la que se dispuso una red de parcelas sobre los cuáles se ejercían distintas intensidades de pisoteo y se muestreaba en intervalos de tiempo determinados. Hardiman y Burgin (2011), basaron su estudio en tres intensidades de pisoteo (0, 50 y 100 pisoteos), concluyendo que el

impacto producido para 50 y 100 pisoteos era similar. Al tener en cuenta estos resultados previos y el hecho que el río Formiga tiene unos niveles de afluencia de deportistas muy elevados, Sierra y López-Flores (2013), realizaron el experimento con dos intensidades, 0 (control) y 100 pisoteos (alterada).

En el presente estudio, y al estimarse que el río Alcanadre presenta características de afluencia similares al Formiga, se ha seguido el criterio de Sierra y López-Flores (2013). Durante un periodo de 7 días consecutivos, se procedió a realizar el “pisoteo” en las parcelas designadas (figura 10). Esto consistió en la acción de dar un paso sobre el fondo rocoso con unas botas de río corrientes, calzado de suela muy similar al que suele utilizar la gran mayoría de barranquistas cuando no disponen de un calzado especializado para esta función. Los pisoteos se sucedieron uno junto a otro en la dirección de la corriente hasta llegar a un extremo del cuadrado, donde se pivotaba sobre un pie y se continuaba en el sentido opuesto hasta completarlo finalmente. A continuación, se volvía sobre los mismos pasos hasta alcanzar el número de pisoteos preestablecidos (Sierra y López-Flores, 2013).



**Figuras 10. Arriba. Delimitación de las parcelas sobre el lecho del río. Abajo. Dos parcelas contiguas con diferente tratamiento en el experimento.**

Los cuadrados o parcelas se delimitaron mediante cuerdas tendidas sobre la superficie del agua (figura 10), clavadas mediante piquetas, o sujetas de manera firme por otros medios, en ambos márgenes del río. Como la anchura del río así lo permitió, se realizaron 3 bloques de dos filas de cuadrados de 1 m<sup>2</sup>, separados entre ellos, 1,5m.

El diseño del experimento quedó de la siguiente forma (Ver figura 11):

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



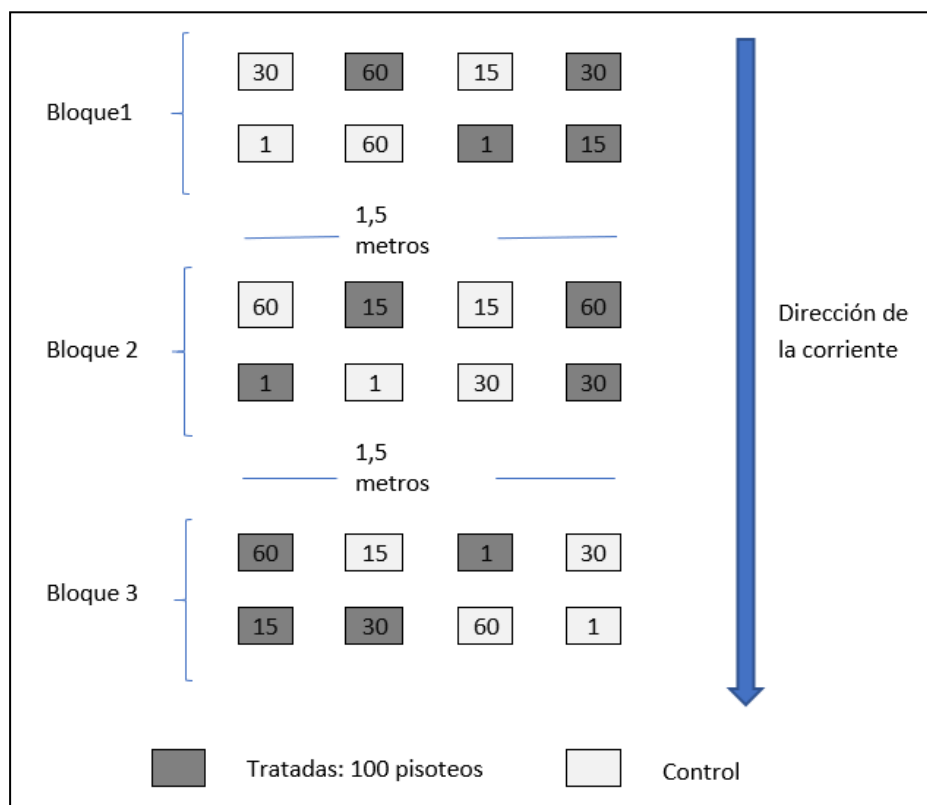


Figura 11. Esquema del experimento del pisoteo en el río Alcanadre. Dsitribución de las parcelas aleatoria. Días de recuperación en el interior de las parcelas.

La unidad de muestreo en este caso fue una superficie de 30 cm de ancho, y 100 cm, aguas arriba de la red. Se realizaron  $n = 3$  réplicas para cada una de las ocho combinaciones posibles de; Período de recuperación x Intensidad de pisoteo, conformando una estructura de 24 cuadros en total.

El experimento cuenta con ciertas contingencias que podrían incurrir en la no independencia de los resultados, tales como, la deriva de sedimentos, el impacto derivado del cruce o del baño de animales en la zona y/o la imposibilidad de impedir el paso de bañistas ocasionales que acuden a la poza superior de la fuente de La Tamara, y que pudieran atravesar este tramo del río. Así como es el flujo descendente de la corriente.

Para reducir estas contingencias y que pudieran contaminar los resultados se llevaron a cabo las siguientes actuaciones:

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

El experimento, y la recolección de las muestras se realizaron en el transcurso del verano (tabla 2), para coincidir con las condiciones reales en que se desarrolla la temporada de barrancos.

**Tabla 2. Calendario de realización del experimento, jornadas de pisoteo de las parcelas y de toma de muestras.**

	<b>Junio</b>	<b>Julio</b>	<b>Agosto</b>
<i>Jornadas de pisoteo</i>	8 al 14		
<i>Recolección día 1</i>	15		
<i>Recolección día 15</i>	29		
<i>Recolección día 30</i>		14	
<i>Recolección día 60</i>			13

### 3.3 Protocolo de muestreo para macroinvertebrados bentónicos.

#### 3.3.1 Equipos para el muestreo en campo basado en el protocolo de la CHE (2007) (figura 12):

- Botas o vadeadores de pescador.
- Guantes de látex.
- Red surber de muestreo de 500 $\mu$ m de malla, y de 30x30cm.
- Bateas blancas (mínimo 20 x 30 cm)
- Pinzas entomológicas
- Botes de plástico con tapón hermético de ¼ de litro como mínimo
- Bolígrafo o rotulador permanente (o cualquier otro método para etiquetar las muestras). Si se usan etiquetas, estas deben ser resistentes a la humedad.
- Cámara digital



Figura 12: Arriba; bandeja, frasco de plástico, agua destilada, etanol (70 %), vadeador y red surber. Abajo; material para muestreo de perifiton: frasco de cristal, cepillo, pipeta y molde de plástico (5 x 5 cm).

### **3.3.2 Procedimiento de muestreo.**

El muestreo se empieza aguas abajo del final del tramo delimitado y proceder aguas arriba; con ello conseguimos evitar enturbiar el agua que todavía no ha sido muestreada, y sobre todo, evitar que los macroinvertebrados se dejen arrastrar por la corriente al detectar las vibraciones (CHE, 2007b).

Como el sustrato a muestrear era duro, y los puntos determinados tanto para el seguimiento como para el experimento, presentaron profundidades de menos de 50 cm y en zonas lólicas (con corriente suficiente para el arrastre de los macroinvertebrados bentónicos), la metodología a seguir, elaborada a partir del protocolo de la CHE, para la toma de muestras se desarrolla a continuación.

Se situó la red surber aguas abajo de la zona a muestrear (y de cara a la corriente) y se procedió a remover y voltear las gravas-piedras, manteniendo el borde inferior de la red contra el lecho fluvial, a la vez que se raspan con la mano; de este modo todos los organismos que se van despegando del sustrato son arrastrados por la corriente introduciéndose en la red. Se examinaron las piedras, y se retiró cualquier organismo adherido al sustrato, añadiéndose a la muestra. Posteriormente se removieron con los pies los depósitos inferiores para desalojar cualquier organismo a lo largo de 0,5 m aguas arriba de la red. El objetivo fue remover al menos los primeros 10-15 cm de profundidad del sustrato.

Es importante limpiar la red con abundante agua después de cada muestreo para evitar la contaminación de las muestras entre los diferentes puntos. Especial cuidado hay que tener en desinfectar los equipos con lejía diluida, tras cada muestreo, para no llevar organismos patógenos y/o alóctonos, a otras masas de agua.

A continuación, se depositó el contenido de la red en una batea blanca de plástico asegurándose de que no queda ningún individuo adherido a la red, capturando los individuos con ayuda de unas pinzas finas, y eliminando con cuidado piedras, trozos grandes de detritos (trozos de madera, hojas grandes...) (figura 13). El material recolectado se introdujo en un bote de plástico hermético para su conservación inmediata con ayuda de agua del propio río y conservante (alcohol al 70%, concentración final) para fijar las muestras y evitar así la interacción entre organismos, especialmente la depredación. Los botes se etiquetaron de manera adecuada (número de réplica, tratamiento y fecha), para su correcto tratamiento posterior.



**Figura 13. Arriba: Procedimiento de muestreo con red Surber, recogiendo y guardando la muestra de macroinvertebrados. Abajo: Muestra de campo antes de su conservación.**

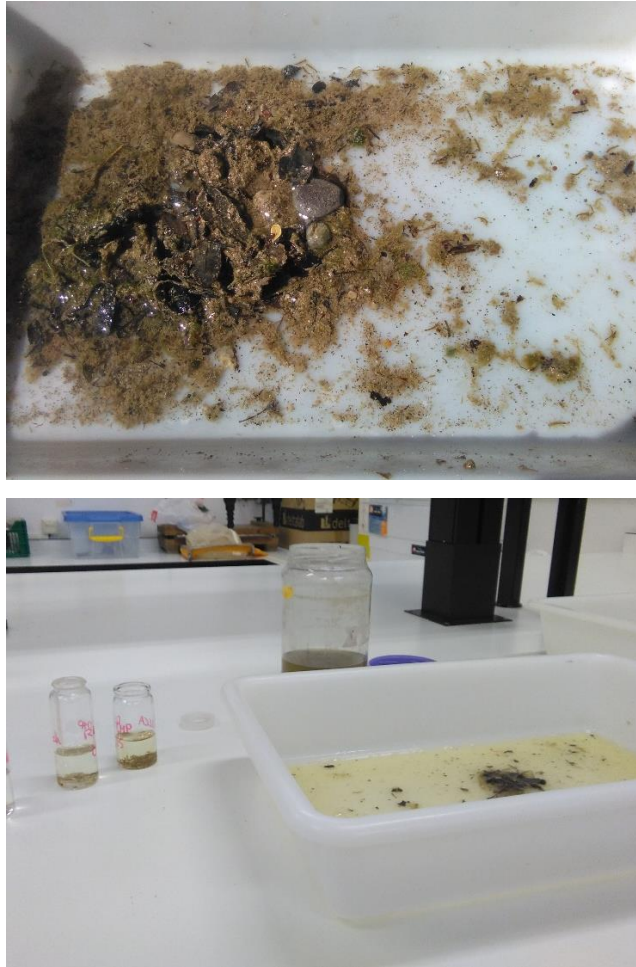
## **3.4 Limpieza y clasificación de las muestras de macroinvertebrados**

### **3.4.1 Equipos para el tratamiento de muestras en el laboratorio:**

- Bateas blancas de plástico (mínimo 30 x 20 cm)
- Placas de Petri
- Pinzas entomológicas
- Viales de plástico y otros recipientes con tapones herméticos
- Estereomicroscopio
- Rotulador resistente al agua
- Etiquetas
- Formularios o cuaderno preparados para anotar la identificación y recuentos.
- Guías de identificación.

### **3.4.2 Trabajo de laboratorio.**

El procedimiento de laboratorio consistió en una primera separación visual, eliminando grandes piedras y restos vegetales, y separando el sustrato de los macroinvertebrados de cada una de las réplicas de cada muestra recogida, traspasándolos a viales de vidrio con alcohol (96%) para que se mantuviesen bien conservados hasta su identificación (figura 14). Cuando fue posible, en este punto, se procedió a una primera separación de los individuos en grandes grupos según su morfología.



**Figura 14. Arriba. Batea blanca con muestra de lo recogido en campo. Abajo. Proceso inicial de separación en laboratorio.**

Debido a la similitud de tonos de color de los macroinvertebrados bentónicos con el sustrato, se estimó un tiempo de dedicación a cada réplica de aproximadamente 6 horas por cada una de ellas, en función del volumen de sedimento de la muestra.

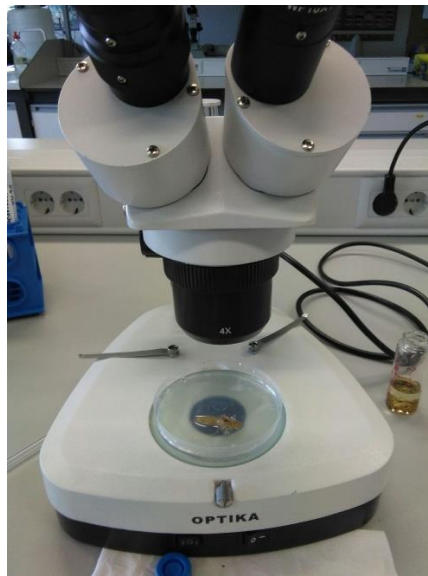
Así, una vez separados, se trasladó la muestra por partes más pequeñas a placas de Petri para facilitar su identificación y conteo mediante el uso de una lupa binocular (figura 15).

Se ha discutido mucho sobre el nivel taxonómico de identificación más adecuado para los diversos estudios. Si bien es cierto que el nivel preferible sería el de especie, la taxonomía de ciertos grupos hace el trabajo prácticamente inviable, especialmente en los dípteros, pues el trabajo de separación e identificación comporta un tiempo que hace su estudio económicamente muy costoso. Por ello un buen equilibrio entre calidad de



los resultados y tiempo requerido para obtenerlos se da utilizando como nivel taxonómico la familia (Prat *et al.*, 2006).

De modo, que la identificación en nuestro estudio se realizó hasta nivel taxonómico de familia a excepción de oligoquetos, ostrácodos e hidrácaros (exigida para el cálculo del índice IBMWP (MAPAMA, 2013)). Se realizó con el apoyo de manuales de taxonomía, como la clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la Cuenca Hidrográfica del Ebro (Oscoz *et al.*, 2011) y las claves de Tachet *et al.* (2000).



**Figura 15. Lupa binocular.**

El elevado número de individuos, el escaso tamaño de estos, del orden de milímetros, y la dificultad de observar las pequeñas diferencias que separan unas familias de otras, exigió una dedicación por réplica, de alrededor de 12-15 h para ejecutar correctamente la tarea.

## 3.5 Toma de muestras de perifiton.

### 3.5.1 Equipo de campo para el muestreo de perifiton:

- Botas o vadeadores de pescador.
- Guantes de látex
- Cepillo de dientes duro
- Botes o viales de vidrio con tapón hermético.
- Bolígrafo o rotulador permanente (o cualquier otro método para etiquetar las muestras). Si se usan etiquetas, estas deben ser resistentes a la humedad.
- Papel de aluminio, o similar, para recubrir los viales.
- Equipo de filtración.
- Bomba de vacío.
- Filtro Whatman GF/F.

### 3.5.2 Procedimiento de muestreo

La recolección de muestras de perifiton para obtener la concentración de clorofila bentónica en cada punto se realizó según el protocolo descrito por Elozegi & Sabater (2009).

En todos los puntos de muestreo se realizaron tres replicas, tanto en el seguimiento, como en el experimento. Se seleccionaron por cada réplica tres piedras, sobre las cuales se colocó una plantilla con una superficie interna de 25 cm<sup>2</sup> y se recogió todo el material de la roca arrastrándolo mediante un cepillo. El material recogido se introdujo en un vial de vidrio, con un poco de agua del propio río. Este se etiquetó debidamente y se envolvió en papel de aluminio en total oscuridad y en una nevera hasta llegar al laboratorio, para evitar procesos de producción y oxidación. El mismo día del muestreo se filtraron las muestras para separar la biomasa del agua mediante un filtro Whatman GF/F, quedando el material contenido en el filtro (figura 16). Dicho filtro se conservó a oscuras y a -20°C.



**Figura 16.** Biomasa de perifiton recogida en un filtro Whatman GF/F, tras la filtración de una muestra del seguimiento en el barranco de La Peonera.

## **3.6 Análisis de muestras de perifiton**

### **3.6.1 Equipos de laboratorio:**

- Equipo de filtración.
- Bomba de vacío.
- Solución de acetona 90%.
- Botes o viales de vidrio
- Espectrofotómetro, con banda estrecha (0,5 a 20 nm; por lo general de 2 nm).
- Cubetas con recorridos de 1, 5 y 10 cm.

### **3.6.2 Procedimiento de laboratorio**

Para poder realizar el análisis de clorofila, se realizó una extracción de esta, poniendo los filtros Whatman GF/F con el material en un vial de vidrio con un volumen conocido de acetona al 90% (10 ml) siguiendo los protocolos estándar (Elosegui y Sabater, 2009). Este proceso duró 24h, durante las cuales la muestra se conservó a una temperatura inferior a 4°C y en ausencia de luz. Pasado este periodo se filtró cada extracto por separado con filtros Whatman GF/F para disminuir la turbidez y se midió la

absorbancia del extracto con un espectrofotómetro a longitudes de onda de 430, 665 y 750 nm.

Los resultados se utilizaron para calcular la concentración de clorofila por unidad de área con las fórmulas desarrolladas por Jeffrey y Humphrey (1975). Además, la absorbancia de los carotenoides a 430 nm se combinó con la absorbancia de clorofila a (665) en el índice de Margalef (Margalef, 1983). Una mayor ratio A430/A665, indica la presencia de mayor concentración de carotenoides y se relaciona con las situaciones de estrés de la comunidad de fitobentos, como la fotooxidación u otras limitaciones a la producción de biomasa.

### 3.7 Cálculo de índices biológicos

Como ya se ha comentado, actualmente los programas de evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos se basaban principalmente en los indicadores biológicos por encima de los parámetros físico-químicos, especialmente tras la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (DMA).

De entre todos los de organismos acuáticos, los macroinvertebrados, responden muy bien a los cambios en las condiciones ecológicas. Tienden a formar comunidades características asociadas a condiciones físicas y químicas de las aguas de los ríos, lo que permite conocer los diferentes grados de contaminación. Si la perturbación es muy grande, la comunidad se compone de unas pocas especies tolerantes. Con perturbaciones intermedias pueden desaparecer unas pocas especies e incrementar otras ya presentes más tolerantes o incluso aparecer nuevas especies. Finalmente, con las perturbaciones ligeras (un incremento de las sales) puede no apreciarse cambio a nivel de comunidad, pero si dar lugar a otros cambios a nivel individual (Alba-tercedor 1996; Prat *et al.* 2006; Shi *et al.*, 2017; *et al.*, 2010; Michavila López, 2014).

Además, la fauna bentónica presenta otras cualidades que han propiciado que, sean los organismos más ampliamente usados como bioindicadores mundialmente (Prat *et al.*, 2006):

1. Tener una amplia distribución (geográfica y en diferentes tipos de ambientes).

2. Una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
3. Ser en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
4. En otros casos, la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación.
5. En algunas especies, tener ciclos de vida largo porque integra los efectos de la contaminación en el tiempo.
6. Poder ser muestreados de forma sencilla y barata.
7. Una taxonomía en general bien conocida a nivel de familia y género.
8. La sensibilidad bien conocida de muchos taxa a diferentes tipos de contaminación.
9. El uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

### **3.7.1 Índices relacionados con la calidad del agua: IBMWP y IASPT**

La CHE y el ministerio de Medio Ambiente, para cumplir con las exigencias de la DMA han adoptado ciertas métricas de seguimiento biológico, entre los que se destaca el índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party; Alba-Tercedor *et al.*, 2002) basado en la identificación de la fauna bentónica presente, para determinar el estado ecológico de las masas de agua.

