

Master Universitario en Biodiversidad  
Biología de la Conservación y Gestión de la Biodiversidad  
Curso 2012/2013

# Efectos del barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) sobre la comunidad de macroinvertebrados en un río mediterráneo



**Maria Belmonte Viudez**

Departamento de Ecología

Directora: **María Rieradevall Sant**

Profesora titular de ecología

Co-directores: **Dr. Narcís Prat Fornells** (Catedrático de Ecología)

y **Pablo Rodríguez Lozano** (Investigador predoctoral)

Universidad de Barcelona

Septiembre de 2013



**U**  
UNIVERSITAT DE BARCELONA  
**B**

Master Universitario en Biodiversidad  
Biología de la Conservación y Gestión de la Biodiversidad  
Curso 2012/2013

# Efectos del barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) sobre la comunidad de macroinvertebrados en un río mediterráneo

**Maria Belmonte Viudez**

Departamento de ecología  
Directora: **María Rieradevall Sant**  
Profesora titular de ecología  
Co-directores: **Dr. Narcís Prat Fornells** (Catedrático de Ecología)  
**y Pablo Rodríguez Lozano** (Investigador predoctoral)

Universidad de Barcelona

Septiembre 20013

María Rieradevall

Narcís Prat

Pablo Rodríguez

Maria Belmonte



## **Abstract**

The present study the effect that a population of barbel (*Barbus meridionalis*) may produce on the structure of the benthic macroinvertebrate community in the stream of Castelló, a riverbed located in the Natural Park of Sant Llorenç de Munt i Obac (Catalonia, NE Spain). To test the barbell effect two different reaches of the stream were sampled with similar physico-chemical and morphological conditions. One reach with barbels and the other one without barbels. Three different substrates (litter, sediment and *Chara* sp.) were sampled in each of the reaches to study whether predation is the same or different depending on the substrate. The results shows that fish modify the community structure of macroinvertebrates lowering the species richness and the density of most of them. The effects are no equivalent for all taxa, some are more affected than others. Although barbell feeds on the three substrates considered, the results show a greater effect on the litter.

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....</b>	<b>2</b>
<b>2. MATERIAL Y MÉTODOS.....</b>	<b>5</b>
<b>2.1. Área de estudio.....</b>	<b>5</b>
<b>2.2. Metodología.....</b>	<b>7</b>
<b>2.2.1. Diseño experimental.....</b>	<b>7</b>
<b>2.2.2. Análisis físico-químico del agua.....</b>	<b>8</b>
<b>2.2.3. Toma de muestras e identificación de macroinvertebrados.....</b>	<b>9</b>
<b>2.2.4. Análisis estadístico.....</b>	<b>9</b>
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>11</b>
<b>3.1. Composición de la comunidad.....</b>	<b>11</b>
<b>3.1.1. Efectos sobre la riqueza y diversidad de macroinvertebrados.....</b>	<b>12</b>
<b>3.1.2. Importancia de los sustratos en el impacto de los peces.....</b>	<b>13</b>
<b>3.1.3. Efecto de los peces en las diferencias entre sustratos.....</b>	<b>13</b>
<b>3.2. Efecto sobre los diferentes taxones.....</b>	<b>15</b>
<b>4. DISCUSIÓN.....</b>	<b>19</b>
<b>4.1. Efecto de los barbos sobre la comunidad de macroinvertebrados.....</b>	<b>19</b>
<b>4.2. Efecto de los barbos en los sustratos.....</b>	<b>19</b>
<b>4.3. Efectos en los taxones.....</b>	<b>21</b>
<b>5. CONCLUSIONES.....</b>	<b>23</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>24</b>
<b>7. ANEXO.....</b>	<b>29</b>

## **1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

La depredación es reconocida como una fuerza estructuradora de las comunidades en los ecosistemas acuáticos, ya que, entre otras cosas, provoca cambios en las redes alimentarias. Diferentes estudios han demostrado que los peces que se alimentan del bentos, como el *Barbus meridionalis*, pueden provocar cambios significativos en la biomasa, abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Crowder & Cooper, 1982; Mittelbach, 1988; Gillian *et al.*, 1989; Power, 1990; Diehl, 1992), según estén o no presentes en los ríos. Algunos artículos han demostrado que incluso en poblaciones de macroinvertebrados que son explotadas por los depredadores, el efecto se incrementa al aumentar la densidad de depredadores y, que se puede invertir si posteriormente se reduce su densidad (Winkelmann *et al.*, 2011). Los estudios de mesocosmos realizados en Vall d'Horta, una riera cercana a la del presente estudio, mostraron que la densidad de los taxones de macroinvertebrados más abundantes disminuyeron en presencia de *B. meridionalis*, respecto a poblaciones que no estaban expuestas a los peces, pero la vulnerabilidad varía considerablemente de unas presas a otras (Rodríguez-Lozano *et al.*, 2012a).

Los factores que modulan los cambios en la composición y abundancia de los macroinvertebrados son muy diversos y han sido estudiados a lo largo de las últimas décadas, en general, dependen del tipo de depredador, del tipo de presas, de los rasgos biológicos de cada uno y de las interacciones que establezcan con el medio que les rodea (Holomuzki *et al.*, 2010). Se ha observado que la complejidad del hábitat y la riqueza de especies están correlacionadas positivamente en numerosas poblaciones naturales (Pianka, 1967; Murdoch *et al.*, 1972), y se ha demostrado que la heterogeneidad espacial, la complejidad estructural y la vegetación sumergida reducen la presión de depredación de muchos peces de agua dulce (Anderson, 1984). Un ambiente más complejo permite una mayor densidad de macroinvertebrados porque ofrece más recursos y más ambientes diferentes que pueden ser colonizados por un mayor número de especies y a la vez, también ofrece un mayor número de refugios, por tanto, la importancia de la depredación puede depender del hábitat en el que ocurra (Power, 1992). Por ejemplo, las macrófitas o el incremento en la complejidad estructural pueden servir de refugio para las presas, descendiendo así la presión de depredación (Gilinsky, 1984). Algunos estudios han llegado a la conclusión que los ambientes con densidades intermedias de macrófitas son, a largo plazo, más rentables para los depredadores en términos de búsqueda de alimento y crecimiento y mejores en cuanto a la estabilidad de la interacción predador-presa (Crowder & Cooper, 1982).