Para nuestro estudio hemos decidido utilizar dicho índice IBMWP, pues nos permite obtener un valor del estado ecológico de la masa de agua, además del IASPT (Alba-Tercedor *et al.*, 2009). El índice, IBMWP, se basa en un muestreo para determinar la presencia de todas las familias de macroinvertebrados que habitan en el tramo de estudio. El índice IASPT, establece una relación entre el valor del IBMWP, y el número de familias encontradas, de tal forma que refleja el valor medio de los taxones, de forma que a mayor valor IASPT, para un igual número de familias, indica que las familias encontradas son de mejor calidad. Este índice, tiene la ventaja de ser menos sensible que el IBMWP al esfuerzo y la técnica de muestreo, así como a la variación estacional, teniendo por ello una menor dependencia del número de taxones capturados (Oscóz *et al.*, 2005).

Una vez identificados todos los macroinvertebrados se emplea la hoja de cálculo del IBMWP, que se puede obtener en el protocolo de la CHE para obtener las puntuaciones asignadas a cada familia. La calificación final de cada punto de muestreo se obtiene de la suma de la puntuación de todas las familias presentes en dicho punto.

La evaluación que exige la DMA ha de ofrecer un valor relativo que mida el grado de las condiciones biológicas observadas en el río respecto de las mejores condiciones biológicas posibles, que son las que tendría ese río en un estado prístino o prácticamente inalterado por presiones antrópicas (Ortiz Casas, 2002). Por ello, es importante haber determinado previamente la tipología de la masa de agua correspondiente a nuestra zona de estudio, (R-T12, ríos de montaña mediterránea calcárea). Así, una vez se determinaron las condiciones de referencia establecidas legalmente para el indicador (tabla 3), por el Real Decreto 817/2015 (MAGRAMA, 2013), la calidad del agua puede referirse como un porcentaje de cambio respecto a la condición de referencia del ecotipo al que pertenece (Bonada *et al.*, 2002):

**Tabla 3. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para la masa de agua; Ríos de montaña mediterránea calcárea (R-T12). Real Decreto 817/2015.**

TIPO DE RÍO	INDICADOR	CONDICION DE REFERENCIA	LÍMITES DE CAMBIO DE CLASE DE ESTADO			
			Muy bueno/Bueno	Bueno/Moderado	Moderado/Deficiente	Deficiente/Malo
R-T12	IBMWP	186	0.82	0.5	0.3	0.12

### 3.7.2 Índices relacionados con la diversidad taxonómica

Existen otros índices de diversidad y riqueza, que ayudan a condensar la información y facilitar la interpretación del ecosistema, una vez que ya se dispone de un buen conocimiento de la composición taxonómica.

El estudio presente, también se ha apoyado en algunos de estos índices, como los de la riqueza específica (S), y del N.º de individuos, el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949), la riqueza taxonómica de Margalef

(Margalef, 1983), la equitatividad de Pielou (Pielou, 1969) y el índice de Simpson (Simpson, 1949).

El N.<sup>o</sup> de individuos, se empleó para conocer la abundancia de los taxones, y a su vez, para dar una imagen aproximada de la biomasa existente, en cada una de las muestras.

La riqueza de especies (S) o número total de especies (en nuestro estudio familias) facilita una aproximación a la complejidad de la comunidad, pero se debe considerar que no indica diversidad, pues asume que todas las especies tienen el mismo valor, sean abundantes o no. Cuando las perturbaciones son fuertes su respuesta muestra inmediatamente la alteración de la estructura de la comunidad; pero cuando las perturbaciones son de baja intensidad o frecuencia puede que no se aprecien cambios (Prat *et al.*, 2006).

Uno de los índices más limitados es el índice de riqueza de Margalef, aunque resulta muy simple de interpretar. Su cálculo se basa en la relación entre la riqueza de especies (en nuestro caso, familias) y el "número total de individuos observados" o (n), pero de una forma que no aumente al aumentar el tamaño de la muestra (Samo Lumbreras, *et al.* 2008).

El índice de Simpson fue el primero usado en ecología, y mide la probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie en dos 'extracciones' sucesivas al azar sin reposición. Presenta una propiedad opuesta a la diversidad que obtiene valores superiores a mayor dominancia de alguno de ellos (Samo Lumbreras, *et al.* 2008).

Uno de los más utilizados es el índice de diversidad de Shannon-Weaver (1949), aunque la interpretación debe realizarse con cierta cautela, ya que el nivel taxonómico empleado para su cálculo puede influir en el resultado, tendiendo a subestimarse el grado de alteración real cuando se utilizan niveles de familia u orden. Este índice obtiene valores elevados cuanto mayor sea la equitatividad entre grupos taxonómicos de individuos.

El índice de equitatividad de Pielou mide la proporción de la diversidad observada (Shannon-Weaver) con relación a la máxima diversidad esperada. (Samo Lumbreras, *et al.* 2008).

### 3.7.3 Índice EPT / EPT + OCH (Odonatos, Coleópteros, Heteróptera)

La relación de EPT / EPT+OCH evalúa la presencia y ausencia de ephemeroptera (E), plecóptera (P) y trichoptera (T), en relación con la presencia y ausencia de odonata (O), coleóptera (C) y heteróptera (H) (Bernabeu y Bonada, 2014).

Bonada *et al.*, (2006, 2007b) sugiere que la relación entre el número de EPT y OCH cambia a lo largo del gradiente de caudales permanentes, los sitios permanentes, que tienen secuencias de rápidos, se caracterizan por el predominio de ephemeroptera, plecóptera y trichoptera; mientras que si los sitios con un claro detrimento del caudal, los temporales y las piscinas que prevalecen durante las sequías, presentan una caída en la abundancia de EPT y un incremento de OCH el grupo formado por odonatos, coleópteros, y heterópteros (Bonada *et al.*, 2006, Bonada *et al.*, 2007a).

En resumen, el ratio EPT/EPT + OCH refleja la temporalidad de flujo de corriente (Sotomayor, 2016). De manera que esta relación es un buen indicador de los cambios estacionales en las comunidades de macroinvertebrados en los ríos mediterráneos (Bonada *et al.*, 2007b).

## 3.8 Análisis estadístico

Los programas utilizados para los análisis han sido R 3.4.2, con el paquete “R Commander” (Core Team, 2015) y “ade4” (R Core 2015; Fox 2005) y PRIMER 6.1.6 (Clarke y Gorley, 2006).

Con ayuda del programa estadístico R (Rcmdr) se realizó un test Shapiro-Wilk y un test de Levene para contrastar la normalidad y la homogeneidad de varianzas (respectivamente) de las diferentes variables incluidas en el estudio, tanto del seguimiento como del experimento: clorofila-a, ratio EPT/EPT+OCH, abundancia, diversidad de Shannon, dominancia de Simpson, equitatividad de Pielou, índices IBMWP/IASPT y riqueza de Margalef.

Si la variable cumplía ambos requisitos (normalidad y homogeneidad), se procedía a aplicar un método paramétrico (ANOVA). Si por el contrario la variable resultaba ser no normal o no homogénea, se transformaba aplicando el logaritmo en base 10 y comprobando nuevamente su homogeneidad y normalidad. Si, aun así, la



nueva variable no cumplía los supuestos, se aplicaba el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

El nivel de significación considerado fue  $p < 0.05$ , y las variables que cumplieron con este requisito se representaron gráficamente en un diagrama de cajas, con el fin de visualizar el origen de las diferencias y facilitar su comprensión. Además, se hizo un test Post-hoc (Tukey's test) después de realizar el test ANOVA de cada variable, el cual nos permite determinar qué categorías del factor difieren entre sí.

Posteriormente, y para detectar si existían diferencias significativas debidas a variaciones en la composición de la comunidad, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM). Empleando el paquete estadístico "PRIMER 6" (PRIMER-E Ltd, UK).

La tabla de abundancias de familias se transformó primero mediante el Log ( $x + 1$ ) y posteriormente se creó una matriz, mediante el coeficiente de similitud de Bray Curtis (Clarke y Gorley, 2006). Para los datos obtenidos en el seguimiento, se analizaron las diferencias observadas entre los factores "Temporada" (Inicio y Final) y "Zona" (Control y Alterado). Mientras que para el experimento lo que se pretendía era conocer las diferencias producidas por los diferentes niveles de los factores "Tratamiento" (Control y Alterado, es decir que ha sufrido 0 o 100 pisoteos respectivamente, durante siete días consecutivos) y "Periodo de recuperación", de 1, 15, 30 y 60 días. En este caso se consideraron diferencias estadísticamente significativas los valores de  $p < 0.1$ , ya que el número de muestras era demasiado pequeño para obtener significaciones menores de  $p < 0.05$  (Hardiman y Burgin 2011).

A continuación, se llevó a cabo un análisis de escalamiento multidimensional (NMDS), con el objetivo de visualizar las diferencias obtenidas con ANOSIM. A través del valor de stress se puede medir la adecuación de la representación NMDS. Valores superiores a 0.20 indican que las muestras están aleatorizadas, valores de 0.15 indican que las muestras son buenas y valores inferiores a 0.10 indican que son ideales (Clarke y Gorley, 2006). El análisis de datos se complementó con un análisis jerárquico (clúster), a partir de los datos previamente transformados del modo anterior (Sierra y López-Flores 2013).

Finalmente, para analizar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y relacionarla con la diversidad funcional de las muestras, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) y un FPCA (Análisis

de Componentes Principales Difuso; *Fuzzy*) además de un test de coinerchia, con los paquetes de datos de R de "Rcmdr " y "ade4".

El Análisis de Componentes Principales (PCA) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, 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). Para llevar a cabo dicho análisis se introdujo una tabla que contenía la abundancia de cada familia recolectada en cada punto de muestreo y estación. Previamente los datos de abundancia se estandarizaron. 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.

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 afinidad del taxón. Un algoritmo asigna valor numérico a cada categoría de la variable, lo que permite tratarlos con test diseñados para variables continuas. Esto nos 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 se han consideraron los rasgos biológico siguientes: tolerancia a la contaminación (índice saprobio), grado de eutrofia, modo de alimentación y la preferencia al microhábitat (sustrato), según los datos extraídos de Tachet *et al.* (2000).

Por último se efectuó un análisis de coinerchia con el fin de relacionar los rasgos biológicos, las familias y los puntos de muestreo en conjunto, tanto para el seguimiento como el experimento (Michavila López, 2014).

# 4 RESULTADOS

## 4.1 SEGUIMIENTO: Efecto de la temporada de barrancos sobre las comunidades bentónicas

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

Se realizó un análisis de la varianza de la concentración de clorofila-a en el perifiton para determinar las diferencias existentes entre el tratamiento control y alterado, así como el efecto de la temporada de barrancos sobre la biomasa de perifiton.

El análisis se realizó para el factor combinado “muestra”. Este factor es el resultado de la combinación del factor zona: “Alterado” (A) por el tránsito de barranquistas o no, es decir, “Control” (C), y del factor periodo “inicio” (I) y “final” (F) de la temporada de barrancos.

Esta variable tuvo que ser transformada, pues los datos no presentaron distribución normal y las varianzas entre categorías del factor no fueron homogéneas. Al realizar el test ANOVA de la variable, se observaron diferencias significativas en la biomasa de perifiton que recubría las rocas (tabla 4). Tal como se observa en la representación gráfica (figura 17), se produjo un aumento de la de la concentración de clorofila-a, tras la temporada, en ambas zonas de muestreo (alterada y control). Sin embargo, la mayor diferencia de concentración de clorofila-a se debe al punto de muestreo. La zona control siempre tuvo mayor biomasa algal, ya sea al inicio o al final de la temporada.

Tabla 4. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para la variable la concentración de clorofila-a. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas. Datos transformados mediante log.

<b>Clorofila-a</b>	<b>Grados libertad</b>	<b>Estadístico</b>	<b>p-valor</b>
Log 10 CHLA	3, 8	76.95	3.06e-06 ***
ratio A430:A665	3, 8	5.190	0.028*

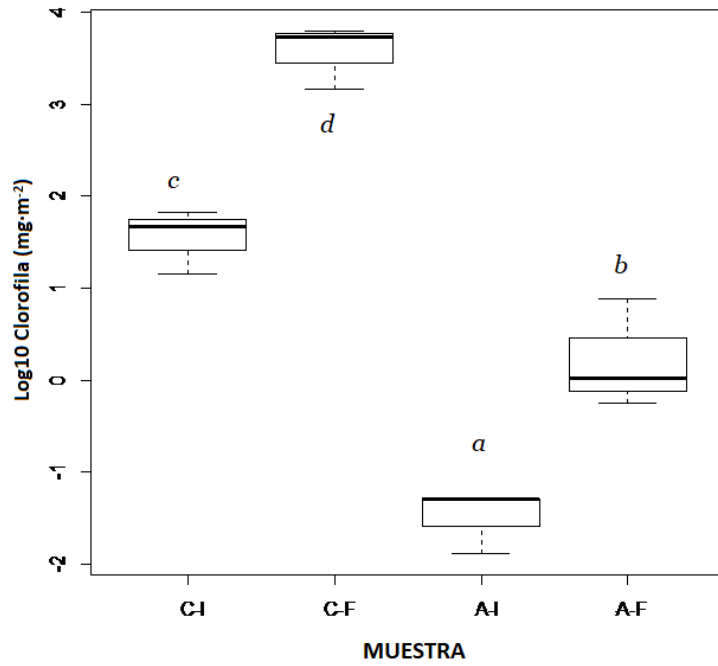


Figura 17. Diagrama de cajas para la concentración de clorofila-a ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante el seguimiento del barranco de La Peonera en 2016. (Control y Alterado: Cy A, respectivamente; Inicial y Final: I y F, respectivamente). Datos transformados ( $\log_{10}$ ). Las letras (a, b, c y d) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.

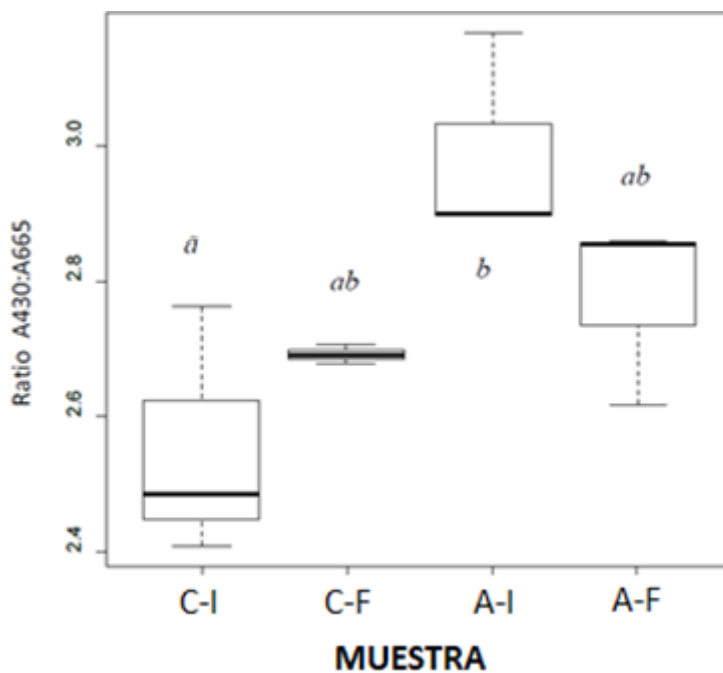


Figura 18. Gráfica de cajas para los valores de la ratio A430:A665 durante el seguimiento del barranco de La Peonera en 2016 (Control y Alterado: Cy A, respectivamente; Inicial y Final: I y F, respectivamente). Las letras (a y b) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.

En cuanto al cociente pigmentario A430:A665, que relaciona la concentración de carotenoides y la de la clorofila-a (figura 18), el valor superior de la ratio se alcanzó en la muestra afectada y el inferior en la muestra control, ambas al inicio de temporada, por lo que las diferencias principales se deben a la divergencia original entre el control y la zona afectada, dicha diferencia va reduciéndose al final de la temporada.

## **4.1.2 Comparación de los resultados obtenidos para los distintos índices biológicos basados en la comunidad de macroinvertebrados.**

### *4.1.2.1 Composición de la comunidad*

El número total de individuos recolectados durante el seguimiento es de un total de 3080, repartidos entre 8 órdenes y 29 familias. Entre los órdenes, destacan los dípteros, con el 32,4%, seguido por los ephemeropteros (27,4%) y los plecópteros (23,1%). Las familias se reparten de manera relativamente uniforme entre los órdenes, destacando en especial la presencia de las familias: *Leuctridae*, *Baetidae*, *Chironomidae* y *Simulidae*.

En el seguimiento control al inicio de la temporada, se observa una composición algo distinta del resto, tenemos una comunidad más equilibrada, con gran presencia de plecópteros (27.7%) y Ephemeropteros (29.9%), mientras que al final de la temporada (octubre), la comunidad cambia, reduciéndose radicalmente los plecópteros, y aumentando hasta casi un 50% de presencia los dípteros (Anexo II).

En la zona alterada del seguimiento, se ha observado una presencia importante de simúlidos, tanto al inicio como al final de la temporada (Anexo I).

### *4.1.2.2 Efecto de la temporada de barranquismo en el estado ecológico mediante el índice de macroinvertebrados IBMWP*

Para determinar el estado ecológico de la masa de agua en cada una de las muestras recogida, y su variación después de la temporada de barrancos, se empleó el procedimiento descrito en la metodología y se relacionó la puntuación obtenida, por el índice IBMWP en cada réplica muestreada del seguimiento, con el valor de referencia correspondiente para el ecotipo del tramo estudiado R-T12 (ríos de montaña mediterránea calcárea), obteniendo los resultados que se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. Resultados del índice IBMWP para las muestras durante el seguimiento del barranco de La Peonera en 2016. Se incluyen las 3 réplicas de cada muestra en las zonas alterada (A) y control (C), a inicio (I) y fin (F) de temporada. El color verde indica buen estado y el color amarillo moderado siguiendo los umbrales establecidos en el RD 817/2015.

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

Se puede observar que el estado ecológico determinado mediante el índice IBMWP mejora al final de la temporada de barrancos en ambas zonas, “Alterada” y “Control”, y especialmente en la zona alterada.

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

A partir de la composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados se han calculado una serie de índices, con el fin de observar cuál o cuáles resultan más apropiados para detectar el impacto del barranquismo. Se han calculado los índices basados en la calidad ambiental - IBMWP y IASPT- y en la estructura y diversidad – N.<sup>o</sup> individuos, riqueza, diversidad, índice de Margalef, Simpson, Pielou y ratio EPT/EPT+OCH. Tras ello, se analizaron los cambios experimentados por los índices tras la temporada mediante un test ANOVA para el factor “muestra” (tabla 6).

Se comprobó si la varianza de las variables era homogénea y sus datos presentaban distribución normal. En este caso, excepto la ratio EPTC/EPT+OCH, no se tuvo que proceder a transformar ninguna de las variables, por lo que se procedió a realizar el análisis de varianza (ANOVA) para cada una de ellas. En cuanto a la ratio EPT/EPT+OCH, se transformó mediante el logaritmo natural, y se comprobó la nueva variable, resultando negativo ambos parámetros. De tal manera que se realizó el análisis de esta ratio, mediante el test no paramétrico, de Kruskal-Wallis.

Tabla 6. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para los diferentes índices biológicos calculados a partir de la composición de la comunidad de macroinvertebrados, durante el seguimiento del barranco de La Peonera en 2016. Los símbolos indican diferencias significativas. (.)  $p < 0.1$ ; (\*)  $p < 0.05$ ; (\*\*)  $p < 0.01$ .

<i>SEGUIMIENTO</i>	<i>ANOVA</i>		
	Grados libertad	Estadístico	<i>p</i> -valor
<i>Número individuos</i>	3, 8	0.937	0.467
<i>Riqueza</i>	3, 8	0.855	0.502
<i>Shannon-Wiener</i>	3, 8	1.070	0.415
<i>Margalef</i>	3, 8	1.213	0.366
<i>Pielou J'</i>	3, 8	2.138	0.174
<i>Simpson</i>	3, 8	3.009	0.095 .
<i>IBMWP</i>	3, 8	1.000	0.441
<i>IASPT</i>	3, 8	15.130	0.001 **

Tabla 7. Resultados del test no paramétrico, durante el seguimiento del barranco de La Peonera en 2016, utilizando como variable la ratio de clorofila EPT/EPT+OCH. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas.

<i>EXPERIMENTO</i>	<i>Kruskal-Wallis</i>	
	chi-cuadrado	<i>p</i> -valor
<i>Ratio EPT/EPT+OCH</i>	6.995	0.072

El análisis de la ratio EPT/EPT+OCH no ha mostrado diferencias significativas (tabla 7), lo que indica que no existe una importante diferencia, por lo que las muestras no presentaron características propias de sequía, ni de reducción del caudal importante durante este periodo que cambiara sustancialmente la comunidad a patrones asumibles para ríos mediterráneos.

Sólo un índice mostró diferencias significativas ( $p < 0.05$ ), el IASPT (tabla 6). Se observó un aumento del índice IASPT al final de la temporada, para ambas zonas:

Alterada (A) y Control (C), siendo algo mayor el incremento en la zona alterada. Para un mismo valor de IBMWP (diferencias no significativas), el aumento de IASPT (figura 19) indica una disminución del número de taxones tras la temporada, o un cambio de los taxones presentes, pero con un incremento de su puntuación en el índice IBMWP. Así, la comunidad presente al inicio de la temporada fue de composición diferente a la del final de esta, para ambas zonas, habiendo al final menor número de taxones, pero de mayor valor ecológico.

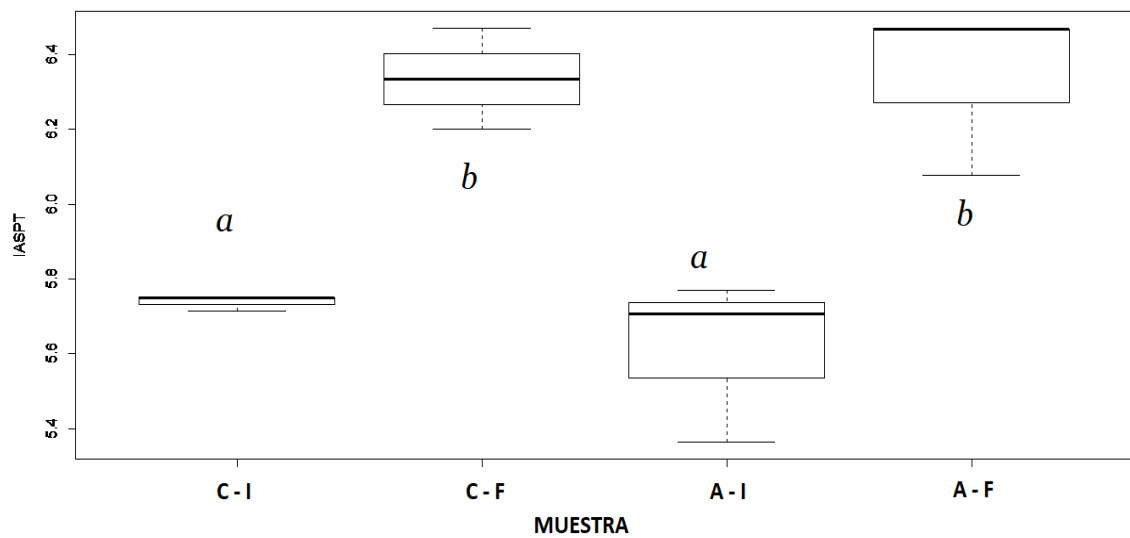


Figura 19. Diagrama de cajas del Índice IASPT, para el factor muestra, durante el seguimiento del barranco de La Peonera en 2016. (Control y Alterado: Cy A, respectivamente; Inicial y Final: I y F, respectivamente). Las letras (a y b) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.



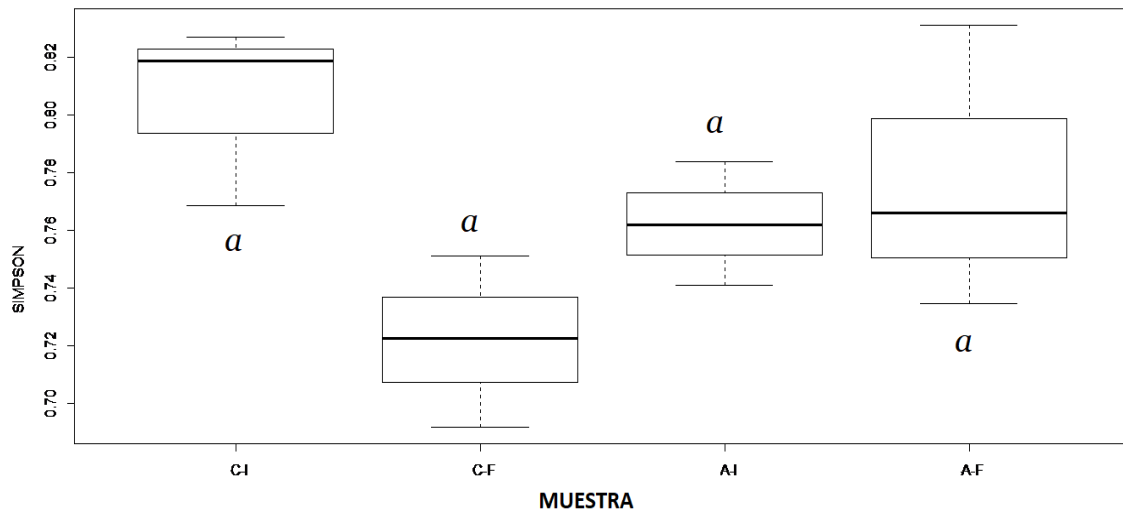


Figura 20. Diagrama de cajas del índice dominancia Simpson, para el factor muestra, durante el seguimiento del barranco de La Peonera en 2016. (Control y Alterado: C y A, respectivamente; Inicial y Final: I y F, respectivamente). La letra (a) muestra la agrupación de las categorías del factor a partir del test post hoc.

La variación del índice de Simpson, aunque con una significación marginal ( $p > 0.1$ ), representa la dominancia de una familia, e indica la probabilidad de que dos individuos, seleccionados al azar pertenezcan a la misma familia, cuanto más se acerca el valor a la unidad existe una mayor dominancia de una familia mientras que, por el contrario, al aproximarse a cero, la diversidad es mayor. Concretamente, se observa (figura 20) que en el punto control (C), el índice disminuyó entre los periodos de muestreo, lo que indica una representación más homogénea de la diversidad al finalizar la temporada de barrancos. Mientras que en la zona alterada (A), apenas sufrió variación.

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

Con el fin de determinar si se produce un cambio en la estructura de la comunidad (abundancia y composición) de macroinvertebrados en la zona afectada por el barranquismo, se ha realizado un análisis de similaridad (ANOSIM), que permite realizar una comparación de la abundancia y composición existente en las muestras. Con el fin de visualizar las diferencias mostradas por el ANOSIM, se llevó a cabo un NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling, figura 21). Esto se realizó para las

categorías taxonómicas de orden y familia, con el fin de averiguar si fuera posible simplificar la resolución taxonómica para la realización de este test.

#### 4.1.3.1 Nivel taxonómico de orden.

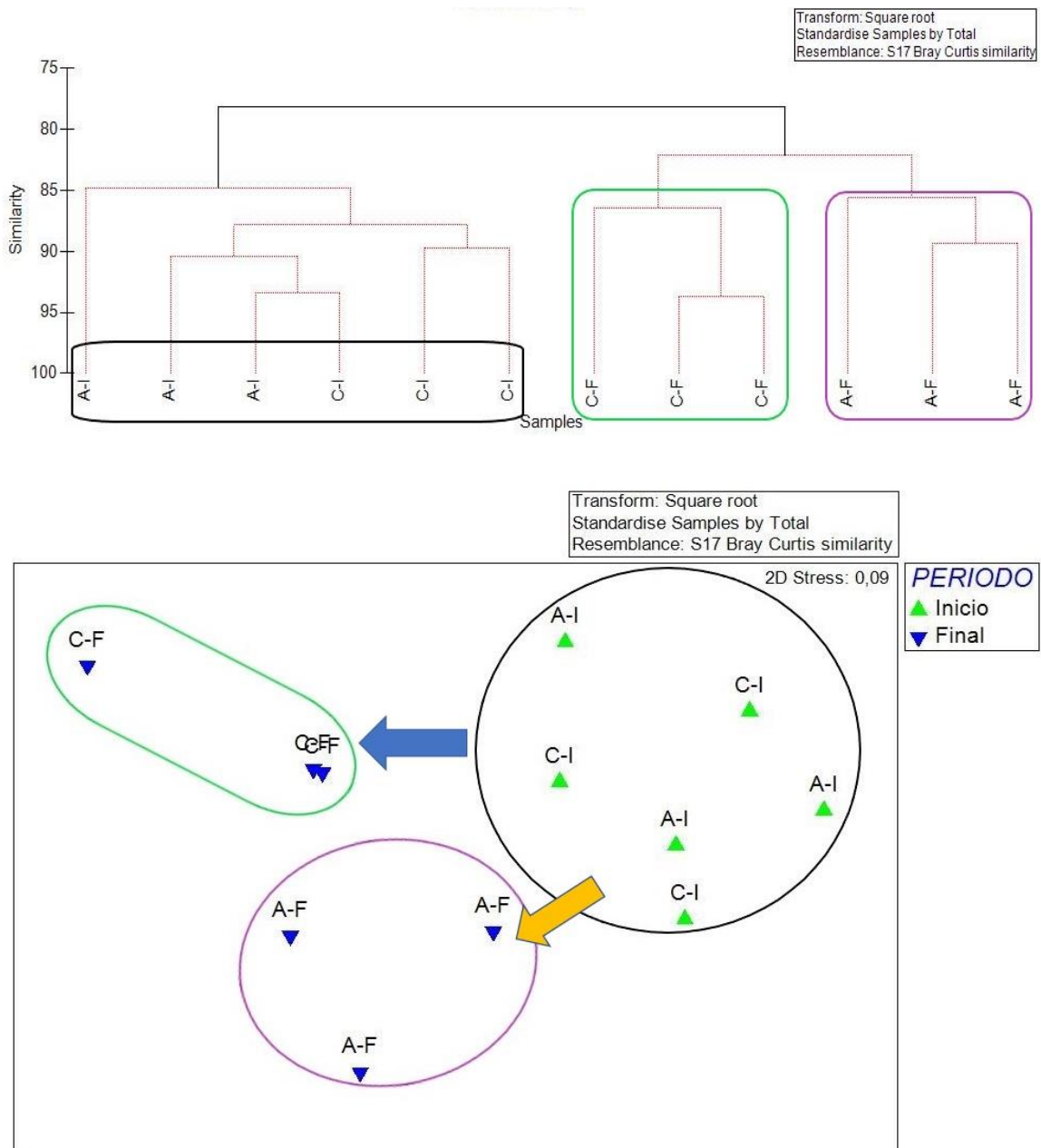


Figura. 21. a) Análisis jerárquico (cluster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de orden. b) Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS. Nota: La letra “C” hace referencia a la muestra del Control, mientras que la letra “A” lo hace de la Alterada. Las letras “I” indica la muestra inicial de la temporada y la letra “F”, el final de la temporada.. Las flechas azul y amarilla se han añadido al gráfico para su interpretación y corresponde a la trayectoria en el tiempo de las parcelas control (azul) y alteradas (amarillo).

4.1.3.2 Nivel taxonómico de familia.

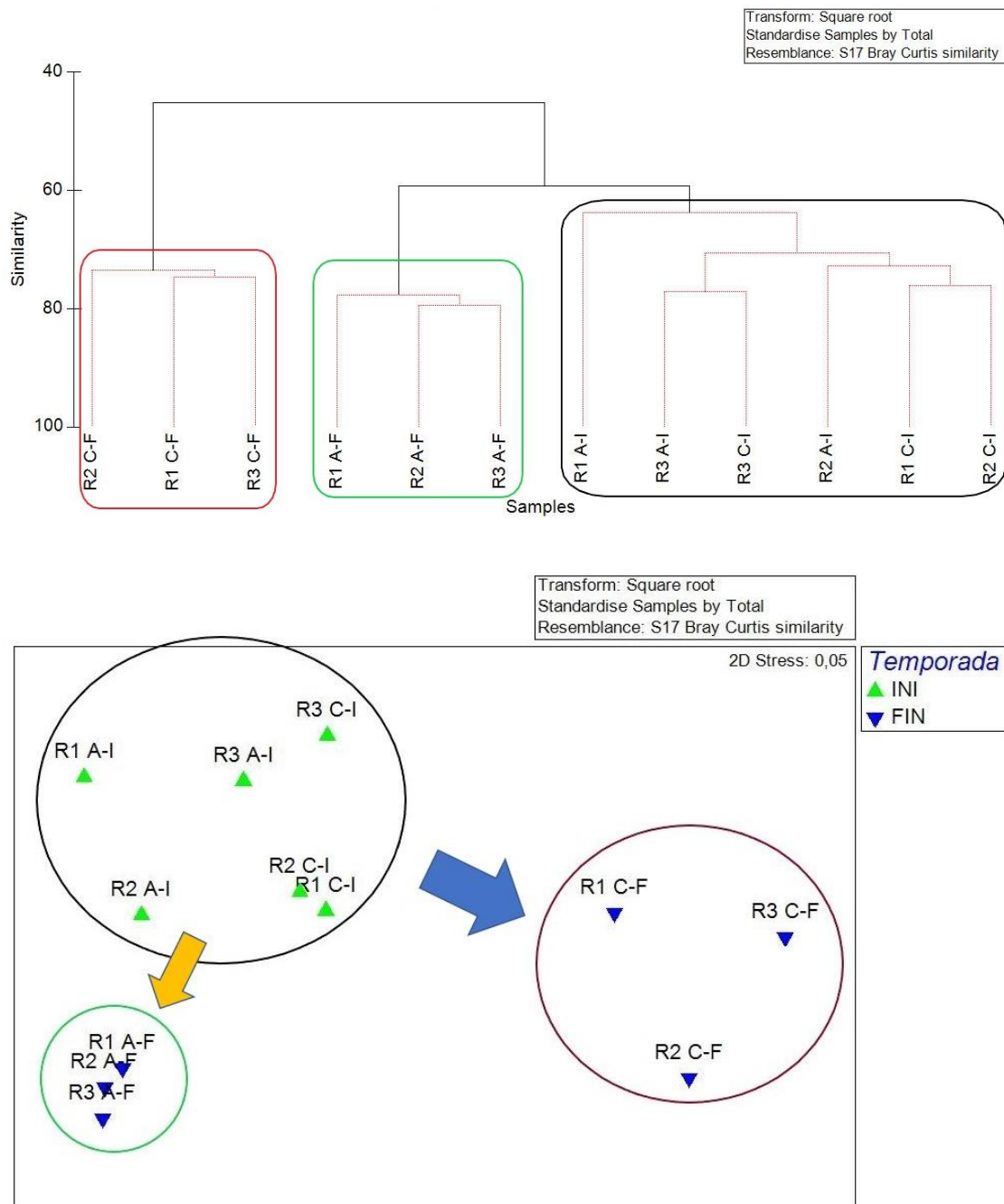


Figura. 22. a) Análisis jerárquico (cluster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de familia. b) Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS). Nota: La letra “C” hace referencia a la muestra del Control, mientras que la letra “A” lo hace de la Alterada. Las letras “I” indica la muestra inicial de la temporada y la letra “F”, el final de la temporada.. Las flechas azules y amarillas se han añadido al gráfico para su interpretación y corresponde a la trayectoria en el tiempo del las parcelas control (azul) y alteradas (amarillas).

Al analizar los datos de los análisis ANOSIM y NMDS, para las categorías de orden y familia podemos observar lo siguiente. Para el nivel taxonómico de orden (figura 21), las muestras se agruparon en tres conjuntos. La separación principal de las muestras se debió a la temporada, tras esto las muestras del final de la temporada se separan entre zona afectada y control. Las muestras de inicio de temporada permanecieron juntas. La representación del NMDS mostró una separación de las muestras por temporada en el eje horizontal. Las muestras control final se situaron a la izquierda del eje, separadas de las muestras de inicio de temporada. En medio de ambas agrupaciones se situaron las muestras alteradas de final de temporada.

Los resultados obtenidos para el nivel taxonómico de familia son similares (figura 22). Con pequeñas diferencias, en cuanto a que existe un mayor parecido entre la comunidad de la zona alterada al final de temporada y la de inicio y, por el contrario, la composición de la comunidad en la zona control al final de temporada, mostró una separación más clara del resto.

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

Se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA) con el fin de relacionar la composición de la comunidad con las zonas y los periodos muestreados. Antes de poder realizar el PCA, se estandarizaron los datos.

El resultado del análisis PCA (figura 23), relaciona las abundancias de las familias encontradas, con las zonas (alterada/control) y temporada (inicio/final).

Los dos primeros ejes del análisis explicaron un 58.5% de la varianza. El eje 1 (horizontal) representó el 35.2% de la varianza y el eje 2 (vertical) el 23.3%. El primer eje (horizontal) separó las muestras según la temporada (final en la parte positiva e inicial en la negativa), mientras que el segundo eje separó las muestras, entre “alterada” y “control”, con mayor separación entre las muestras de final de temporada (alterada en la parte negativa y control en la positiva), Estos resultados coinciden con los obtenidos en el apartado anterior mediante el análisis ANOSIM y NMDS.

En cuanto a la composición de la comunidad de macroinvertebrados, se observa una dominancia de las familias *Athericidae*, *Ephemerellidae* y *Chironomidae*, especialmente de las dos últimas, en la zona “control” al finalizar la temporada, mientras

que, en el mismo periodo, *Simuliidae* y *Heptageniidae* dominaron la comunidad en las muestras de la zona afectada, acompañadas de otras familias como *Leptophlebiidae* e *Hydropsychidae*. En cuanto al inicio de la temporada, ambas zonas coincidieron en valores negativos del segundo eje (vertical), y se encuentran dominadas por las familias: *Scirtidae*, *Elmidae*, *Gomphidae* y *Baetidae*.

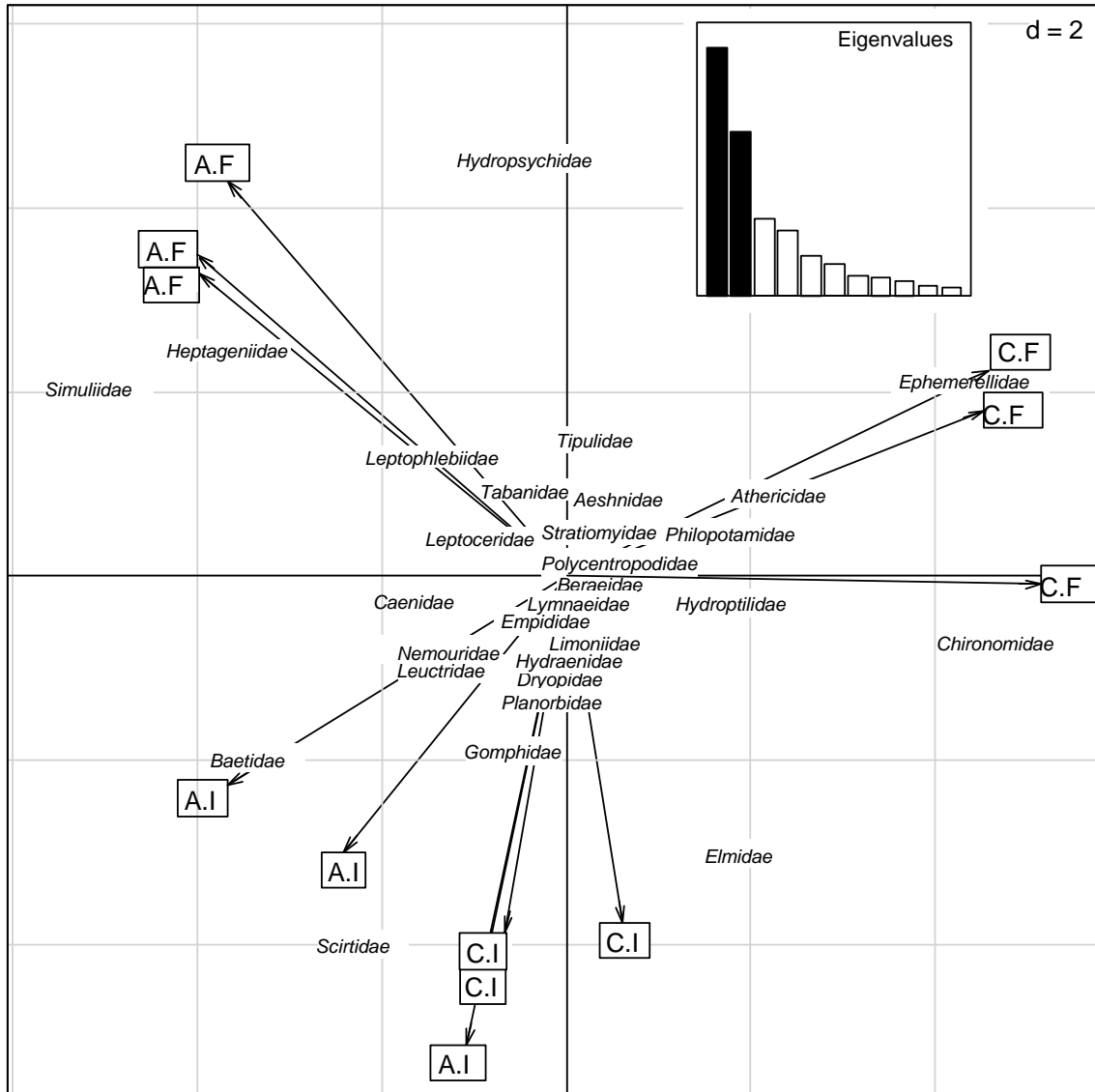


Figura 23. Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias en relación a los puntos de muestreo. Zonas: Alterada (A) y Control (C); Periodo: Inicio (I) y Final.