Hay documentados en la bibliografía otros factores que puede influir en la importancia de la depredación como elemento estructurador de las comunidades. Los peces son depredadores de tamaño selectivo (Mittelbach, 1988), el tamaño de las presas puede ser seleccionado en función de los costes y beneficios que supone su captura y manipulación (Rodriguez-Lozano et al., 2012b). En algunos casos, los efectos de la depredación de peces se han presentado con una mayor frecuencia en invertebrados bentónicos grandes y móviles más que en los taxones pequeños y crípticos (Crowder & Cooper, 1982; Morin, 1984; McPeek, 1990), bien porque estos sean más visibles o porque les es más rentable depredar sobre individuos más grandes. Ciertos rasgos biológicos de algunas especies les proporcionan ciertas ventajas, como aquellos que tengan una mayor movilidad que tendrán una menor probabilidad de ser depredadas o una mayor capacidad para reemplazar a aquellos individuos que han sido depredados y, en consecuencia, puede que se observe un efecto menor de los peces sobre ellas. Otras especies, como las efímeras o los copépodos, pueden cambiar su comportamiento en presencia del depredador (McIntosh & Townsend, 1996) y, con ello, reducir la tasa de depredación.

Hay muchos estudios que han llegado a la conclusión de que no sólo la depredación afecta a la morfología, la fisiología, la química o el comportamiento de la presa, otros factores como la competencia pueden estar presentes entre las fuerzas estructuradoras de la comunidad y tener efectos significativos en las presas, las poblaciones y en las comunidades (Sih et al., 1985). Teóricamente, las interacciones entre la depredación y la competencia interespecífica pueden producir una variedad de respuestas a través de las cuales se modifiquen y estructuren las diversidades de las presas (Hixon & Menge, 1991).

Hay pocos estudios que describan o traten sobre la dieta el género *Barbus* en el medio natural y los cambios que puede provocar sobre las comunidades de macroinvertebrados (Kraiem, 1996; Mutambue, 1996; Piria, 2005 y otros). En cuanto a *B. meridionalis*, la bibliografía disponible hasta el momento es muy escasa, hay estudios anteriores llevados a cabo en lugares cercanos (Rodriguez-Lozano et al., 2012a; Rodriguez-Lozano et al., 2012b) u otros estudios relacionados con ésta especie y las condiciones que caracterizan a los ríos mediterráneos (Mas-Martí et al., 2010). Es endémica del litoral mediterráneo de España y Francia, con cierto interés para la pesca deportiva y por ser un endemismo de estas zonas. Está citado en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles como vulnerable.

Por tanto, conocer los efectos que pueden tener los barbos sobre las comunidades de macroinvertebrados puede resultar fundamental para gestionar reintroducciones de la especie en zonas en las que ha desaparecido o prever el cambio que puede producir su extinción debido a causas naturales o antrópicas. Un ejemplo lo tenemos en los estudios que se realizaron después del incendio en el Parc Natural de Sant Llorenç de Munt i l'Obac en 2003, donde muchos torrentes de la zona vieron cambiadas sus condiciones por culpa del fuego y la lluvia posterior que lavó las cenizas y las depositó en los cursos de agua, estas alteraciones pueden provocar cambios profundos en las redes alimentarias y el aumento relativo de otras fuerzas de interacción tróficas (Rodriguez-Lozano *et al.*, 2012a).

En el presente estudio se evalúa el efecto de *B. meridionalis* sobre las poblaciones de macroinvertebrados de la riera de Castelló, es un pequeño torrente control que mantiene las condiciones naturales prácticamente inalteradas. De forma natural presenta dos tramos diferenciados, uno con peces y otro sin ellos, esto nos permite estudiar cuál es la composición de la comunidad de macroinvertebrados que se ha establecido de forma natural en cada uno de los tramos y, ver la influencia que han tenido en ello los peces ya que, el resto de características morfológicas y físico-químicas son similares.

Dado que el efecto “top-down” puede ser diferente dependiendo del sustrato, realizamos el muestreo diferenciando entre sustratos. Esperamos un mayor efecto de depredación sobre la hojarasca, ya que estudios previos sugieren una mayor depredación sobre macroinvertebrados detritívoros (Rodriguez-Lozano *et al.* 2012b). Esto podría ser consecuencia de una mayor actividad en la hojarasca debido a que la depredación en el bentos del sedimento conllevaría una alta ingesta de sedimento fino y detritus, y la *Chara sp.* podría servir de refugio a los macroinvertebrados. En el caso de las macrófitas, al ser una especie de pequeño tamaño, y existir una población de barbo con presencia de diferentes tamaños (y predominancia de pequeños individuos), estos podrían alimentarse entre las macrófitas, de los macroinvertebrados presentes tanto sésiles como móviles (Diehl, 1992) sin que estas supusieran un impedimento para su movimiento, aunque tal vez no lo hagan debido a la predominancia de su alimentación en contacto con el bentos. El efecto neto que pudiéramos visualizar sobre la comunidad de macroinvertebrados dependerá de: a) la intensidad de la depredación; b) los efectos indirectos de la presencia de *B. meridionalis* (p.e. cambios en las tasas de emigración/inmigración de los macroinvertebrados); c) los rasgos biológicos de los diferentes taxa sometidos a la depredación del barbo (p.e. la movilidad).

Teniendo en cuenta todo lo anterior, los objetivos del presente estudio son los siguientes:

- Comprobar y cuantificar si existen diferencias en las comunidades de macroinvertebrados entre dos tramos de estudio en la riera de Castelló (en presencia y en ausencia de *Barbus meridionalis*).
- Examinar si la composición de las poblaciones de macroinvertebrados es la misma entre los diferentes tipos de sustrato (sedimento fino, hojarasca y macrófitas) o si el efecto de los peces sobre las comunidades de macroinvertebrados es diferente dependiendo del tipo de sustrato y se establecen comunidades con abundancias, riquezas e índices de biodiversidad diferentes.

Nuestra hipótesis es que el efecto de los barbos sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados es significativo y, por lo tanto, se espera obtener una disminución en (alguna o todas) las medidas de biodiversidad estimadas en las comunidades que conviven con los barbos. Por otro lado, dado el tipo de alimentación que presentan, sobre detritívoros y por contacto con el bentos, se espera un mayor efecto sobre la hojarasca que sobre el resto de sustratos.

## **2. MATERIAL Y MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudio.**

El estudio se ha llevado a cabo en la riera de Castelló, afluente del río Ripoll, afluente del Besós. Es una riera control (sin influencia por parte de las actividades humanas) situada dentro del P. N. de Sant Llorenç de Munt i l'Obac, en la comarca del Vallés occidental, situado en la Cordillera Prelitoral catalana. Nace en la vertiente occidental del cerro Gentil, en Castellar del Vallés a 580 m.s.n.m. y, después de recorrer 3.1 km, desemboca en el río Ripoll cerca del núcleo de población de las Arenas a 390 m.s.n.m..

El clima de la zona es típicamente mediterráneo, con lluvias irregulares, siendo la época más lluviosa del año el otoño seguida de la primavera y la más seca el verano. La temperatura es suave siendo la media anual 15 °C, llegando a alcanzar temperaturas más extremas en las cimas más altas.

En cuanto a la estratigrafía, los conglomerados forman la parte más destacada. Son de origen deltaico formados por cantos rodados de calcáreas triásicas, cuarzo de

pizarras paleozoicas y de granito. La potencia que adquieren es muy variable y presentan intercaladas capas de margas y arcilla. Se comportan, desde el punto de vista hidrológico, de manera parecida a las calcáreas, ya que los elementos constitutivos y el cemento que las forman son, en su mayor parte, calcáreos.

La vegetación característica del parque natural es el encinar, que se enriquece con diferentes especies de pinos y matorrales mediterráneos en el área de estudio. Para más información sobre la ecología fluvial del P. N. de Sant Llorenç de Munt i l'Obac consultar el trabajo de “Rieradevall y colaboradores, 1999”.

A lo largo de la historia se han desarrollado diferentes actividades económicas en la zona como el carboneo, ya desaparecida, la ganadería, reducida por falta de pastos, y la agricultura, principalmente de secano, que ha ido perdiendo importancia a lo largo de los años.

La riera de Castelló se incluye en la cuenca del Besós, siendo ésta una de las más fuertemente antropizadas y ocupadas de Cataluña. Sin embargo, el área de estudio del presente trabajo presenta poca presión antrópica, excepto en aquellos tramos en que es vadeable y se enlazan pistas y caminos atravesando su curso. Su estado ecológico actual es bueno presentando aguas limpias y claras. El hábitat presenta una buena aptitud para la fauna acuática y de ribera. No se vio afectada en el incendio que sufrió el PN de Sant Llorenç de Munt i l'Obac en 2003.

Según la tipología desarrollada por la Agencia Catalana del Agua se corresponde con el tipo de ríos mediterráneos de caudal variable (RMCV); caracterizados por:

- Aportación anual muy baja ( $< 40 \text{ hm}^3$ )
- Elevado índice de estiaje y variabilidad de caudal ( $> 0.8$ )
- Temperatura ambiental moderadamente elevada ( $> 13^\circ\text{C}$ )
- Pluviometría anual baja ( $< 700 \text{ mm}$ )

Se distinguen dos tramos: aguas arriba sin peces, y aguas abajo con *B. meridionalis*. Las condiciones físico-químicas y morfológicas en ambos tramos son similares, esto posibilita delimitar dos zonas de estudio con las mismas características pero que se diferencian por la presencia o ausencia de peces. En cada uno de los tramos se han delimitado tres pozas a las que se les asignó las letras X, Y y Z para el tramo aguas arriba sin barbos y A, B, y C para el tramo aguas abajo con presencia de barbos. En cada una de las diferentes pozas se diferenciaron tres tipos de sustrato: sedimento fino, hojarasca y macrófitos (*Chara* sp.).



**Figura 1.** Situación de la riera de Castelló.

## 2.2. Metodología.

### 2.2.1. Diseño experimental.

Como hemos dicho, dadas las condiciones y características de la riera de Castelló: buen estado ecológico, poca presión antrópica, y presencia de dos tramos diferenciados pero con características similares en su curso, una zona con presencia y otra con ausencia de *B. meridionalis*, presenta las características adecuadas para el estudio y comparación de la composición de la comunidad de macroinvertebrados en presencia o ausencia de ésta especie de peces.

Además, la presencia de diferentes tipos de sustrato dentro del curso de la riera nos permite estudiar y comparar las diferencias que pueden aparecer en las comunidades como consecuencia de la interacción de los peces y el tipo de sustrato y, comprobar si el efecto de la depredación es igual independientemente del sustrato o si existen diferencias entre ellos.

Para poder corroborar nuestras hipótesis se tomaron en total 54 muestras: 2 tramos (con y sin peces) x 3 pozas/tramo x 3 sustratos/poza x 3 réplicas/sustrato.

### **2.2.2. Análisis físico-químico del agua.**

El oxígeno disuelto (mg/L y % de saturación), la temperatura del agua (ºC), la conductividad (µS/cm) y el pH se midieron *in situ* mediante aparatos portátiles previamente calibrados (Multiline P4 VTW). Para la determinación del caudal se midió la profundidad del cauce y la velocidad del agua (con un velocímetro Schilknecht miniAir), a lo largo de un transecto.

Se tomaron tres muestra de agua por poza, fueron filtradas el mismo día y congeladas a -18ºC hasta su análisis. Los análisis químicos fueron realizados en el laboratorio del Departamento de Ecología y en los Servicios Científico-Técnicos de la UB. El agua filtrada con filtros Whatman GF/F de microfibra de vidrio (47mm Ø) muflados a 450ºC se empleó para los análisis de: fósforo reactivo soluble, nitratos, nitritos, cloruros, sulfatos, amonio, cationes y carbono orgánico disuelto. El agua sin filtrar se usó para analizar el carbono orgánico total y los sólidos totales en suspensión.

Los parámetros medidos, según el ACA (Diagnosis ambiental, Documentos de las bases técnicas de la planificación de la cuenca del Besós), indican una calidad del agua muy buena o buena.

Las aguas de esta riera eran alcalinas (conductividad entre 350-550 µs/cm, pH con valores entre 7.3 y 8.3) y tenían una temperatura media de 20.7 ºC. Son aguas pobres en nutrientes (fósfato 0.009-0.05 mg/L, amonio 0.03-0.07 mg/L, nitrato 0.05-0.17 mg/L, TOC 2.8-5.04 mg/L) y bien oxigenadas. Las diferencias entre tramos y pozas son mínimas y no son relevantes o no afectan a los factores utilizados en el análisis de la varianza.

### **2.2.3. Toma de muestras e identificación de macroinvertebrados.**

Los muestreos se llevaron a cabo los días 23 y 24 de julio de 2012 por miembros del grupo Freshwater Ecology and Management (F.E.M.).

Para la toma de muestras se utilizó un método de recolección de tipo cuantitativo utilizando una red Surber de 10 x 10 cm y 250  $\mu\text{m}$  de luz de malla, el cual permite obtener la densidad (individuos/ $\text{m}^2$ ) de cada comunidad de macroinvertebrados. La red Surber se sitúa en el fondo del río encima del sustrato que se quiere muestrear a contracorriente, y con la mano se remueve el área comprendida dentro de la red, hasta una profundidad de 10-15 cm, asegurándose que los organismos, sedimento fino, hojarasca y *Chara* sp. liberado acaban dentro de la red. Una vez limpia la muestra y eliminadas, en la medida de lo posible, las piedras y otras partículas grandes, se introduce en un bote de plástico etiquetado y se fija con formaldehido al 4%.