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 incluía las familias presentes en las muestras y sus correspondientes rasgos biológicos (figura 24). En este análisis, observamos como los dos primeros ejes explicaron el 39.2 %, contando el primero con el 20.3% y el segundo con el 18.9% de la varianza.

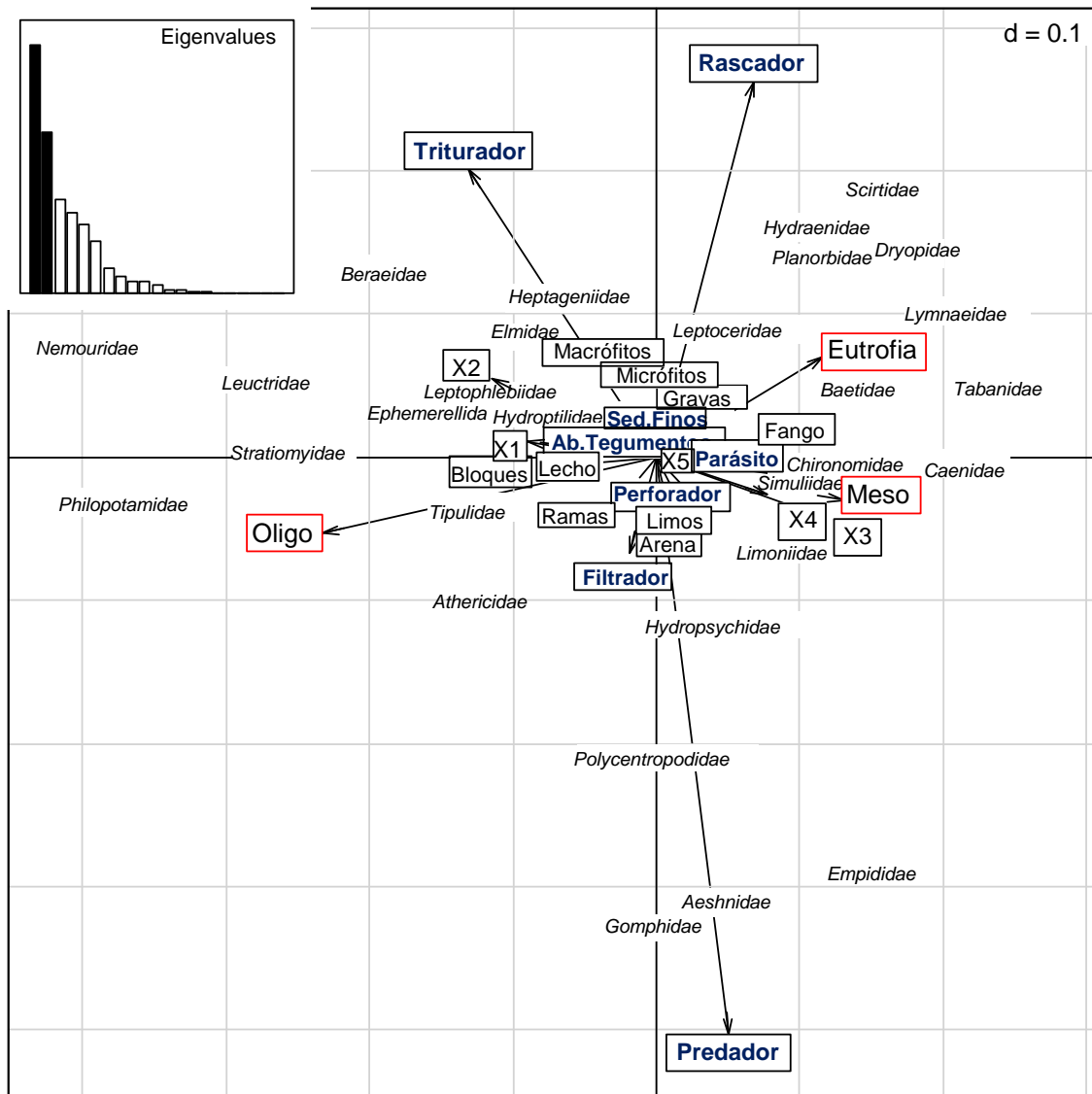


Figura 24. Análisis de componentes principales difuso (FPCA) del seguimiento, teniendo en cuenta las familias encontradas durante el estudio y los rasgos biológicos considerados (tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, alimentación, valor saprobio y microhábitat)

El eje 1 (horizontal) ha separado las muestras principalmente por tolerancia a la eutrofia; las familias de ambientes oligotróficos (valor negativo), como *Athericidae*, *Stratiomyidae*, *Leuctridae*, *Nemouridae* y *Philopotamidae*, de las que se encuentran en ambientes eutróficos (en valores positivos del eje), entre las que encontramos *Simuliidae*, *Baetidae*, *Tipulidae*, *Scirtidae*, y el orden gasterópoda. Por otra parte, el eje 2 (vertical) separó las familias por su estrategia trófica; en valores positivos del eje encontramos familias de rascadores y trituradores como *Elmidae*, *Ephemerellidae* y *Heptagenidae* y en valores negativos se encuentran los filtradores (*Hydropsychidae*) y los predadores, representados por las larvas de libélula (*Gomphidae* y *Aeshnidae*). No se pudieron observar dominancias de familias que se diferencien por su microhábitat, o por su índice saprobio

Por último, con el objetivo de analizar conjuntamente las variaciones en la estructura de la comunidad y en los rasgos biológicos de esta, se llevó a cabo un análisis coinercia. El resultado no fue significativo ( $p$ -valor:0.331), por lo que la combinación de los análisis FPCA y PCA, no explicaba más variancia que ambos por separado. Aún sin resultar significativo el análisis, se ha considerado interesante añadir el gráfico (figura 25) para facilitar la interpretación, de la evolución de la comunidad y sus estrategias tróficas antes y después del periodo de barranquismo.

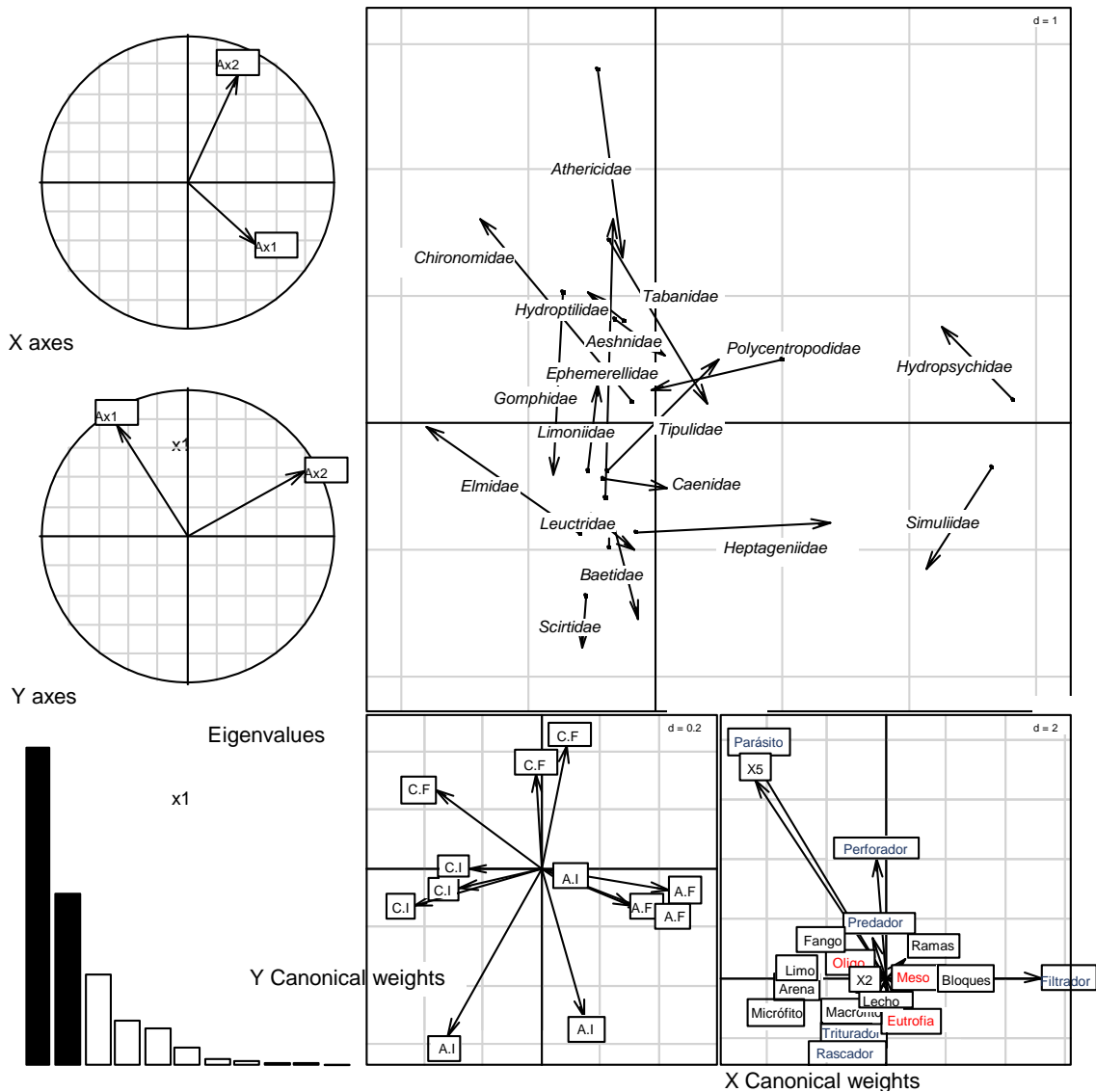


Figura 25. Análisis de coinerencia del seguimiento. Se han eliminado algunas familias poco representativas para facilitar la comprensión del gráfico.

Las flechas del gráfico de arriba nos hablan de la relación entre los taxones y los rasgos biológicos que se han analizado, el punto nos indica donde encontramos el taxón, y la flecha donde deberíamos encontrarlo en función de sus rasgos

Al inicio de la temporada, podemos observar como la estrategia mayoritaria es la de rascadores *Scirtidae* y *Elmidae*, en ambas zonas, que nos indican un ambiente mesotrófico, aunque por sus rasgos el primero tiene un carácter más eutrófico, y el segundo se decanta por ambientes más oligotróficos. También se encuentran en importancia las familias trituradoras como *Baetidae*, que las encontramos en un



ambiente mesotrófico, aunque sus rasgos nos indican que se trata de una familia tolerante a la eutrofia. Ambas zonas al inicio de la temporada se encuentran más próximas entre sí en cuanto a las características de los organismos presentes, que al finalizar la temporada. Al final de la temporada, se observa como los filtradores (*Simuliidae*, e *Hydropsychidae*) presentaron mayor importancia en la zona “alterada”, principalmente por la alta presencia de simúlidos, y que estos corresponden a familias de carácter mesotrófico. Los simúlidos, marcan mucho la comunidad en la zona alterada, tanto al inicio como al final de la temporada, y en nuestro río lo encontramos en zonas de carácter mesotrófico, pero por sus rasgos se podría encontrar en ambientes más eutróficos.

En contraposición, la zona “control final” está dominada por la presencia de perforadores (*Athericidae* y *Ephemerellidae*) claramente de carácter oligotrófico y especialmente aparece la alimentación parásita como estrategia importante. La significativa presencia de parásitos es producida por el aumento exponencial de la familia *Chironomidae* al final de la temporada, dentro de la cual dos, de las cinco especies existentes corresponden a parásitos.

## 4.2 EXPERIMENTO. RESILIENCIA DE LAS COMUNIDADES BENTONICAS TRAS UN IMPACTO CONTROLADO.

### 4.2.1 Capacidad de recuperación del recubrimiento de perifiton de las rocas, tras el experimento del “pisoteo”.

Para determinar la capacidad de recuperación de la biomasa algal, tras ser sometida a un pisoteo intenso durante 7 días consecutivos, se realizó un análisis de la varianza de la concentración de clorofila-a en el perifiton.

El análisis se realizó en respecto al factor “muestra” resultado de la unión de dos componentes: zona tratada, “Alterada” (A) o no tratada, “Control” (C); y tiempo de recuperación, en función del día en el que se recogieron las muestras, una vez finalizado el “pisoteo”: Día 1 (D1), Día 15 (D15), Día 30 (D30) y Día 60 (D60).

Esta variable no requirió de transformación, los datos presentaban distribución normal y las varianzas de las categorías del factor fueron homogéneas. Tras aplicar el test ANOVA, la variable clorofila-a mostró diferencias significativas entre las categorías del factor (tabla 8).

Tabla 8. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para las categorías del experimento, utilizando como variable la concentración de clorofila-a. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas.

<i>Clorofila-a</i>	<i>Grado libertad</i>	<i>Estadístico</i>	<i>p-valor</i>
<i>Chla</i>	7, 16	3.220	0.025 *

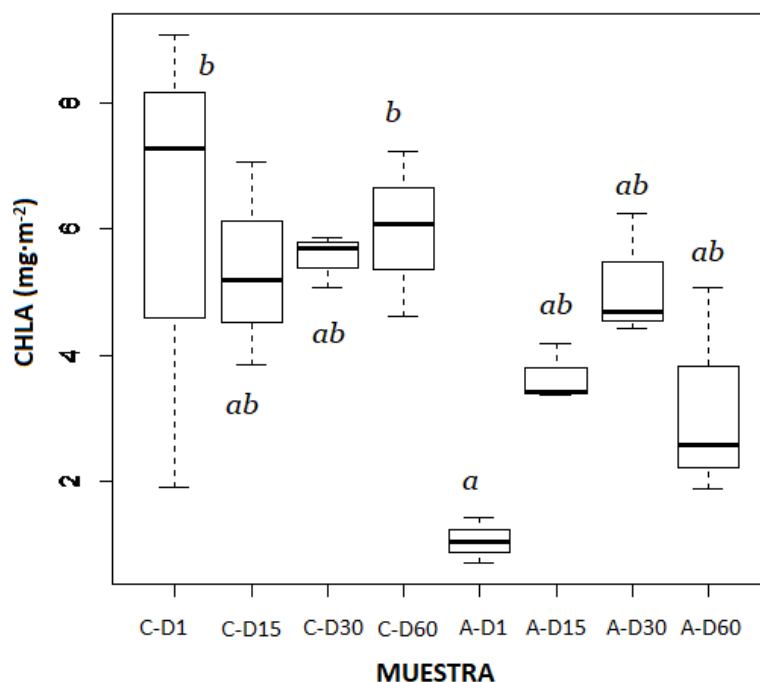


Figura 26. Diagrama de cajas para la concentración de clorofila-a ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante el experimento en el barranco de La Peonera en 2016. (Control y Alterado: Cy A, respectivamente; Días 1, 15, 30 y 60: D1, D15, D30 y D60). Las letras (a y b) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.

Al observar el diagrama de cajas representado (figura 26), se observa que en la zona control, durante el periodo de recuperación, no se produjeron variaciones importantes en la concentración de clorofila-a más que una leve disminución el día 15 que se recuperó progresivamente. Sin embargo, en la zona afectada sí se observaron cambios importantes en la concentración, siendo menor el primer día tras el tratamiento y recuperándose progresivamente hasta el día 30. El día 60 se detectó un nuevo descenso.

La ratio A430:A665 que determina la relación entre clorofila y carotenoides, se analizó para determinar si los datos eran homogéneos, y presentaban una distribución normal. Para este caso, la variable tuvo que ser transformada y vuelta a comprobar, dando igualmente una distribución no normal de los datos, y no homogéneos, por lo tanto, se debe de realizar para su análisis un test no paramétrico para su tratamiento, el test de Kruskal-Wallis. El análisis de la varianza de esta variable no resultó significativo (tabla 9).

Tabla 9. Resultados del test no paramétrico, para las categorías del experimento, utilizando como variable la ratio de clorofila 430:665. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas.

EXPERIMENTO	Kruskal-Wallis	
	chi-cuadrado	p-valor
Ratio 430:665	13.321	0.065

## 4.2.2 Comparación de los resultados obtenidos durante las fases de recuperación del experimento, para los distintos índices biológicos analizados.

### 4.2.2.1 Composición de la comunidad

Se recolectaron en esta fase, 7773 individuos, pertenecientes a 32 familias y 8 órdenes distintos. Los órdenes más comunes han sido los plecópteros (32,7%) y los dípteros (33,9%), con una familia de cada orden como taxón dominante, *Leuctridae* (30,5%) para los plecópteros, y *Chironomidae* (30,9%) para los dípteros.

Observamos como en la primera muestra tomada, los que dominaron fueron los plecópteros (35.4%) seguidos por los coleópteros (19.5%) especialmente de la familia *Elmidae*. Conforme avanzaba el periodo seco de verano, fue aumentando la proporción de dípteros y tricópteros, y disminuyeron ligeramente los plecópteros y los efemerópteros, y de forma más pronunciada los coleópteros (3.8%) (Anexo III y Anexo IV).

En cuanto a la zona “tratada”, se observa que en el muestreo del día 1, casi la mitad de la comunidad está compuesta por plecópteros (46.6%), seguido en abundancia de presencia por los efemerópteros (27.7%), representados casi exclusivamente por la familia *Baetidae*.

En los muestreos sucesivos de la zona alterada, se observa como los plecópteros van descendiendo, hasta niveles próximos al control, al igual que los dípteros aumentan drásticamente, para luego disminuir ligeramente hasta niveles próximos al control. Al igual que los tricópteros aumentan, y los efemerópteros disminuyen equiparándose los valores al control.

#### 4.2.2.2 Capacidad de recuperación del Estado Ecológico- índice IBMWP, tras el experimento del “pisoteo”.

Se analizó el estado ecológico de la masa de agua para cada uno de los periodos de recuperación del experimento, calculando el índice IBMWP de cada réplica recogida en los puntos de muestreo y periodo de recuperación, y se ha relacionado este valor con los límites de cambio de clase del estado ecológico (Real Decreto 817/2015), para el ecotipo R-T12 (ríos de montaña mediterránea calcárea) de la masa de agua considerada, obteniendo los datos de la tabla 10.

**Tabla 10. Resultados del índice IBMWP para las muestras del experimento. Se incluyen las 3 réplicas de cada muestra en las zonas alterada (A) y control (C), y los días de muestro; día 1 (D-1), día 15 (D-15), día 30 (D-30) y día 60 (D60) . El color verde indica buen estado y el color amarillo moderado, siguiendo los umbrales establecidos en el RD 817/2015.**

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

En el primer día posterior al experimento, el estado ecológico de la masa de agua fue moderado en todas las réplicas tratadas, mientras que no es el caso para las muestras del control (buen estado ecológico). A partir del día 15 algunas de las parcelas tratadas empiezan a recuperar el valor de calidad ecológica, siendo similar a las parcelas control a partir del día 30. Se observó así una mejoría progresiva en la calidad a lo largo del tiempo hasta alcanzar un estado de “Bueno”, para todas las muestras, sean Control, o Alteradas.

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

A partir de la composición y abundancia de las parcelas del experimento se ha calculado igualmente los índices que sirven para determinar la calidad ambiental - IBMWP y IASPT- y la estructura, riqueza y diversidad de la comunidad- N.º individuos, riqueza, diversidad, índices de Margalef, Simpson, Pielou y ratio EPT/EPT+OCH. Antes de proceder a realizar los análisis de varianza para las variables de los diferentes índices de diversidad calculados para las muestras del experimento, se comprobó individualmente que los datos presentasen una distribución normal y la variancia de variable en cuestión fuese homogénea. El índice de Margalef, el de Simpson y la ratio EPT/EPT+OCH, no presentaron positivas estas condiciones y fueron transformadas. Mientras que el índice de Margalef transformado sí que cumplió las condiciones, los otros dos índices no cumplieron con variables homogéneas y sus datos no presentaban distribución normal, y se analizó mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

El análisis ANOVA y el de Kruskal-Wallis de cada variable se realiza respecto al factor combinado “muestra”.

Los resultados de los análisis se pueden observar en la tabla 11 y tabla 12.

Tabla 11. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para los diferentes índices biológicos calculados a partir de la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Nota: símbolos que indican diferencias significativas. (.)  $p < 0.1$ ; (\*)  $p < 0.05$ ; (\*\*)  $p < 0.01$ ; (\*\*\*)  $p < 0.001$ .

<i>EXPERIMENTO</i>	<i>ANOVA</i>		
	Grado libertad	Estadístico	<i>p</i> -valor
<i>Número individuos</i>	7, 16	7.656	0.0004 ***
<i>Riqueza</i>	7, 16	2.617	0.053 .
<i>Shannon-Wiener</i>	7, 16	3.549	0.017 *
<i>IBMWP</i>	7, 16	2.061	0.109
<i>IASPT</i>	7, 16	0.575	0.766
<i>log Margalef</i>	7, 16	0.731	0.649
<i>Pielou J'</i>	7, 16	4.372	0.007 **

Tabla 12. Resultados del análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis, para las variables no normales, y no homogéneas. Nota: símbolos que indican diferencias significativas. (.)  $p < 0.1$ ; (\*)  $p < 0.05$ ; (\*\*)  $p < 0.01$ ; (\*\*\*)  $p < 0.001$

<i>EXPERIMENTO</i>	<i>Kruskal-Wallis</i>	
	chi-cuadrado	<i>p</i> -valor
<i>Simpson</i>	12.787	0.077
<i>Ratio EPT/EPT+OCH</i>	9.088	0.246

Se han realizado diagramas de caja para las variables que han presentado valores significativos del test ANOVA lo que facilita la comprensión de las diferencias existentes, y su interpretación (figura 27).

El análisis de la ratio EPT/EPT+OCH, de la misma manera que para el seguimiento, no nos muestra diferencias significativas, la reducción del caudal por efecto de la estación seca de verano, no afecta a la comunidad como a los ríos plenamente mediterráneos.

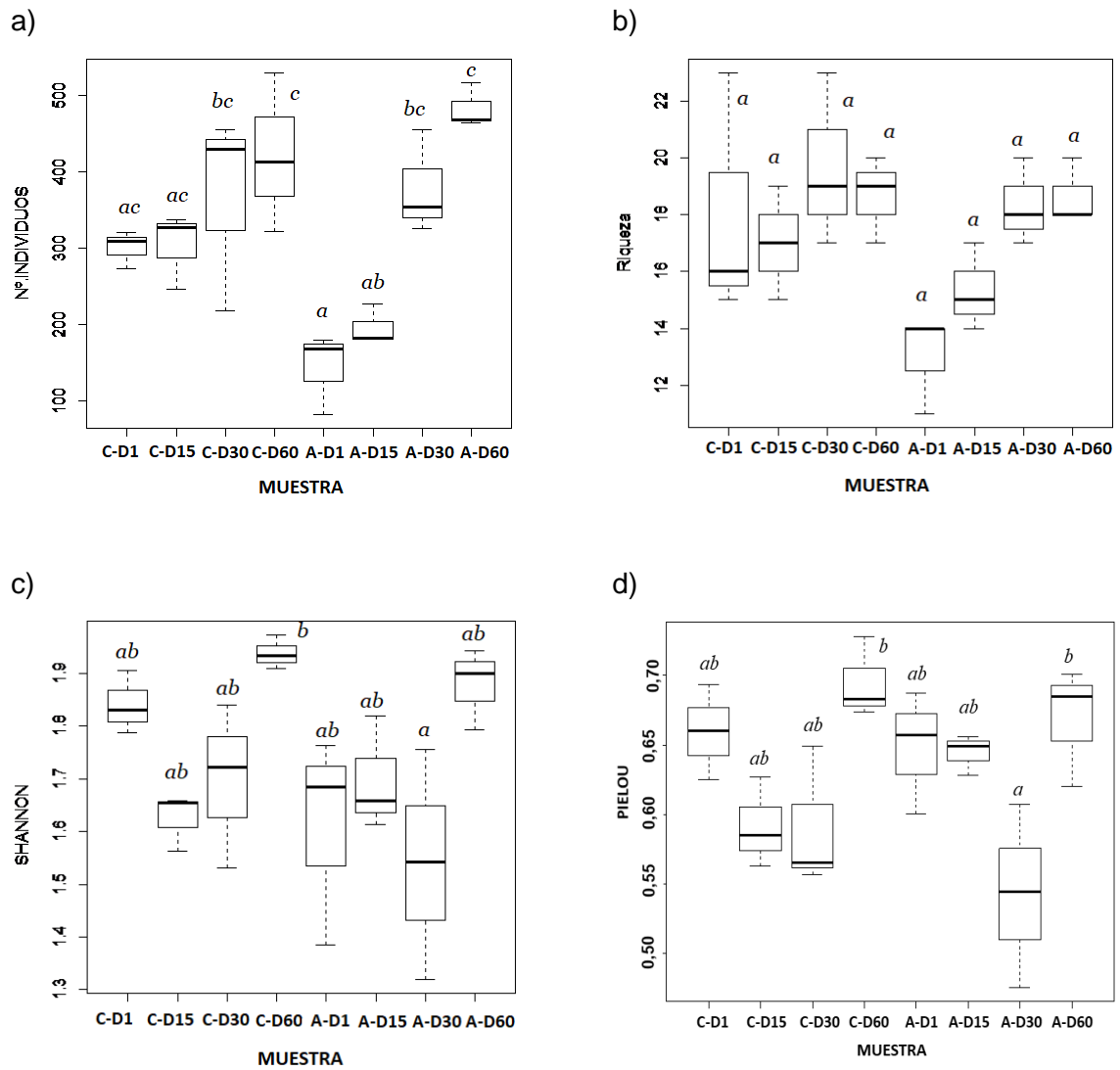


Figura 27. Diagramas de caja para: a) N.º individuos, b) Riqueza específica, c) Índice de Shannon, d) Índice de Pielou. Tratamientos control (C) y afectado (A) para los días del experimento 1, 15, 30 y 60. Nota: Las letras (a, b, c y d) definen las agrupaciones según el test post hoc.



El número de individuos totales, independientemente de la taxonomía, mostró valores muy bajos los primeros 15 días de recuperación de las parcelas afectadas respecto a los controles, alrededor de 100 individuos menos. A partir del día 30 los valores alcanzados eran algo más bajos, pero similares a los de las parcelas control. La tendencia de las parcelas control es de ligero ascenso a lo largo del periodo de recuperación.

La riqueza específica, con una significación cercana al límite ( $p=0.053$ ) mostró resultados similares a la abundancia. Siendo muy baja respecto al control los primeros 15 días y acercándose a la riqueza obtenida en las parcelas control a partir del día 30.

La diversidad de Shannon (figura 27.c) varió mucho en las parcelas control, por lo que se hace difícil la comparación con las parcelas afectadas. En estas, la diversidad de Shannon fue similar a las control los primeros 15 días, sin experimentar un descenso importante. El día 30 se produjo una disminución considerable, obteniendo los menores valores de diversidad del experimento. El día 60 ambos tratamientos experimentaron un aumento de la diversidad, aunque en las parcelas afectadas, esta no alcanzó los valores de las parcelas control.

En cuanto a la equitatividad de Pielou (figura 27.d), que mide la relación entre la diversidad observada y la diversidad esperada, se observa igualmente un descenso en ambos tratamientos el día 30, siendo este más pronunciado en las parcelas afectadas. El día 60, el valor fue cercano a 0,7, lo que indica que las muestras se aproximan a la diversidad esperada.

El índice IBMWP, no mostró diferencias significativas (table 13), para el conjunto del experimento. Sin embargo, si se analizan las muestras diferenciando entre los tratamientos “Alterada” y “Control”, se puede observar como en el tratamiento “Alterada” si se presenta diferencias significativas entre los cuatro periodos de recuperación.

**Tabla 13. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para la variable índice IBMWP. Nota: los asteriscos indican diferencias significativas.**

<b>Test ANOVA</b>	<b>Grados libertad</b>	<b>Estadístico</b>	<b>p-valor</b>
<i>Control</i>	3, 8	0.334	0.801
<i>Alterada</i>	3, 8	5.657	0.022 *

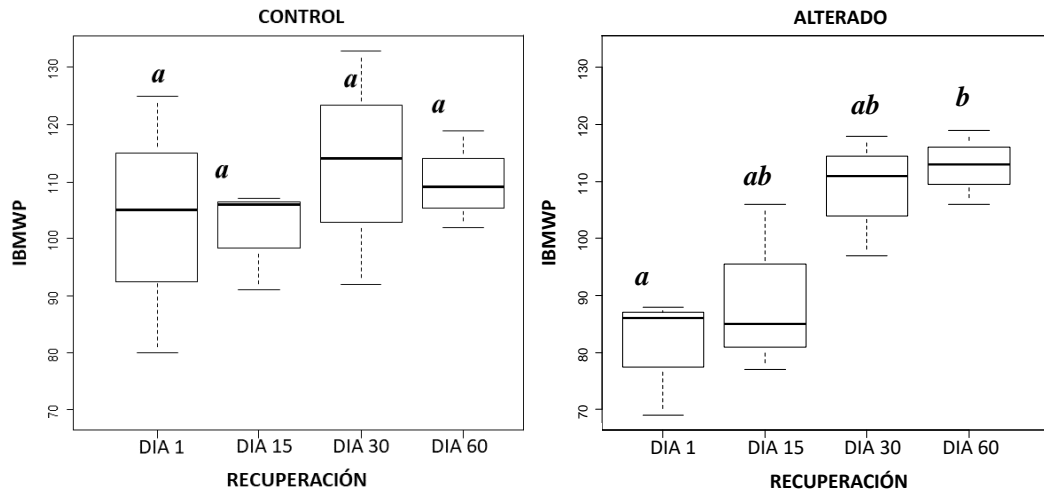


Figura 28. Izquierda: Diagramas de caja para el índice IBMWP, “Control”, para los días de recuperación: 1, 15, 30 y 60. Derecha: Diagramas de caja para el índice IBMWP, “Alterada”, para los días de recuperación: 1, 15, 30 y 60. Nota: Las letras (a y b) definen las agrupaciones según el test post hoc.

Mientras que en las parcelas “Control” no existieron diferencias, las parcelas afectadas por el pisoteo, tuvieron índice de calidad inferior a 90, en los primeros días de recuperación, pero alcanzaron valores similares a los de las parcelas control, a partir del día 30 (figura 28).

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

Igual que en el seguimiento, con los datos del experimento, se procedió a analizar la similitud de la estructura de la comunidad en los diversos niveles del experimento, para determinar si las diferencias observadas en la composición taxonómica de la comunidad están relacionadas con el tratamiento y tiempo de recuperación aplicados. Se han analizado la similitud de la comunidad para orden (figura 29), y familia taxonómica (figura 30).

4.2.3.1 Nivel taxonómico de orden.

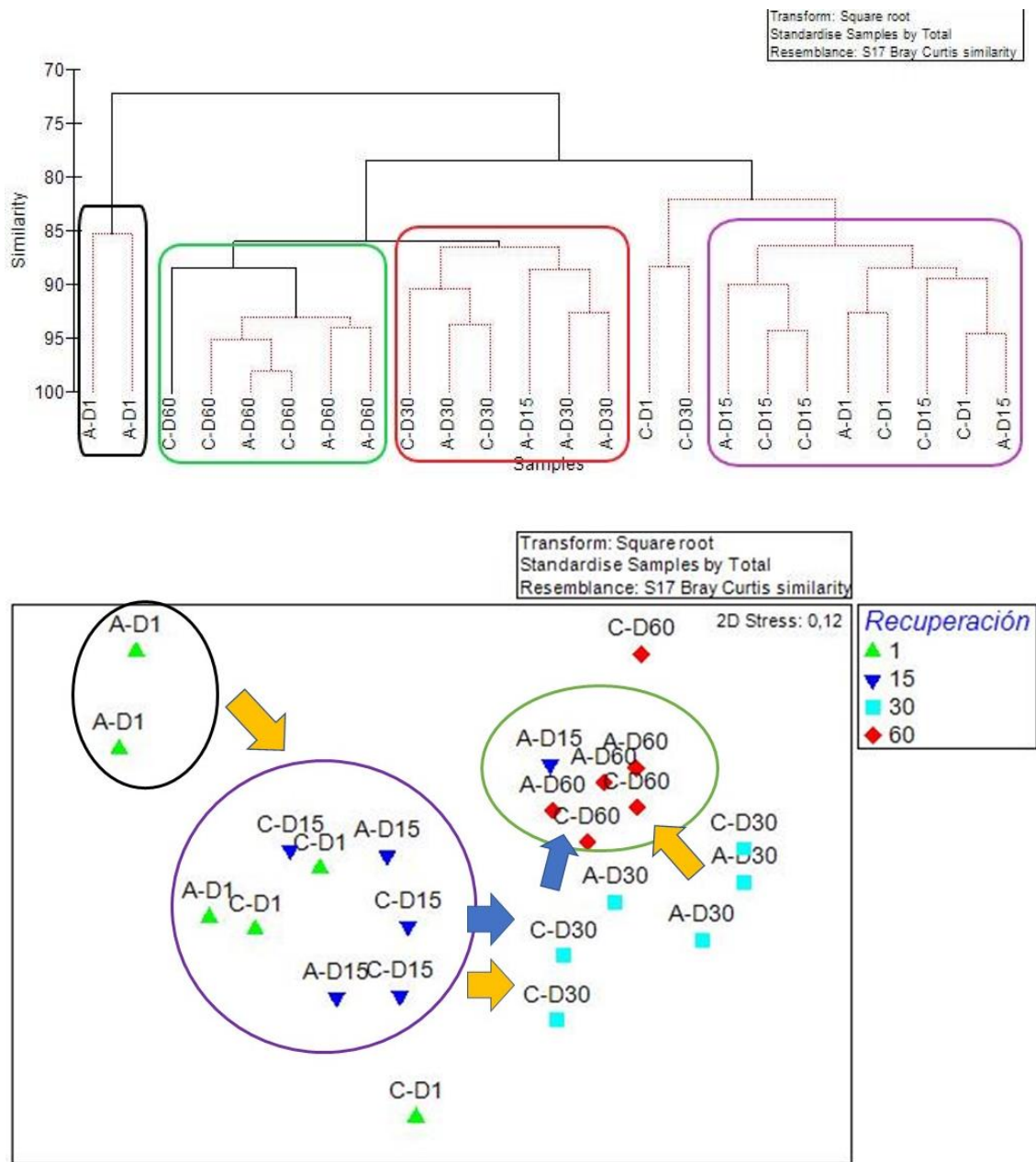


Figura 29. a) Análisis jerárquico (cluster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de orden. b) Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS). Nota: La letra “C” hace referencia a la muestra del Control, mientras que la letra “A” lo hace de la Alterada. Los números hacen referencia al día posterior al experimento en que se recogió la muestra. Las flechas azules y amarillas han añadido al gráfico para su interpretación y corresponde a la trayectoria en el tiempo de las parcelas control (azul) y alteradas (amarillas).

4.2.3.2 Nivel taxonómico de familia.

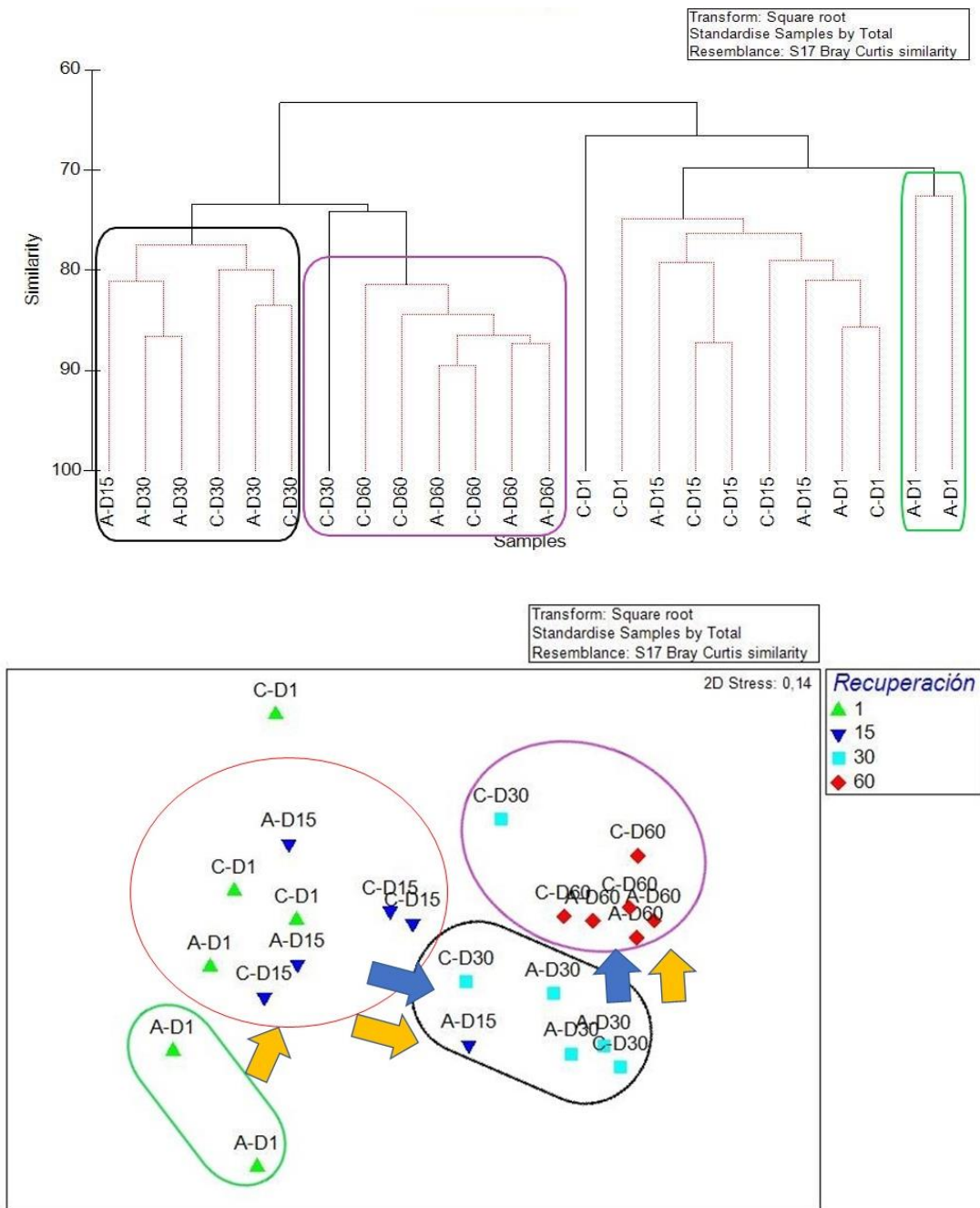


Figura 30. a) Análisis jerárquico (cluster) aplicado a la matriz de similitud de Bray-Curtis para el nivel taxonómico de familia. b) Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS). Nota: La letra “C” hace referencia a la muestra del Control, mientras que la letra “A” lo hace de la Alterada. Los números hacen referencia al día posterior al experimento en que se recogió la muestra. Las flechas azules y amarillas se han añadido al gráfico para su interpretación y corresponde a la trayectoria en el tiempo de las parcelas control (azul) y alteradas (amarillas).