Una vez en el laboratorio se limpió cada muestra y se contaron y determinaron el número de individuos presentes en cada una con la ayuda de una lupa binocular y mediante diferentes guías de identificación (Merritt & Cummins; Sansoni, 1992; Neiser *et al.*, 1994; Vieira, 2000; Tachet *et al.*, 2010). Se encontraron un total de 60 taxones diferentes que se determinaron a nivel de género, excepto en los casos siguientes en los que la resolución fue menor: Chironomidae (tribu o subfamilia); Culicidae, Ceratopogonidae y Empididae (subfamilia); Coenagrionidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Leptophlebiidae y Glossiphoniidae (familia); ninfas del orden Diptera que se agruparon juntas; ostrácodos (clase); copépodos, acariformes acuáticos y oligoquetos (subclase); Simuliidae (tribu) y nematodos (filo).

### **2.2.4. Análisis estadístico.**

Con los resultados obtenidos de cada muestra se han calculado diferentes parámetros para caracterizar la biodiversidad: abundancia (N), riqueza (S), riqueza rarificada (ES), índice biodiversidad de Gini-Simpson (GS), índice de biodiversidad de Shannon (H') e índice de equidad de Pielou (J'); mediante el programa PRIMER 6.1. (PRIMER E Ltd., Plymouth , UK).

Para comparar los diferentes parámetros entre si y ver si hay diferencias significativas se comprobó primero la normalidad y homocedasticidad de los datos mediante el test de Shapiro-Wilk y el estadístico de Levene, en el caso de cumplir las hipótesis de

normalidad el análisis se realizó con el test Anova, pero en la mayoría de los casos, dado que incluso después de transformar los datos no se consiguió cumplir los requisitos de normalidad y homocedasticidad, se utilizó el test no paramétrico Kruskal-Wallis o Mann-Whitney, utilizando el programa IBM SPSS Statistics 19 (SPSS Inc., Chicago, US). Se comprobó si hay diferencias significativas entre: los datos totales en función del factor peces (presencia/ausencia de peces) y del factor sustrato (sedimento/hojarasca/*Chara sp.*), los datos del tramo con peces y del tramo sin peces en función del sustrato y los datos para cada uno de los sustratos en función del factor peces.

El patrón de la comunidad de macroinvertebrados se ha analizado mediante un MDS (Multidimensional scaling), mediante el programa Ginkgo (B-VegAna, Biodiversity and Vegetation Analysis), se han analizado los datos totales previa transformación a Log (x+1) y mediante la distancia de la cuerda.

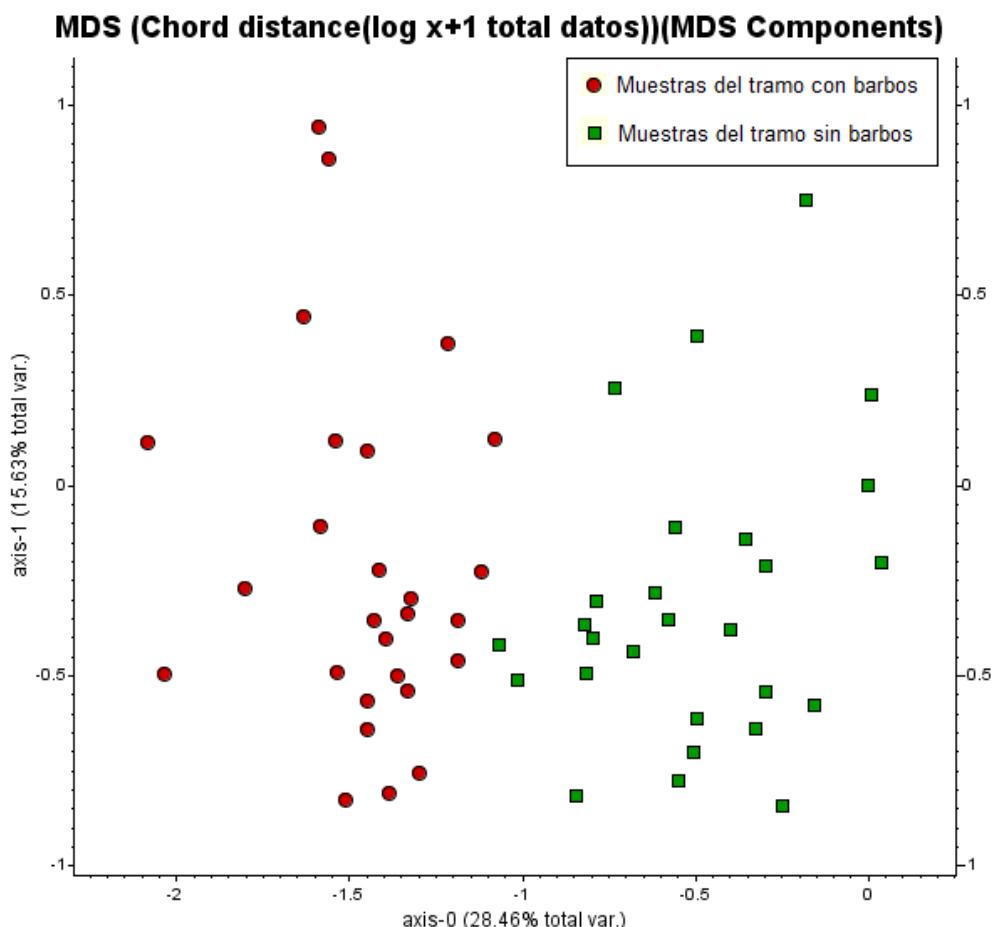
Para comprobar si el efecto de la depredación de los peces es diferente entre los macroinvertebrados se ha realizado el análisis de 12 taxones, comparando su abundancia (N). Se comprobó la normalidad y homocedasticidad de los datos y se aplicó el test estadístico adecuado en cada caso para comprobar si hay diferencias significativas entre las abundancias de cada taxón en función de los factores peces y sustrato para los datos totales, para los datos del tramo con peces y del tramo sin peces en función del tipo de sustrato y para los tres tipos de sustrato en función del factor peces. Los taxones seleccionados para el análisis son: Chironomini, Tanypodinae, Ceratopogoninae, *Atrichops sp.*, *Radix sp.*, *Baetis spp.*, *Caenis sp.*, *Coenagrionidae sp.*, *Onychogomphus sp.*, *Laccobius sp.*, *Stictonectes sp.* y *Mystacides sp.* Se han seleccionado por ser los taxones, de los diferentes órdenes presentes, más abundantes y que más se repiten entre todas las muestras, a excepción de *Baetis spp.*, que se ha seleccionado porque algunos artículos (Cooper *et al.*, 1990; Bechara *et al.*, 1993; Forrester, 1994; Dahl & Greenberg, 1998; McIntosh *et al.*, 1999; Winkelmann *et al.*, 2011) han demostrado que varían sus abundancias en presencia de peces.