Para el nivel de Orden (figura 29), se ha podido observar que dos de las tres muestras de las parcelas alteradas el día 1, están totalmente separadas del resto de las muestras. Las del último día de recuperación, día 60, se encuentran todas en el mismo grupo, se trate de las parcelas alteradas o de las parcelas control, y las del día 30, exceptuando una del control que se empareja con una parcela control día 1, se encuentran igualmente juntas, las muestras alteradas y las muestras control. El resto de las muestras del día 15 y del control día 1, fueron similares en composición con diferencias poco definidas. La estructura de la comunidad a nivel de orden se mantuvo diferenciada en las parcelas tratadas hasta el día, a partir del cual la trayectoria seguida por la comunidad es similar a la de las parcelas control.

El resultado para el análisis a nivel taxonómico de familia (figura 30) es muy similar al obtenido para orden. Hay una clara diferenciación de las muestras de las parcelas afectadas el día 1. Observándose un acercamiento de la estructura de la comunidad, conforme avanza el periodo de recuperación. La composición de la comunidad de las parcelas afectadas empieza a asemejarse a las de las muestras control a partir de los 15 días después de cesar la alteración por “pisoteo”.

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

Para relacionar la composición de la comunidad con los niveles del experimento, tratamientos y los periodos de recuperación, se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA). Previamente al análisis los datos fueron estandarizados.

El análisis PCA (figura 31), relaciona las abundancias de las familias determinadas, con las zonas tratadas (alterada/control) y el periodo de recuperación (día 1, día 15, día 30, y día 60).

Los dos primeros ejes del análisis explican un 53.5% de la varianza. El eje 1, horizontal, representa el 37.7% y el eje 2, vertical, un 15.8% de la varianza.

El primer eje, separa las muestras por fecha de recuperación (tanto para las parcelas alteradas como las parcelas control), concentrándose a la izquierda los días 1 y 15, en el centro los días 30 y a la derecha los días 60. El segundo eje separaba la mayoría de las muestras del día 30 (control y alteradas) del resto. Algunas familias tuvieron más peso que el resto en el análisis. La familia *Baetidae*, dominó claramente en las muestras día 1 y día 15, sobre el resto de las familias también abundantes. Para las muestras del día 30, se observa una abundancia de la familia *Tipulidae*, mientras

que las familias *Ephemereidae*, *Hydroptilidae*, *Limoniidae* y *Heptageniidae* lo son para las muestras del día 60, tanto alterada como control.

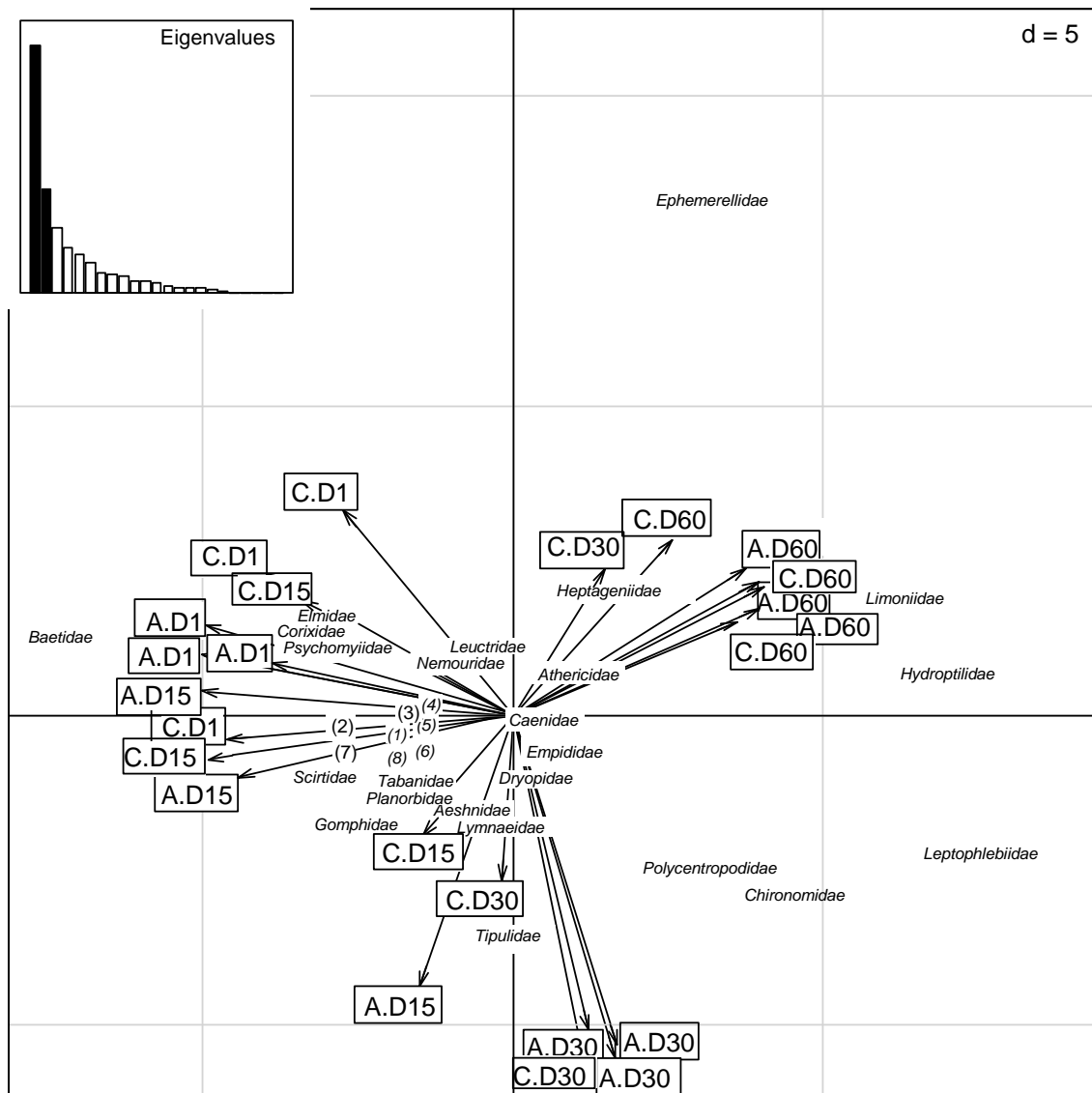


Figura 31. Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias en relación a los puntos de muestreo del experimento y su recuperación. Zonas: Alterada (A) y Control (C); Recuperación: Día 1 (D1), día 15 (D15), día 30 (D30) y día 60 (D60). Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura, los numeros corresponden a las siguientes familias superpuestas: (1) Leptoceridae (2) Hydraenidae (3) Philopotamidae (4) Hydropsychidae (5) Hydroptilidae (6) Anthomyiidae (7) Ceratopogonidae (8) Simuliidae.

Para las zonas muestreadas del experimento, también se realizó un análisis de componentes principales difusos (FPCA) con la finalidad de analizar los rasgos biológicos dominantes en las familias encontradas en cada una de las muestras.

En este análisis, observamos como los dos primeros ejes nos explican el 51.6 % de la varianza, aproximadamente la mitad de los datos, contando el eje primero con el 30% y el segundo con el 21,6%.

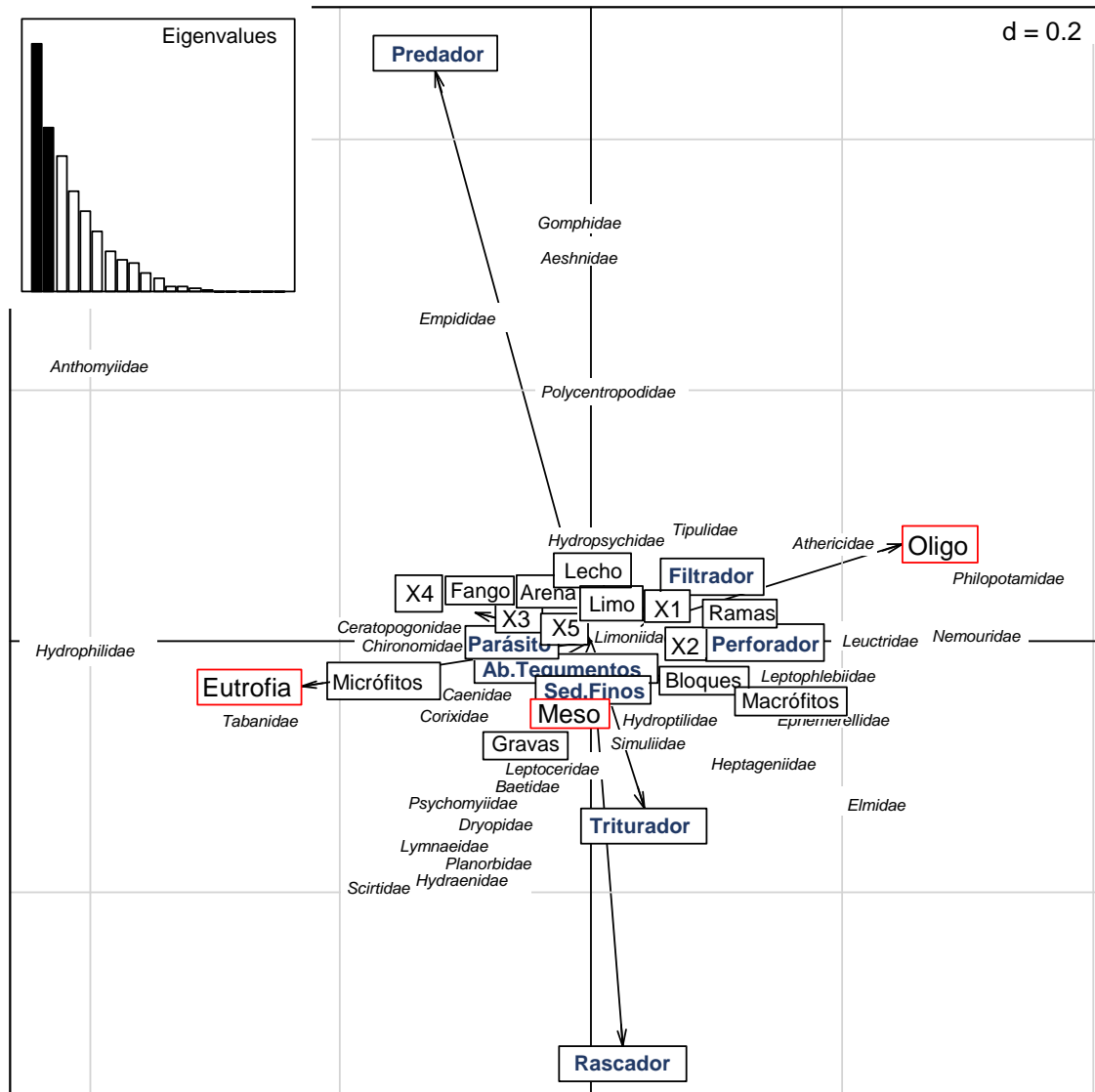


Figura 32. Análisis de componentes principales difusos (FPCA) del experimento, teniendo en cuenta las familias encontradas durante el estudio y los rasgos biológicos considerados (tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, alimentación, valor saprobio y microhábitat). Se ha modificado la gráfica para la facilidad de la lectura

El eje 1 de la figura 32, nos separa las familias de ambientes oligotróficos, como *Athericidae*, *Leuctridae*, *Nemouridae*, *Philopotamidae* y *Tipulidae*, (en este caso con valores positivos), de las que se encuentran en ambientes eutróficos (valores negativos del eje), entre las que encontramos *Hydroptilidae*, *Baetidae* y *Scirtidae*. En el otro eje, observamos que se ha separado las familias por estrategia trófica; en valores negativos del eje encontramos familias de rascadores y trituradores como *Limnaeidae*,





Para comprender este gráfico es necesario conocer que en la gráfica de arriba se relaciona el taxón, con sus rasgos biológicos y el punto de muestreo. El punto indica donde encontramos el taxón en nuestro muestreo, y la flecha en donde debiéramos encontrar la familia en función de sus rasgos biológicos.

Este análisis confirma lo visto anteriormente, en el cual, las muestras de “alterado” y “control”, presentan una evolución en la comunidad similar, retrasándose en el tiempo esta evolución en las parcelas tratadas.

Observamos como al inicio del periodo, y especialmente en las parcelas alteradas, los trituradores tienen mayor importancia (*Leuctridae* y *Baetidae*), y se encuentran según la gráfica en un ambiente mesotrófico. Sin embargo, con el paso del tiempo, la comunidad cambia, a familias filtradoras (*Simulidae* e *Hydropsychidae*) con rasgos claramente mesotróficos y presencia de predadores (*Gomphidae* y *Aeshnidae*), más propios de ambientes oligotróficos.

Al final del periodo de recuperación, se alcanza una comunidad representada mayoritariamente por perforadores, rascadores (*Athericidae*, *Hydroptilidae*, y *Ephemerellidae*) menos tolerantes a la eutrofia y parásitos (*Chironomidae*; la presencia de este taxón en esta posición está relacionada con la importancia de los parásitos, mismo origen al expuesto en el seguimiento. De estas familias, *Hydroptilidae*, perforador, domina en muestras con mesotrófia y menos saprobias, por el contrario, *Athericidae* y *Ephemerellidae*, los encontramos en un ambiente mesotrófico y con un índice saprobio superior (X5), a pesar de preferir ambientes oligotróficos. Los quironómidos, por el contrario, los deberíamos encontrar por sus rasgos, en ambientes claramente eutróficos.

# 5 DISCUSIÓN

## 5.1 Impacto de la temporada de barranquismo en la comunidad bentónica del barranco de La Peonera en el río Alcanadre.

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

No se puede considerar que exista un efecto negativo del barranquismo sobre la biomasa bentónica al producirse incremento de clorofila-a en ambas zonas, alterada y control. Al contrario, el paso de la temporada incrementó la eutrofia en la zona. Las diferencias que se observaron radican en las diferencias existentes ya entre las propias zonas de muestreo consideradas, descritas en el estudio paralelo sobre la alteración de las variables físico-químicas a causa del barranquismo (Descals Cervera, 2017). En este trabajo se determinó que el incremento de la concentración de nitrato en la fuente de La Tamara, situada por encima de la zona control, era la causa principal del incremento de producción primaria observado. Lo que concuerda con la mayor concentración de clorofila-a encontrada en la zona control al final de temporada, reduciéndose su efecto en la zona afectada, por encontrarse algunos cientos de metros río abajo.

Se debe de tener en cuenta, que esta y otras surgencias, son importantes para mantener un caudal constante y asegurar la continuidad del río en los años más secos CHE (2002). Pero a su vez, estas aguas provocan cambios físico-químicos, en las aguas de los ríos. Margalef, en su libro Limnología, (1983), ya observo estas variaciones, y determino que la heterogeneidad manifiesta cerca de los manantiales provoca diferencias en un área muy pequeña, que en un río sin tales aportes necesitan decenas de kilómetros para desarrollarse en igual grado.

En cuanto a la ratio A430:665, también mostró diferencias provocadas por la distancia a la fuente tanto al inicio como al final de temporada, pero todos los datos obtenidos se encuentran entre valores normales (2,3-3,5) lo que indica que la biomasa del perifiton no se encontraba en situaciones de estrés ambiental, en que predominasen los carotenoides, en ninguna de las muestras obtenida (Margalef, 1983).

La calidad ecológica, indicada por la comunidad de macroinvertebrados, fue “Moderada” y “Buena” al inicio de temporada, y no se produjo disminución en la zona afectada al final de temporada. Al contrario, la puntuación obtenida con el índice IBMWP aumenta en ambas zonas, para el periodo de barrancos, aunque en mayor medida para la zona control (no significativo). Sin embargo, el tiempo transcurrido sí que resultó significativo para el índice IASPT, que detecta mejor las perturbaciones intermedias (Oscoz *et al.*, 2005). Tal como nos explica Oscoz *et al.* (2005) cuando el número de taxones se mantiene (riqueza), un descenso en el valor IASPT indicaría la posibilidad de haberse sustituido organismos sensibles a la contaminación (con alto valor en el índice IBMWP) por otros más tolerantes (de menor valor) y viceversa. En este estudio, con el avance de la estación estival, se observó un aumento en el índice IASPT que nos indica una mejoría en la calidad del agua, pues este índice tiene en cuenta el número de taxones presentes, y aumenta cuando el número de familias presentes es menor pero su puntuación en el IBMWP es alta. El aumento del IASPT, afectó a ambas zonas, siendo mayor al final de la temporada, de lo que se deduce que los cambios están relacionados con el patrón estacional del río y no con la práctica de la actividad de ocio.

El resto de los índices se mantuvieron a lo largo de la temporada, exceptuando una ligera modificación en los valores de dominancia de Simpson. En la zona control, se produjo una disminución al final de la temporada, al ser un valor inverso de la diversidad, nos puede indicar un aumento de la misma en este punto, en consonancia con la mejora de calidad ecológica comentada anteriormente.

Estos resultados son similares a los obtenidos por (Hardiman y Burgin, 2011a) que estableció la falta de impacto aparente sobre los macroinvertebrados o la calidad del agua, de manera contraria a lo previsto. Sin embargo, en los escasos estudios realizados en la Sierra de Guara (Benayas *et al.*, 1996; Sierra Gros y López-Flores, 2013), se muestran valores de riqueza y diversidad de macroinvertebrados e IBMWP elevados en los momentos previos a la temporada de barranquismo, y un descenso posterior lo que indica un impacto sobre la comunidad bentónica (Sierra Gros y López-Flores, 2013). Los taxones que se encontraron en este estudio eran indicadores de buena calidad fluvial, muchos de ellos incluidos en el grupo EPT y por lo tanto sensibles a las alteraciones del hábitat (efemerópteros, plecópteros, tricópteros; Alba-Tercedor *et al.*, 2002). En cuanto a la dinámica hidrológica, los datos extraídos tras analizar la relación EPT/EPT+ OCH, nos indicaron que se trata de un río permanente, y sin acusar grandes sequías en el periodo estival (Bonada *et al.*, 2006), por lo menos en la temporada estudiada 2016-2017.

Por consiguiente, no se apreció afección por parte de la práctica deportiva del barranquismo sobre la biomasa de perifiton y sobre los indicadores de diversidad y calidad ecológica basados en la comunidad de macroinvertebrados. Sin embargo, sí que se apreciaron diferencias en la estructura de la comunidad al final de temporada, especialmente para la zona control. Cuando se realizó el análisis de similitud y el NMDS, quedó patente, que las muestras al inicio de la temporada presentan alta relación entre ellas encontrándose todas en la misma agrupación, y, sin embargo, al final de la temporada, las muestras “Control” se encuentran totalmente separadas del resto, y las “Alterada”, se encuentran más relacionadas con las muestras iniciales, que con las “Control”. De hecho, es la zona “Control”, tras la temporada de barrancos, la que presenta diferencias más destacadas, lo que sugiere que la proximidad a la surgencia de La Tamara es el factor más importante en el control de la estructura de la comunidad o que, por otra parte, la alteración producida por el barranquismo no permite a la comunidad de la zona alterada evolucionar de la misma manera que la de la zona control a lo largo de la temporada. Otros autores han observado como un incremento o adición continua de nitrato en río oligotróficos tiene consecuencias sobre la comunidad, siendo el incremento de eutrofia la causa de la dominancia de algunas familias en la comunidad de macroinvertebrados y la pérdida de las menos tolerantes (Genito *et al.*, 2002; Hartmann y Mihuc, 2008; Español *et al.*, 2015). Estos datos sugieren que, en este barranco durante la temporada 2016, los cambios internos en la concentración de nutrientes fueron más importantes para la comunidad bentónica, que los efectos esperados del barranquismo en la zona.