Para comprobar si hay diferencias entre los resultados obtenidos del análisis físico-químico se ha procedido de la misma forma, se ha comprobado la normalidad de los datos y aplicado el análisis estadístico más adecuado en cada caso en función de los factores peces y poza.

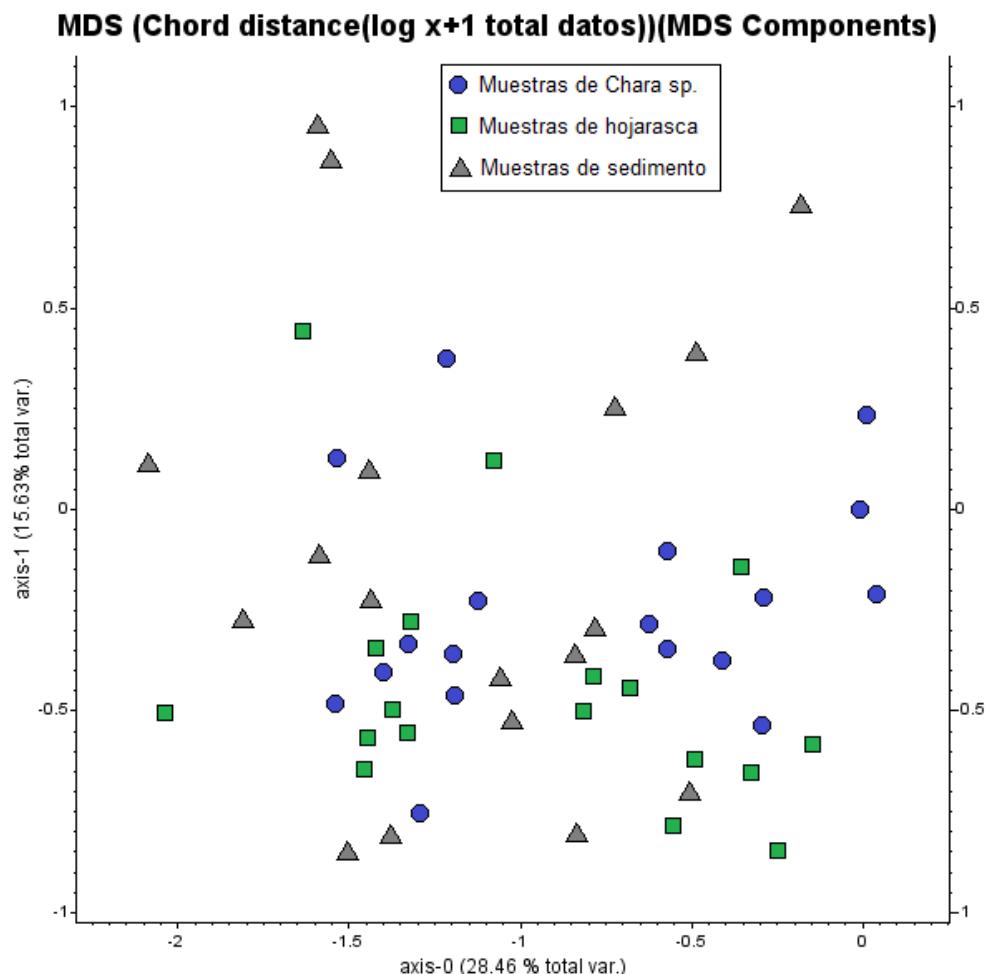
### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Composición de la comunidad.

En las 54 muestras analizadas de la riera de Castelló se han identificado un total de 60 taxones diferentes con un total de 14247 individuos. Para realizar un análisis inicial de los resultados y poder visualizar su distribución en dos dimensiones se ha realizado un MDS. Se han representado las muestras en función del factor peces (fig. 2) y en función del factor sustrato (fig. 3). Se puede apreciar como las muestras se distribuyen mejor en el espacio en función del factor peces, esto indica que los peces sí que tienen un efecto en la composición de la comunidad.



**Figura 2.** Distribución de las muestras de macroinvertebrados bentónicos sobre los dos primeros ejes de coordenadas definidos por el MDS en función del factor peces. Stress normalizado= 0.0298.



**Figura 3.** Distribución de las muestras de macroinvertebrados bentónicos sobre los dos primeros ejes de coordenadas definidos por el MDS en función del factor sustrato. Stress normalizado= 0.0298.

### 3.1.1. Efectos sobre la riqueza y diversidad de los macroinvertebrados.

Analizando los datos conjuntamente se obtienen diferencias significativas en la abundancia y riqueza de macroinvertebrados tanto entre sustratos como entre los tramos con peces y sin ellos. Entre los sustratos también hay diferencias entre la riqueza rarificada y el índice de Pielou que no son significativos entre los tramos y, entre los dos tramos hay diferencias en el índice de Shannon que no lo son entre los sustratos.

**Tabla 1.** Test estadístico y significatividad para cada parámetro estimado en función de los factores sustrato y peces para el total de los datos.

Parámetro estimado	Factor: sustrato		Factor: peces	
	Test estadístico	Sig. (p-valor)	Test estadístico	Sig. (p-valor)
N	Kruskal-Wallis	0.008	Mann-Whitney	0.000
S	Anova	0.009	Anova	0.000
ES	Kruskal-Wallis	0.017	Mann-Whitney	0.106
GS	Kruskal-Wallis	0.057	Mann-Whitney	0.063
H'	Kruskal-Wallis	0.088	Mann-Whitney	0.001
J'	Anova	0.001	Anova	0.314

### 3.1.2. Importancia de los sustratos en el impacto de los peces.

La presencia de los barbos redujo la riqueza en los tres sustratos, la abundancia de macroinvertebrados en el sedimento y la *Chara sp.*, incrementó el valor del índice de Pielou para el sustrato *Chara sp.* e hizo disminuir los valores de la riqueza rarificada y los índices de Gini-Simpson y Shannon en la hojarasca.

**Tabla 2.** Test estadístico y significatividad para cada parámetro estimado en función del factor peces para el total de los datos de cada uno de los sustratos.

Parámetro estimado	Hojarasca		Sedimento		<i>Chara sp.</i>	
	Test estadístico	Sig. (p-valor)	Test estadístico	Sig. (p-valor)	Test estadístico	Sig. (p-valor)
N	Anova	0.092	Anova	0.001	Anova	0.012
S	Anova	0.005	Anova	0.001	Anova	0.000
ES	Anova	0.000	Mann-Whitney	0.627	Anova	0.326
GS	Mann-Whitney	0.001	Mann-Whitney	0.270	Anova	0.108
H'	Anova	0.000	Mann-Whitney	0.145	Anova	0.455
J'	Anova	0.138	Mann-Whitney	0.171	Anova	0.007

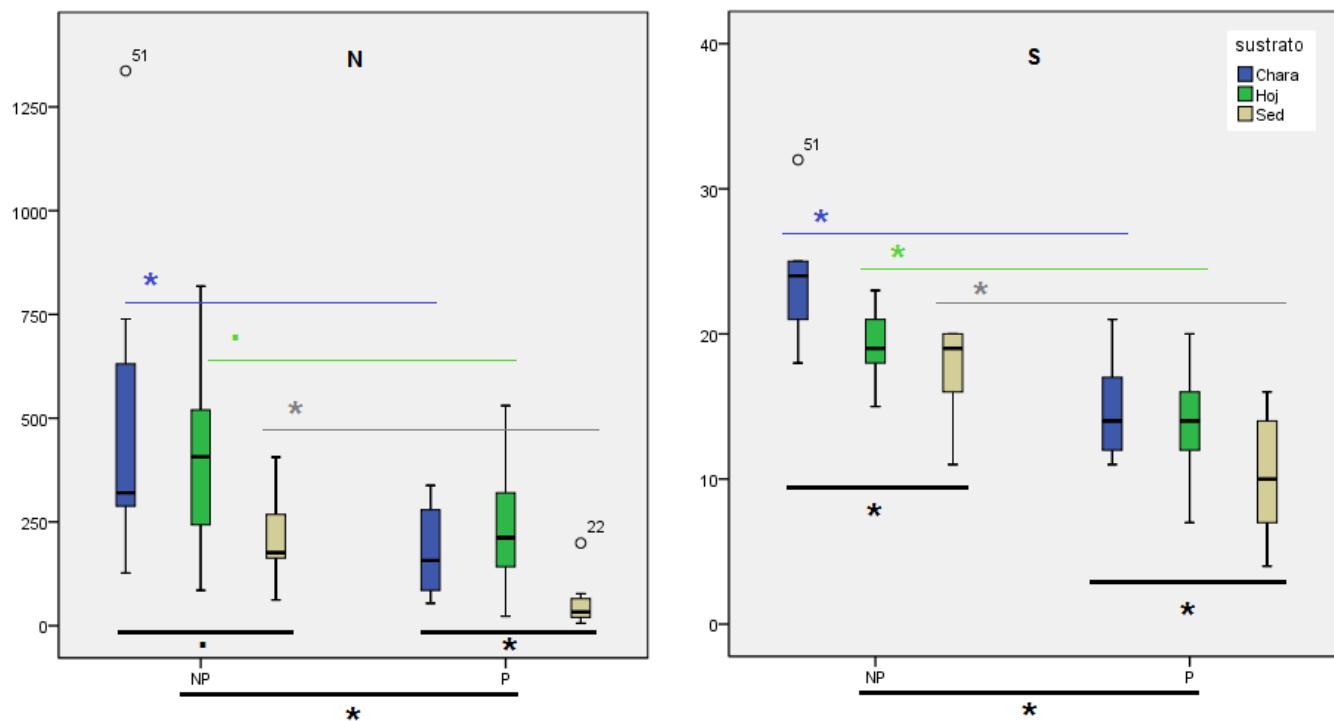
### 3.1.3. Efecto de los peces en las diferencias entre sustratos.

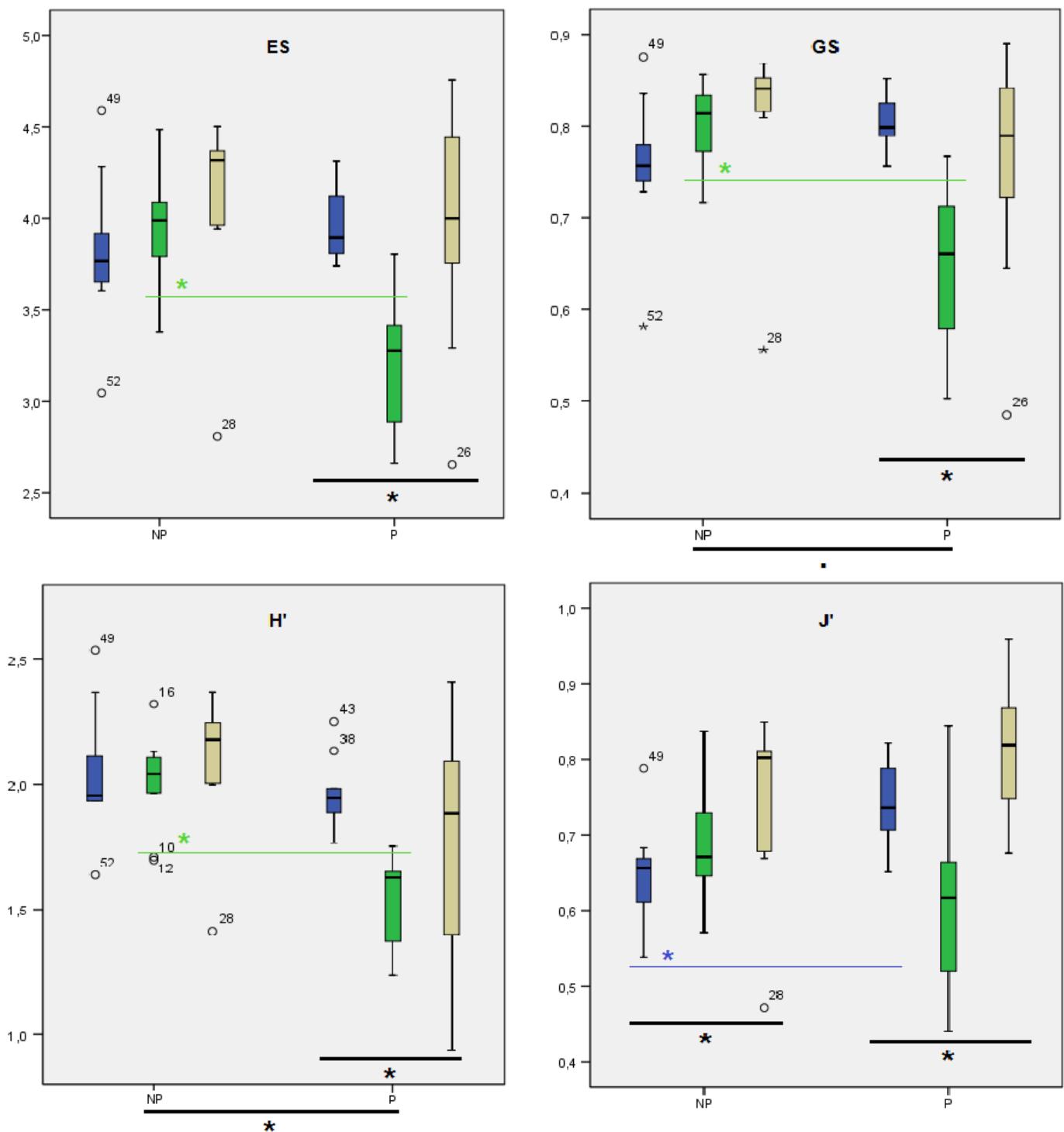
En el tramo sin peces hay dos parámetros que son diferentes, la riqueza y el índice de Pielou, pero en el tramo que presenta peces todos los parámetros se han modificado.