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

Los valores de la clorofila-a en el perifiton registrados a lo largo de los momentos de recuperación tras el pisoteo intenso del experimento demuestran que el impacto al día siguiente de terminar el experimento es evidente. La disminución de biomasa calculada mediante el valor de la clorofila-a fue del 95%. Se observó una recuperación rápida para el día 15, en la zona alterada, pero con un ligero descenso el día 60, que no parece responder a ningún factor natural, pues en la zona control no se observan variaciones importantes en la cantidad de clorofila-a. El análisis realizado a los carotenoides del perifiton, por la medición de la Ratio A430:A665, podemos considerar que la biomasa bentónica no padece de estrés durante la evolución del experimento, pues su análisis estadístico no mostro diferencias significativas entre los tratamientos y las fechas de recuperación.

Los resultados del experimento muestran el esperado efecto perjudicial del “pisoteo” asociado al barranquismo a corto plazo (día 1 posterior al experimento), tanto en la cobertura de perifiton existente en el medio, como en la estructura (abundancia y composición) de la comunidad de fauna bentónica. No obstante, la recuperación es paulatina, igualándose la estructura de la comunidad a partir de los 30 días de recuperación, tal como ocurre en los otros estudios mencionados (Hardiman y Burgin 2011; Sierra y López-Flores 2013). Esto se produce, probablemente gracias a las adaptaciones de las comunidades bentónicas a un régimen hidrológico exigente como es el mediterráneo. Mediante distintas estrategias vitales como la dispersión aérea y multivoltinismo en macroinvertebrados o con crecimiento rápido y posibilidad de formas de resistencia y latentes en el perifiton (Alba-Tercedor, 1996; Bonada y Resh, 2013) que posibilitan la recolonización rápida.

Una de las primeras cosas observadas al analizar los resultados del experimento realizado en el Alcanadre, es la reducción significativa de la abundancia total de individuos. Tras el impacto controlado producido durante el experimento la abundancia de individuos se redujo más del 50%. Este efecto, aun siendo muy importante, es inferior a lo encontrado en el estudio previo realizado en el río Formiga (Sierra Gros y López-Flores, 2013), donde se observó una reducción del total de individuos de un 70%. En otros estudios publicados, donde se ha estudiado el efecto de las inundaciones (por ser un fenómeno con consecuencias comparables) sobre la comunidad de macroinvertebrados, también se han encontrado reducciones de la densidad bentónica (Woodwars *et al.*, 2015), donde dependiendo de la magnitud de la inundación, las densidades bentónicas de macroinvertebrados se reducen entre porcentajes del 14 a 92% (Robinson *et al.*, 2004).

El resto de los índices biológicos analizados coinciden con el efecto sobre el perifiton, indicando un efecto negativo claro al día posterior a la fase de pisoteo. Se ha observado que el efecto en el número de individuos y en la riqueza taxonómica es muy claro. Aunque como ya se ha comentado, estos valores se igualan a los valores “Control” pasados 30 días de haber finalizado la perturbación, coincidiendo con el tiempo estimado por Alba-Tercedor (1996) para volver a recolonizar el lugar afectado por las familias presentes en las parcelas sin alterar. Esto se vio favorecido por el hecho de que en las parcelas control, existió un progresivo y ligero aumento de individuos y riqueza durante este periodo (junio-agosto), que responde al avance de la temporada estival.

Los índices de diversidad de Shannon y el de equitatividad de Pielou, en ambas zonas (afectada y control), no muestran una diferencia significativa para el día posterior

a la finalización del experimento, a pesar de ello se debe de nombrar que la zona alterada presenta un valor inferior de diversidad inicial. Este índice nos ha indicado que, para los días de recuperación 15 y 30 (29 de junio y 14 de julio), existe un ligero descenso de la diversidad, más acusada en la zona afectada. Sin embargo, ambos índices aumentan sus valores en el último día de muestreo (13 de agosto) con valores equiparables entre los tratamientos. Estas diferencias, pueden ser debidas a que el índice de diversidad muestre el cambio más lentamente, ya que la recolonización del hábitat desde las parcelas control colindantes pueden llevar a la dominancia de las familias oportunistas.

En otros estudios realizados para la determinación de la variación de diversidad, tras una perturbación (Brooks y Boulton, 1991; Lake, 2000), se observan datos similares a los hallados aquí. Lake (2000), determinó que la abundancia fluctúa considerablemente después de una perturbación, sin embargo, la riqueza de familias en la escala hábitat local puede ser sorprendentemente constante. Además, establece que la tasa de recolonización sustrato suele ser rápida, y depende de la intensidad de la perturbación, la extensión espacial de la zona perturbada, la disponibilidad de colonos, la composición de la biota y es especialmente rápida en lechos compuestos por rocas que sirven de refugio a los especímenes (Lake, 2000). Analizando los resultados mostrados en otros estudios sobre perturbaciones en ríos, como las inundaciones y las sequías (Brooks y Boulton, 1991; Robinson *et al.*, 2004; Negishi y Richardson, 2006;) se observa una recuperación y recolonización rápida después de la perturbación (de dos a diez días) especialmente por la familia *Simuliidae* que coloniza claros rápidamente. En el experimento realizado por Hardiman y Burgin, (2011a, b), sobre la determinación del efecto del barranquismo en los cañones de las Greater Blue Mountains World Heritage Area (Australia) se determinó que la recuperación comenzó al día siguiente de cesar la perturbación, y la composición general de la comunidad fue similar en ambos tratamientos transcurridos 15 días de recuperación, igual que lo sucedido en el barranco de La Peonera.

En cuanto al valor del índice IBMWP, la incidencia del impacto responde al mismo patrón, es decir, que el valor de la calidad desciende a moderado para el día 1 en la zona "Afectada", mejorando paulatinamente a bueno, e igualándose con la zona "Control" pasados 30 días de recuperación. Esta variación se corrobora con el análisis de varianza, lo que nos indica que el pisoteo continuado modifica la calidad ecológica de la masa de agua, además de otros índices, como la abundancia y diversidad.

En cuanto a estructura de la comunidad, las diferencias entre muestras de los tratamientos son menos claras, a las observadas en las muestras del seguimiento. A excepción de las muestras recogidas al día posterior al finalizar el “pisoteo”, en la que, si se observan claras diferencias, tanto en los análisis Clúster, como en los análisis de componentes principales y en el análisis de coinerencia. A partir del día 15 de recuperación las parcelas “Alterado” y “Control” ya no presentan cambios significativos en la comunidad de macroinvertebrados, lo que concuerda con la rápida recolonización explicada anteriormente.

Es decir, en el experimento sí que se observó un impacto producido por el “pisoteo” del sustrato, y se determinó que la comunidad recuperó la composición taxonómica inicial en un corto periodo de tiempo (15 días) y la estructura (taxonomía y abundancia) a partir de un mes de recuperación. Sin embargo este hecho no se hace relevante en el seguimiento, probablemente porque las características del barranco, amplitud, elevado caudal, diversas zonas de paso para los barranquistas hacen que el impacto durante la temporada no sea tan intenso y concentrado como el simulado en el experimento y como el que se produce efectivamente en otros cauces como el Formiga (Sierra Gros y López-Flores, 2013).

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

La composición taxonómica por zonas, y el análisis de componentes principales difusos (FPCA), nos explicó como variaba la comunidad en función de la zona y la temporada, así como la recuperación de los organismos tras el experimento en función de sus rasgos biológicos.

Los resultados del análisis de datos del seguimiento han indicado que, al inicio de temporada, existe un predominio de taxones rascadores y trituradores, con mucha presencia de familias predatoras, y los taxones presentes nos indican cierta tendencia hacia ambientes mesotróficos. Al final de la temporada, los ambientes son muy diferentes. Para la zona “Alterada” la presencia de familias rascadoras y filtradoras es indicativa de ambientes igualmente mesotróficos. En cambio, encontramos para la zona “Control”, una marcada presencia de *Chironomidae*, familia que indica baja calidad, y con tendencia a la eutrofia, y de familias trituradoras que requieren abundancia de materia orgánica. Esto entra en conflicto con lo detectado en el estudio de Sierra Gros

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

En la zona control del seguimiento observamos una variación de los taxones filtradores a lo largo de la temporada, al inicio de la se observó la presencia de simúlidos, mientras hacia el final del verano, aumentan las familias de tricópteros *Polycentropodidae* e *Hydropsychidae*, al igual que ocurre en ríos del Cantábrico (Riaño *et al.*, 1993, Cabria, 2011). En la zona “alterada” del seguimiento la evolución fue diferente, manteniéndose la importancia de los simúlidos, y con un aumento de los tricópteros mencionados muy tenue.

Esta importancia en la abundancia de simúlidos es un caso especial, su presencia es importante en las zonas del seguimiento, especialmente la zona “afectada” que, además, presenta un aumento al final de la temporada. En contraste, durante el experimento su presencia es prácticamente inexistente. Los simúlidos suelen tener su mayor expansión en primavera, cuando la corriente de agua es mayor, requisito indispensable para su estrategia de alimentación (filtradores). Su nula presencia en las parcelas delimitadas para el experimento puede ser causada por que los muestreos se realizaron en verano, en periodo de estiaje, características no propicias para el desarrollo de esta familia. Según Cabria (2011) se debería observar mayores abundancias de simúlidos en primavera, con las crecidas, puesto que se trata de una familia de filtradores que requieren de claridad de agua y de una determinada velocidad de caudal, de manera que así son capaces de filtrar un mayor volumen de agua. Su alta presencia al “final” de la temporada en la zona alterada podría deberse a que el muestreo se llevó a cabo en una zona de rápidos, y el aporte de materia de las zonas superiores, donde se produjo un incremento de biomasa de perifiton.

En referencia a la comunidad analizada en el experimento, se pudo observar que en la zona “Alterada” del día 1, existe una dominancia de la familia *Baetidae*, mientras que para el “Control” y para ambos tratamientos en las muestras del día 15, no parece existir dominancias de ninguna familia en concreto. Las estrategias mayoritarias en este periodo son la de rascadores y trituradores de materia orgánica, de igual modo que las muestras iniciales del seguimiento, y ninguna de ellas nos indicó que el ambiente estuviese eutrofizado. Cuando nos acercamos al día 30, aparece más abundancia de depredadores, este hecho puede ser el que influya en el descenso de la diversidad pues coincide en el espacio temporal. Y cuando nos encontramos en el día 60, las familias dominantes cambian por completo (*Heptagenidae*, *Limoniidae* e *Hydroptilidae*), y se



observa un aumento de familias que se alimentan del perifiton y de los macrófito (rascadoras y perforadoras).

Con todos los datos obtenidos podemos determinar que la comunidad en el tramo de río estudiado evolucionó con un aumento gradual de los tricópteros, hacia el otoño tanto en el seguimiento como en el experimento, y para ambas zonas de muestreo, concordando con la evolución de la comunidad encontrada en el río Pas de Cantabria (Cabria, 2009). Este aumento hacia el otoño parece corresponder a las cualidades propias del orden, en aguas en buen estado ecológico. Los tricópteros presentan una gran amplitud de estrategias de alimentación (Springer, 2010), especialmente de perforadores y predadores, estrategias que aumentan al final del verano.

Al contrario, observamos como el orden de los plecópteros, mayoritariamente detritívoros (tritadores y raspadores), aparecieron en mayor proporción en los primeros muestreos, cercanos a la primavera, a excepción de la zona “alterada” del seguimiento, donde, a pesar de ser menor, su presencia sigue siendo importante en el muestreo final, dinámica común con la encontrada en el estudio de Cabria, (2011).

Como indica el estudio de Bernabeu y Bonada, (2014), en el que se comparan ríos mediterráneos y templados, se llega a la conclusión que para los flujos mediterráneos, los efemerópteros funcionan bien como indicadores de buen estado ecológico, especialmente la familia *Baetidae*, en primavera, y *Caenidae* en otoño, familia que prefiere poca corriente y es capaz de soportar un rango más alto de temperatura . En nuestro estudio la abundancia inicial de la familia *Baetidae*, en seguimiento y experimento, concuerda con esta afirmación, al igual que ocurre en el estudio de Cabria (2011). Se trata de un taxón altamente resistente y resiliente (Giller y Malmqvist, 1997) debido a que muchas de las especies de esta familia tienen estrategias tróficas para vivir en zonas con corriente que le permiten agarrarse a las rocas y evitar su arrastre durante el periodo de crecida (Flowers y De la Rosa, 2010) y por ello alcanza su mayor abundancia en primavera, un periodo caracterizado por presentar un elevado número de crecidas. Por el contrario, en nuestro estudio la familia *Caenidae* no presenta un aumento significativo al final de la temporada, que corresponde con el principio del otoño, sin embargo, se requerirían más muestreos para determinar, si el no encontrar un aumento de esta familia corresponde a características propias de nuestro río, o de la época del muestreo.

En nuestro estudio hemos podido observar un aumento progresivo en el tiempo e indiferente de la zona muestreada de la familia de quironómidos, esto es propio de las

épocas más secas de la península ibérica, verano y principios de otoño (Riaño *et al.*, 1993, Moya *et al.*, 2010, Cabria, 2011). Se trata de una familia con diversas estrategias alimenticias, con especies aeropneústicas y poco sensibles a los cambios de la calidad en el agua, por ello es de esperar, que prospere en las épocas menos favorables, cuando el volumen de agua disminuye.

En cuanto al análisis de los grupos funcionales en base a la alimentación, se ha observado una importancia mayoritaria de los rascadores, y de los predadores. Era de esperar esta reacción, pues alcanzan sus mayores abundancias cuando sus recursos tróficos (perifiton e invertebrados, respectivamente) alcanzan los valores más elevados (Cabria, 2009). Los rascadores del substrato coincidiendo con el mayor desarrollo de los productores primarios (perifiton), especialmente en las zonas próximas a la fuente de La Tamara, y por la reducción de caudal propia de la época estival. Como consecuencia de la estabilidad hidrológica (bajo caudal) y las moderadas temperaturas que favorecen el desarrollo de las algas (Riaño *et al.*, 1993), además, en este caso concreto del incremento de nitrato procedente de la fuente.

En comparación a los ríos cántabros, el Alcanadre, presenta mayor importancia de predadores que de rascadores. Esto se aproxima más a lo esperado en los ríos mediterráneos. Aunque en teoría, los entornos mediterráneos, presentan una producción de perifiton superior a los templados (Velasco *et al.*, 2003, Giorgi *et al.*, 2005; Velasco *et al.*, 2003; Giorgi *et al.*, 2005), y hubiera sido de esperar, una mayor presencia de herbívoros que de depredadores. Sin embargo, en los ríos de influencia mediterránea la depredación es muy importante, y puede actuar como controlador de los rascadores, cuando el perifiton tiene su mayor producción (Guerrero *et al.*, 2004, Bonada *et al.*, 2007a) por lo que se observa un descenso en la diversidad de rascadores en los últimos muestreos.

Todas las diferencias mencionadas entre las zonas "Alterado" y "Control" al final de la temporada sugieren la existencia de un factor externo no tenido en cuenta en el diseño, que altera el resultado, y que enmascara o limitan la afección que pueda producirse por la práctica del barranquismo. Como se ha nombrado en el primer apartado, la fuente de La Tamara aguas arriba del tramo de estudio, afecta a la alcalinidad y turbidez del Alcanadre río abajo, y su contenido de nitrato produce cambios físico-químicos en las aguas que implica un incremento importante de biomasa algal (Descals Cervera, 2017). Este aumento de producción primaria influye enormemente en la comunidad de macroinvertebrados que se desarrollan en el tramo de estudio, y por tanto se debe considerar, que la cercanía a la fuente de La Tamara aguas arriba,

enmascara los posibles efectos que se pueden producir por la actividad del barranquismo.

El análisis de la comunidad en este río, nos indica que el río se encuentra en un ambiente entre los ríos mediterráneos y cántabros, pues presenta una dinámica de la comunidad intermedia. Como resumen de lo expuesto podemos determinar que la comunidad de macroinvertebrados en primavera se encuentra dominada por trituradores, filtradores y rascadores, y se produce una evolución hacia comunidades con mayor presencia de predadores y perforadores, comunidades más típicas de ambientes con alta biomasa de macrófitos y perifiton, y temperaturas cálidas, como los son los ríos mediterráneos.

El estudio de la comunidad del río en condiciones de no perturbación antrópica es importante para poder conocer su evolución natural, de manera que se pueda determinar la existencia de impactos a escala de la estructura de la comunidad, que no resultan tan evidentes como los detectados mediante índices sencillos (abundancia y riqueza).

## 6 CONCLUSIONES

Tras el análisis de las muestras del seguimiento, todo parece indicar que la fauna bentónica que habita en este cañón está naturalmente adaptada a las perturbaciones físicas frecuentes de origen natural, lo que permite una rápida recuperación de la comunidad ante una perturbación antrópica de tipo mecánico, como es la del barranquismo. Incluso en este río podría considerarse que esta perturbación pudiera ser un impacto menor, por las características morfológicas del cauce, más ancho, que permite absorber de manera más equilibrada el paso de barranquistas, y porque su anchura posibilita la existencia de zonas no impactadas próximas, que sirven de fuente de organismos colonizadores cerca de las zonas de perturbación.

De todos los índices calculados en este estudio, se puede concluir, que los más simples, como la abundancia total y la riqueza taxonómica son los más susceptibles a los cambios rápidos producidos tras el “pisoteo”. El análisis NMDS y el FPCA permiten observar los cambios que se producen en las comunidades y sus rasgos biológicos de las zonas “Alteradas” y “Control”, y son interesantes para entender los impactos producidos por una perturbación de estas características. Igualmente, el índice IBMWP, incluido en la aplicación de la Directiva Marco del Agua, sirve en nuestro estudio para determinar los cambios que se producen en el estado ecológico del río tras una perturbación.

La biomasa de perifiton, es otro de los índices que más ha reflejado el impacto de la perturbación. Este índice mostró que tras la perturbación continua de “pisoteo” durante 7 días, existe un claro descenso (95%) de la concentración de clorofila-a, sin embargo, esta se recupera a partir del día 15 y alcanza los niveles del control a partir de los 30 días posteriores a finalizar el impacto.

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

En el seguimiento, el impacto del barranquismo es apenas apreciable, pues las diferencias encontradas responden a las características propias y a la evolución diferenciada de las zonas de muestreo a lo largo de la temporada.

El río Alcanadre, aun presentando una disminución de caudal en la época estival, presenta un flujo y lámina de agua suficiente para tener una continuidad que evite las zonas aisladas o piscinas, en las que proliferen los taxones OCH, como sí ocurre en otros ríos de la zona climática mediterránea, y la evolución de la comunidad bentónica a lo largo del estiaje en el tramo estudiado, se puede comparar a la hallada en otros ríos ibéricos no afectados por barranquismo.

Las estrategias tróficas de la comunidad analizada dejan patente que nos encontramos en un río mesotrófico con tendencia a la oligotrofia, y que puntualmente tiene episodios de eutrofia de manera natural.

El análisis de la comunidad en este río nos ha indicado poca variación tras el “pisoteo”, y una pronta recuperación igualándose ambos tratamientos en 15 días. Sin embargo, en el seguimiento, se han podido observar diferencias en la comunidad al final de la temporada de la zona “Control” a la zona “Alterada”, lo que recalca la importancia que el aumento del perifiton posee sobre la estructura de macroinvertebrados, ocasionada por el aporte de nitratos adicional de la surgencia.

Podemos determinar que el incremento del grado de eutrofia (leve y correspondiente a niveles naturales) asociado a la fuente de La Tamara, enmascara el impacto potencial del barranquismo, siendo más importante para la comunidad bentónica el incremento de producción primaria, y por tanto en la comunidad de macroinvertebrados, que se produce al final de la temporada, sobre todo en la zona control.

De igual modo se concluye que el elevado caudal del río Alcanadre y la amplitud de su cauce, que permite a los deportistas tomar vías alternativas, reducen la presión sobre el barranco, conclusión a la que se llega al analizar que los niveles de impacto detectados durante el seguimiento no alcanzan los simulados durante el experimento, como si ocurre en otros barrancos con frecuentación similar pero menor caudal y ancho del cauce, como el Formiga.