**Tabla 3.** Test estadístico y significatividad para cada parámetro estimado en función del factor sustrato para el total de los datos de cada uno de los tramos.

Parámetro estimado	Tramo sin peces		Tramo con peces	
	Test estadístico	Sig. (p-valor)	Test estadístico	Sig. (p-valor)
Log N	Anova	0.080	Anova	0.004
S	Anova	0.001	Anova	0.049
ES	Kruskal-Wallis	0.134	Kruskal-Wallis	0.004
GS	Kruskal-Wallis	0.122	Kruskal-Wallis	0.003
H'	Kruskal-Wallis	0.491	Kruskal-Wallis	0.006
J'	Kruskal-Wallis	0.045	Kruskal-Wallis	0.002

Para visualizar mejor los resultados se han representado diagramas de cajas para los tramos con peces (P) y sin ellos (NP) y para cada uno de los sustratos (azul para la *Chara sp.*, verde para la hojarasca y gris para el sedimento) representando la media y desviación típica para cada parámetro estimado.





**Figura 4.** Diagramas de cajas para la media  $\pm$  la desviación típica cada parámetro estimado con las diferencias significativas entre los factores sustrato y peces (NP=no peces; P=peces).

▪ p-valor < 0.1; \* p-valor <0.05.

### 3.2. Efecto sobre los diferentes taxones.

Si analizamos las abundancias de los 12 taxones más abundantes o relevantes en la alimentación de los peces se obtienen diferencias significativas en Coenagrionidae

entre los dos tramos en función del factor peces ( $p$ -valor=0.002) y entre los sustratos ( $p$ -valor=0.000). Entre los sustratos hay diferencias también en Chironomini ( $p$ -valor=0.003) y entre los tramos con peces y sin ellos en *Baetis spp.* ( $p$ -valor=0.000), *Laccobius sp.* ( $p$ -valor=0.001), *Radix sp.* ( $p$ -valor=0.000), *Stictonectes sp.* ( $p$ -valor=0.001) y Tanypodinae ( $p$ -valor=0.001).

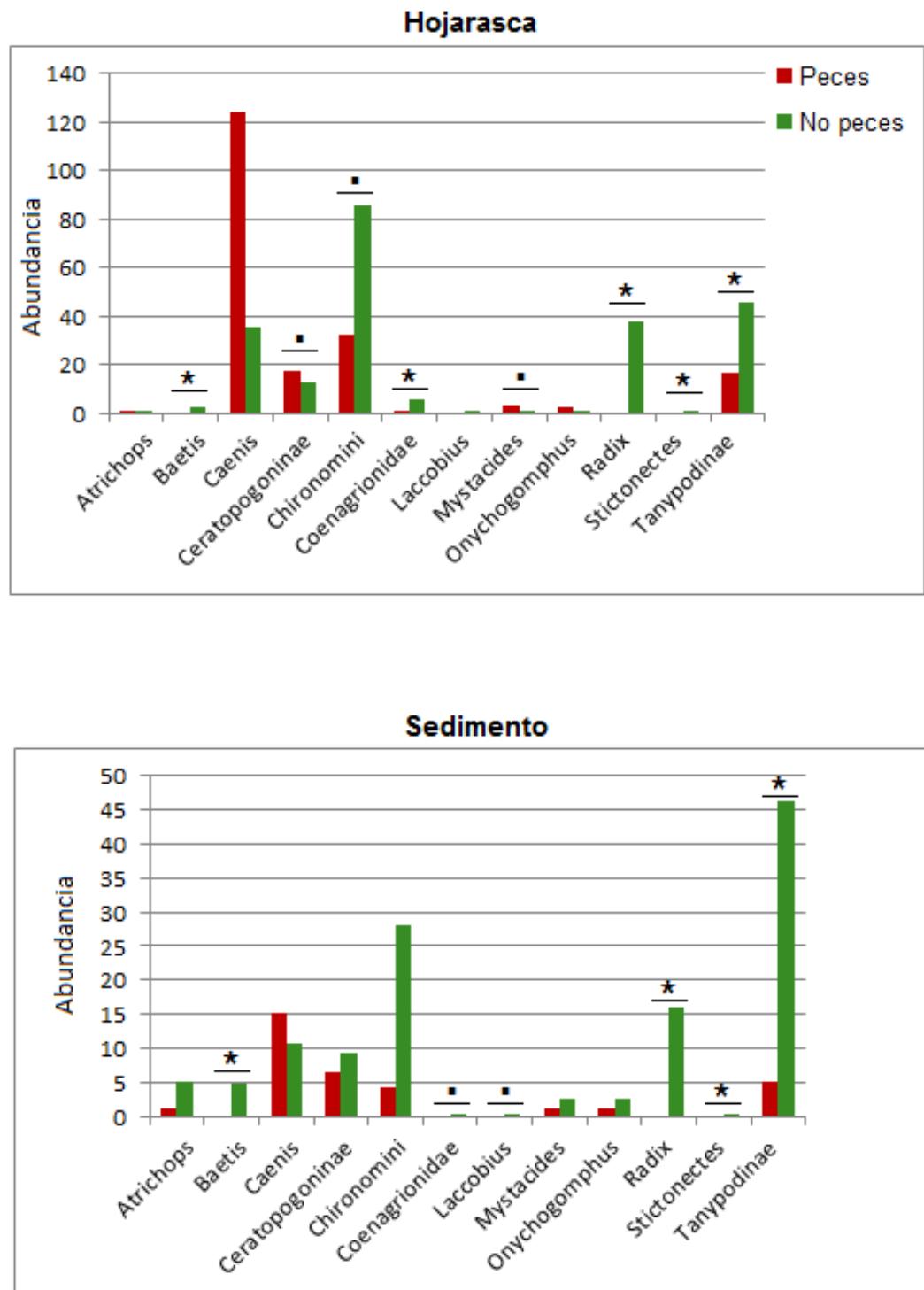
Al separar los datos en función del factor peces encontramos diferencias en el tramo sin peces en Chironomini ( $p$ -valor=0.045), Coenagrionidae ( $p$ -valor=0.000) y *Radix sp.* ( $p$ -valor=0.000) y, en el tramo con peces en Chironomini ( $p$ -valor=0.01), Coenagrionidae ( $p$ -valor=0.001), *Radix sp.* ( $p$ -valor=0.039) y Tanypodinae ( $p$ -valor=0.001).