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

## 7 BIBLIOGRAFIA

- Adrian R, Cañedo-argüelles M, Stendera S, et al (2012) *Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales : A review*. Hydrobiologia. doi: 10.1007/s10750-012-1183-0
- Alba-Tercedor J (1996) *Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas*. IV Simp del Agua en Andalucía II:203-213
- Alba-Tercedor J, Jaímez-Cuéllar P, Álvarez M, et al (2002) *Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP)*. Limnetica. doi: <http://hdl.handle.net/2445/32903>
- Alba-Tercedor J, Poquet JM, Rodríguez-López R (2009) *Generalidades y Manual de utilización de la aplicación web MEDPACS*. 57
- Balian E V., Segers H, Martens C, Levêque K (2008) *An introduction to the Freshwater Animal Diversity Assessment FADA project*. Hydrobiologia 595:3-8
- Benayas J, Blanco R, Priebe C (1996) *Análisis de los impactos ocasionados por el barranquismo en el Parque de la Sierra y los Cañones de Guara. Propuesta de regulacion.*, Madrid
- Bernabeu M, Bonada N (2014) *Macroinvertebrate variability in mediterranean and temperate streams : unimpacted and impacted river basins*. Barcelona, Department of Ecology University of, Barcelona
- Bescós Roy JM (1991) *La salinidad de las aguas superficiales en el Pirineo Oscense*. Lucas Mallada 3:9-26
- Biarge F, Salamero E (2013) *Montaña segura en la Sierra de Guara. Barranquismo: Peonera Inferior*. PRAMES, Zaragoza
- Bonada N, Dolédec S, Stanzner B (2007a) *Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: Implications for future climatic scenarios*. Glob Chang Biol 13:1658-1671. doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x
- Bonada N, Prat N, Munné A, et al (2002) *Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos . Resultados del proyecto GUADALMED .* 21:99-114
- Bonada N, Resh VH (2013) *Mediterranean-climate streams and rivers: geographically*

- separated but ecologically comparable freshwater systems*. *Hydrobiologia* 719:1-29
- Bonada N, Rieradevall M, Prat N (2007b) *Macroinvertebrate Community Structure and Biological Traits Related to Flow Permanence in a Mediterranean River ...* *Hydrobiologia* 589:91-106. doi: 10.1007/s10750-007-0723-5
- Bonada N, Rieradevall M, Prat N, Resh VH (2006) *Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California*. *J North Am Benthol Soc* 25:32-43. doi: 10.1899/0887-3593(2006)25[32:BMAAMC]2.0.CO;2
- Brooks SS, Boulton AJ (1991) *Recolonization Dynamics of Benthic Macroinvertebrates after Artificial and Natural Disturbances in an Australian Temporary Stream*. *Ecology* 65(1):295-308
- Buera Olivera J, Cuchi Oterino JA, Manso Alonso JA (1997) *Hidroquímica de las aguas naturales de los sectores occidental y central de la Sierra de Guara*. *Lucas Mallada* 9:35-63
- Cabria MÁ (2009) *Estudio De La Variabilidad Espacio-Temporal De Las Comunidades De Macroinvertebrados Bentónicos En Los Ecosistemas Fluviales De Cantabria. Repercusiones Para La Aplicación De La Directiva Marco Del Agua*. Universidad de Cantabria
- CHE (2007a) *Plan hidrológico del río alcanadre*. CHE 1-257
- CHE (2007b) *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Clarke K, Gorley R (2006) *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. 192
- Core Team R (2015) *R Project*
- Cuchi Oterino JA, Setrini J (2004) *Primera aproximación al cálculo de avenidas en los cañones fluviokársticos de la Sierra de Guara (Huesca, España)*. *Lucas Mallada* 11:93-104
- Descals Cervera S (2017) *Efectos del barranquismo en la calidad físico - química y microbiológica del agua, en los ríos Formiga y Alcanadre (Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, Huesca)*. Universidad de Zaragoza
- DGA (1996) *Decreto 133/1996, de 11 de julio, por el que se regula la práctica del barranquismo en el Parque de la Sierra y Cañones de Guara con la finalidad de minimizar los impactos negativos sobre el medio natural*. BOA núm. 88:

- DGA (1997) *Decreto 164/1997, de 23 de septiembre, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales*. BOA núm. 117:29-30
- DGA (2014) *Decreto 204 /2014, de 2 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara*. BOA núm. 248:
- DGA (1991) *Ley 14/1990, del 27 de diciembre, por la que se declara el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara*. BOA núm. 8:
- Elosegi A, Sabater S (2009) *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, Bilbao
- Español C, Gallardo B, Comín FA, Pino MR (2015) *Constructed wetlands increase the taxonomic and functional diversity of a degraded floodplain*. *Aquat Sci* 77:27-44. doi: 10.1007/s00027-014-0375-2
- Flowers R, De la Rosa C (2010) *Ephemeroptera*. En: *Revista de Biología Tropical*. Universidad de Costa Rica, pp 63-93
- Fox J (2005) *The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R*. *J. Stat.*
- Genito D, Gburek WJ, Sharpley AN (2002) *Response of Stream Macroinvertebrates to Agricultural Land Cover in a Small Watershed*. *J Freshw Ecol* 17:109-119. doi: 10.1080/02705060.2002.9663874
- Giller PS, Malmqvist B (1997) *The Biology of Streams and Rivers*. *Biology of Habitats*. Oxford University Press, Oxford, Inglaterra
- Giorgi A, Feijoó C, Tell G (2005) *Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role*. *Biodivers Conserv* 14:1699–1718
- Guara.info (2017) *Cañon peonera inferior*. In: *Barranquismo en la Sierra Guara*. <http://www.guara.info/guara-base-de-datos/descenso-de-barrancos/sierra-de-guara/cuenca-del-alcanadre/canon-de-la-peonera-inferior/>. Accessed 14 nov 2017
- Guerrero C, Vidal-abarca MR, Suárez ML, et al (2004) *Estructura de tamaño de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en un río de características semiáridas durante el estiaje (río Chícamo, S.E. España)*. *Limnetica* 23:37-56
- Hardiman N, Burgin S (2011a) *Comparison of stream macroinvertebrate assemblages in canyon ecosystems of the Blue Mountains (Australia) with and without recreational traffic: A pilot study in impossible terrain*. *Aust Zool*
- Hardiman N, Burgin S (2011b) *Effects of trampling on in-stream macroinvertebrate*



- communities from canyoning activity in the Greater Blue Mountains World Heritage Area*. Wetl Ecol Manag. doi: 10.1007/s11273-010-9200-4
- Hardiman NJ (2003) *Visitor impact management in canyons of the Blue Montains*. New South Wales
- Hartmann E a, Mihuc TB (2008) *Composition and abundance of stream macroinvertebrates as a determinant of water quality up and down stream of the imperial dam, saranac river, new york*. Stream macroinvertebrates
- Haury J, Peltre M-C, Trémolières M, et al (2006) *A new method to assess water trophy and organic pollution -- the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution*. Hydrobiologia 570:153-158. doi: 10.1007/s10750-006-0175-3
- Herrero J, Prada C, Salvado A, García-Serrano A (2005) *Diseño y puesta en funcionamiento del programa de seguimiento ecológico del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara*. Zaragoza
- Jeffrey SW, Humphrey GF (1975) *New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton*. Biochem Physiol Pflanzen 167(19):1-194
- Jymy5 (2006) *Reseña del barranco de la Peonera Inferior*. In: MadTeam. <https://www.madteam.net/rutas/barrancos/resea-del-barranco-de-la-peonera-inferior.jymy5>. Accessed 27 sep 2017
- Lacosta Aragües AJ (2002) *Los deportes de aventura y su incidencia en el desarrollo turístico de un espacio protegido: El Parque Natural de los Cañones y la Sierra de Guara*. Huesca
- Lake PS (2000) *Disturbance, patchiness, and diversity in streams*. J North Am Benthol Soc 19(4):573-592
- Linares Sermeño JM, Leopoldo S, Pania C, et al (2010) *Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador , utilizando invertebrados acuáticos : índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador ( IBF-SV-2010 )*. Proyecto Universidad de El Salvador (UES) - Organización de los Estados Americanos (OEA)., San Salvador
- López-Flores R (2015) *Evaluación del impacto del barranquismo y la capacidad de recuperación de las comunidades acuáticas en los torrentes del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara*. Univ Zaragoza
- 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
- MAPAMA (2013) Protocolo de cálculo del índice IBMWP. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid
- Margalef R (1983) Limnología, Ed. Omega. Barcelona
- Michavila López M (2014) *Estado trófico y calidad ecológica del río Gállego a su paso por la provincia de Huesca*. Universidad de Zaragoza
- Moya N, Oberdorff T, Rosales C (2010) *Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: Implicaciones para el futuro cambio climático*. Ecol Apl 8:2
- Negishi JN, Richardson JS (2006) *An experimental test of the effects of food resources and hydraulic refuge on patch colonization by stream macroinvertebrates during spates*. J Anim Ecol 75:118-129. doi: 10.1111/j.1365-2656.2005.01027.x
- Ortiz Casas JL (2002) *La directiva marco del agua ( 2000 / 60 / CE ): aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED*. Limnetica 21:5-12
- Oscos J, Galicia. D, Miranda R (2011) Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. Confederación Hidrográfica del Ebro
- Oscos J, Leunda R, Manuel P, et al (2005) *Calidad biológica de las aguas en el río Erro*. Ecología 19:59-74
- Pielou EC (1969) An introduction to mathematical ecology. Wiley Interscience, Nueva York
- Prat N, Ríos B, Acosta R, Rieradevall M (2006) *Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas*. Macroinvertebrados Bentónicos Sudam
- Resh VH, Bonada N (2013) *Mediterranean-climate streams and rivers : geographically separated but ecologically comparable freshwater systems*. Hydrobiologia 719:1-29. doi: 10.1007/s10750-013-1634-2
- Riaño P, Basaguren A, Pozo J (1993) *Comunidades de macroinvertebrados del río Aguera (País Vasco-Cantabria)*. Limnetica 9:19-28
- Robinson CT, Aebischer S, Uehlinger U (2004) *Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential , experimental floods*. North Am Benthol Soc 23:853-867
- Salamero E (2009) Guía de barrancos de la Sierra de Guara. Camping de Mascún, Huesca

- Samo Lumbreras 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*, The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press., Urbana, IL.
- Shi X, Liu J, You X, et al (2017) *Evaluation of river habitat integrity based on benthic macroinvertebrate-based multi-metric model*. *Ecol Modell.* doi: 10.1016/j.ecolmodel.2016.07.001
- Sierra Gros J, López-Flores R (2013) *Efecto del barranquismo sobre los macroinvertebrados acuáticos y su recuperación en el río Formiga (Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara, Huesca)*. Universidad de Zaragoza
- Simpson EH (1949) *Measurement of diversity*. *Nature* 163:688
- Somontano de Barbastro C del (2015) *Descenso de Barrancos. Peonera*. In: Tur. Somontano. <http://turismosomontano.es/es/que-ver-que-hacer/aventura/descenso-de-barrancos/peonera-inferior>. Accessed 3 nov 2017
- Sotomayor G (2016) *Evaluación de la calidad de las aguas superficiales mediante técnicas de estadística multivariante: Un estudio de caso en la cuenca del Río Paute, al sur de Ecuador*. Universidad Nacional de La Plata
- Springer M (2010) *Trichoptera*. En: *Revista de Biología Tropical*. Universidad de Costa Rica, pp 151-198
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P (2000) *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie.*, CNRS édit. CNRS éditions, Paris
- Terrádez Gurrea M (2000) *Análisis de Componentes Principales*. Proyecto e-Math.(MECD). Secretaría de Estado de Educación y Universidades
- Turner MG, Dale VH (1998) *Comparing Large , Infrequent Disturbances : What Have We Learned ?* *Ecosystems* 1 (6):493-496
- 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:
- 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* N:153-162
- Valle Melendo J del (1997) *Precipitaciones máximas en la Sierra de Guara y su entorno. Calculo de valores para diferentes periodos de retorno*. *Lucas Mallada* 9:171-182

Velasco J, Millán A, Vidal-Abarca M, et al (2003) *Macrophytic, epipellic and epilithic primary production in a semiarid Mediterranean stream*. *Freshw Biol* 48:1408–1420

Woodwards G, Bonada N, Feeley HB, Giller PS (2015) *Resilience of a stream community to extreme climatic events and long-term recovery from a catastrophic flood*. *Freshw Biol* 60:2497-2510. doi: 10.1111/fwb.12592

# 8 ANEXOS

## Anexo I

Porcentajes de abundancia de Familia, para los muestreos del seguimiento.

Familia	A-I %	C-I %	A-F %	C-F %
<i>F. Gomphidae</i>	0,593	1,415	0,124	0,214
<i>F. Aeshnidae</i>	0,000	0,157	0,248	0,428
<i>F. Hydropsychidae</i>	0,89	0,157	3,846	4,492
<i>F. Hydroptilidae</i>	0,000	1,101	0,124	1,604
<i>F. Polycentropodidae</i>	0,445	0,472	0,124	0,642
<i>F. Philopatamidae</i>	0,000	0,157	0,000	0,856
<i>F. Leptoceridae</i>	0,000	0,000	0,248	0,000
<i>F. Beraeidae</i>	0,000	0,000	0,000	0,214
<i>F. Leuctridae</i>	35,160	25,790	23,080	8,556
<i>F. Nemouridae</i>	1,484	1,887	2,109	0,642
<i>F. Scirtidae</i>	8,605	0,786	0,000	0,000
<i>F. Elmidae</i>	8,160	14,620	1,613	8,770
<i>F. Hydraenidae</i>	0,000	0,314	0,000	0,000
<i>F. Dryopidae</i>	0,000	0,472	0,000	0,000
<i>F. Simuliidae</i>	10,980	4,560	36,600	0,535
<i>F. Chironomidae</i>	3,858	12,580	1,613	45,350
<i>F. Limoniidae</i>	0,148	0,314	0,000	0,214
<i>F. Athericidae</i>	0,148	0,629	0,248	2,032
<i>F. Tabanidae</i>	0,000	0,000	0,372	0,107
<i>F. Tipulidae</i>	0,000	0,000	0,372	0,428
<i>F. Stratiomyidae</i>	0,000	0,000	0,124	0,321
<i>F. Empididae</i>	0,000	0,157	0,000	0,000
<i>F. Baetidae</i>	24,040	25,630	19,480	1,818
<i>F. Caenidae</i>	0,593	0,943	0,993	0,000
<i>F. Heptagenidae</i>	1,039	2,044	10,050	0,214
<i>F. Ephemerellidae</i>	0,890	0,943	0,496	20,430
<i>F. Leptophlebiidae</i>	0,148	0,314	1,613	0,107
<i>F. Lymnaeidae (Gast)</i>	0,148	0,629	0,124	0,535
<i>F. Planorbidae</i>	0,148	0,314	0,000	0,000
Hydracarina	2,374	3,145	0,000	1,497
Ph. Nematoda	0,148	0,472	0,000	0,000

## **Anexo II**

Porcentajes de abundancia de Ordenes, para los muestreos del seguimiento.

Orden	A-I %	C-I %	A-F%	C-F%
Odonatos	0,593	1,572	0,359	0,642
Trichopteros	1,335	1,887	4,192	7,807
Plecopteros	36,650	27,670	24,310	9,198
Coleópteros	16,770	16,190	1,557	8,770
Dípteros	15,130	18,240	37,960	48,980
Ephemeropteros	26,710	29,870	31,500	22,570
Gasterópodos	0,297	0,943	0,120	0,535
Hydracarina	2,374	3,145	0,000	1,497
Ph. Nematoda	0,148	0,472	0,000	0,000

## Anexo III

Porcentajes de abundancia de Familias, para los muestreos del experimento.

Familia	A-D1 %	C-D1 %	A-D15%	C-D15%	A-D30%	C-D30%	A-D60%	C-D60%
<i>F. Gomphidae</i>	0,466	0,444	0,170	0,440	0,353	0,545	0,207	0,079
<i>F. Aeshnidae</i>	0,000	0,222	0,170	0,110	0,177	0,908	0,069	0,158
<i>F. Hydropsychidae</i>	0,000	0,111	0,510	0,549	0,088	1,453	0,138	0,475
<i>F. Hydroptilidae</i>	0,233	0,666	0,850	0,440	2,207	1,998	5,939	7,522
<i>F. Polycentropodidae</i>	0,699	0,444	1,531	2,198	3,089	2,180	3,108	2,930
<i>F. Philopatamidae</i>	0,233	0,111	0,000	0,000	0,088	0,000	0,069	0,000
<i>F. Leptoceridae</i>	0,000	0,000	0,000	0,110	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>F. Psychomyiidae</i>	0,000	0,555	0,340	0,000	0,000	0,000	0,000	0,079
<i>F. Leuctridae</i>	41,960	32,960	28,230	46,810	22,070	30,060	25,550	27,470
<i>F. Nemouridae</i>	4,662	2,442	2,551	2,747	1,500	2,361	1,588	1,900
<i>F. Scirtidae</i>	0,233	0,111	0,510	0,110	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>F. Elmidae</i>	9,557	19,200	15,140	13,960	6,443	15,890	4,075	3,721
<i>F. Hydraenidae</i>	0,233	0,000	0,170	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>F. Hydrophilidae</i>	0,000	0,111	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>F. Dryopidae</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,353	0,182	0,138	0,079
<i>F. Simuliidae</i>	0,000	0,111	0,000	0,000	0,000	0,091	0,000	0,000
<i>F. Chironomidae</i>	6,527	13,870	27,890	16,370	53,490	33,150	37,220	33,570
<i>F. Limoniidae</i>	0,233	0,111	0,510	0,769	0,441	2,180	1,934	4,196
<i>F. Athericidae</i>	0,233	0,000	0,000	0,000	0,177	0,000	0,414	0,554
<i>F. Tabanidae</i>	0,000	0,111	0,000	0,000	0,000	0,182	0,069	0,000
<i>F. Tipulidae</i>	0,233	0,222	0,510	1,099	1,236	0,545	0,345	0,317
<i>F. Anthomyiidae</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,091	0,000	0,000
<i>F. Ceratopogonidae</i>	0,000	3,330	0,510	0,110	0,177	0,000	0,000	0,079
<i>F. Empididae</i>	0,000	0,111	0,000	0,000	0,265	0,272	0,069	0,238
<i>F. Baetidae</i>	24,010	12,100	15,310	7,692	2,118	1,907	0,898	2,217
<i>F. Caenidae</i>	0,699	0,777	0,340	0,659	0,353	0,727	0,345	0,475
<i>F. Heptagenidae</i>	1,399	1,776	0,510	0,769	0,883	0,636	2,970	1,821
<i>F. Ephemerellidae</i>	1,399	1,887	0,510	1,209	0,000	1,453	8,011	6,492
<i>F. Leptophlebiidae</i>	0,233	0,000	0,510	0,220	2,824	1,272	5,594	3,405
<i>F. Corixidae</i>	0,466	1,554	0,170	0,330	0,000	0,000	0,000	0,396
<i>F. Lymnaeidae</i>	0,233	0,333	0,000	0,110	0,530	0,182	0,138	0,158
<i>F. Planorbidae</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,182	0,000	0,000
Hydracarina	6,061	6,215	2,891	3,077	1,059	1,272	0,760	1,029
Ph. Nematoda	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,317
Oligochaeta	0,000	0,111	0,170	0,110	0,088	0,272	0,345	0,317

## **Anexo VI**

Porcentajes de abundancia de Ordenes, para los muestreos del experimento.

Orden	A-D1 %	C-D1 %	A-D15 %	C-D15 %	A-D30 %	C-D30 %	A-D60 %	C-D60 %
Odonatos	0,466	0,666	0,340	0,549	0,530	1,453	0,276	0,238
Trichopteros	1,166	1,887	3,231	3,297	5,472	5,631	9,254	11,040
Plecopteros	46,620	35,410	30,780	49,560	23,570	32,430	27,140	29,470
Coleópteros	10,020	19,530	15,820	14,070	6,796	16,170	4,213	3,813
Dípteros	7,226	17,760	29,420	18,350	55,780	36,420	40,060	39,080
Ephemeropteros	27,740	16,540	17,180	10,550	6,178	5,995	17,820	14,460
Hemíptera	0,466	1,554	0,170	0,330	0,000	0,000	0,000	0,397
Gasterópodos	0,233	0,333	0,000	0,110	0,530	0,363	0,138	0,159
Hydracarina	6,061	6,215	2,891	3,077	1,059	1,272	0,760	1,033
Oligochaeta	0,000	0,111	0,170	0,110	0,088	0,272	0,345	0,318