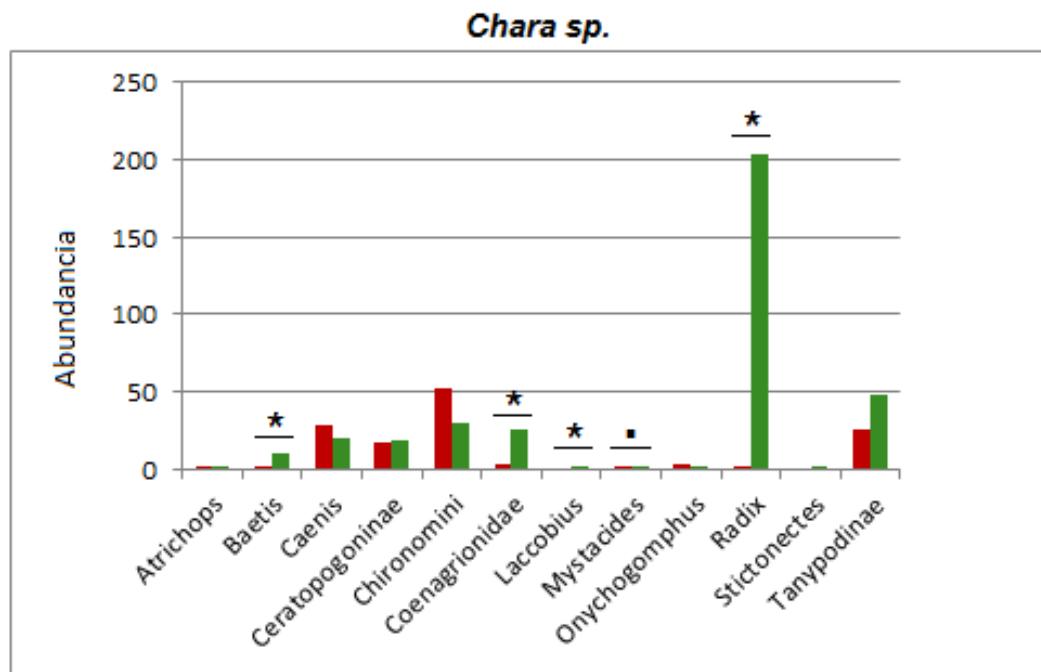
Para comprender mejor los resultados se han analizado los datos para cada sustrato por separado. En los tres sustratos se han obtenido diferencias entre los tramos en *Baetis spp.* y *Radix sp.* mientras Coenagrionidae presenta diferencias entre los dos tramos para el sustrato hojarasca y *Chara sp.*. Por otra parte, *Stictonectes sp.* y Tanypodinae presentan diferencias entre la hojarasca y el sedimento y *Laccobius sp.* en *Chara sp.*. En todos los casos la abundancia del taxón ha descendido en presencia de peces.

**Tabla 4.** Nivel de significación para cada taxón para cada uno de los sustratos en función del factor peces. El test estadístico utilizado en todos los casos ha sido el test de Mann-Whitney.

	Hojarasca ( $p$ -valor)	Sedimento ( $p$ -valor)	<i>Chara sp.</i> ( $p$ -valor)
<i>Atrichops sp.</i>	0.539	0.880	0.811
<i>Baetis spp.</i>	0.012	0.002	0.006
<i>Caenis sp.</i>	0.233	0.790	0.400
Ceratopogoninae	0.050	0.268	0.479
Chironimini	0.057	0.109	0.565
Coenagrionidae	0.032	0.066	0.002
<i>Laccobius sp.</i>	0.145	0.065	0.024
<i>Mystacides sp.</i>	0.052	0.604	0.090
<i>Onychogomphus sp.</i>	0.114	0.925	0.342
<i>Radix sp.</i>	0.000	0.000	0.000
<i>Stictonectes sp.</i>	0.034	0.028	0.146
Tanypodinae	0.034	0.019	0.690

La hojarasca en total presenta 5 taxones con un  $p$ -valor<0.05 frente a 4 del sedimento y la *Chara sp.*, y 3 con un  $p$ -valor<0.1 frente a 2 del sedimento y 1 de la *Chara sp.*





**Figura 5.** Histograma de barras para la media de cada taxón estudiado para cada uno de los sustratos en función del factor peces. · p-valor < 0.1; \* p-valor < 0.05.

Entre los diferentes taxones estudiados los efectos son diferentes. En la mayoría de los casos sus abundancias descienden en presencia de los peces como es el caso de *Radix sp.*, cuyas poblaciones están muy afectadas por la presencia de peces y prácticamente desaparecen, o *Baetis spp.*.

El resto de diferencias significativas que se han obtenido son de depredadores: *Coenagrionidae* es significativo en hojarasca y *Chara sp.* y, aunque estadísticamente, no lo sea en el sedimento, no se encontraron individuos; *Laccobius sp.* tampoco se encuentra en presencia de peces aunque sólo sea significativo en *Chara sp.* y, *Stictonectes sp.* y *Tanypodinae* son significativos en hojarasca y sedimento, aunque no aparecen individuos de *Stictonectes sp.* en la *Chara sp.*.

Para *Caenis sp.* se observa la situación contraria, sus poblaciones aumentan en presencia de peces (aunque el p-valor obtenido no sea significativo).

En general, las poblaciones de invertebrados grandes, como los depredadores, son las más afectadas, y los pequeños parecen obtener refugio entre la *Chara sp.* ya que sus densidades disminuyen menos o incluso aumentan.

## **4. DISCUSIÓN**

### **4.1. Efecto de los barbos sobre la comunidad de macroinvertebrados.**

Nuestra hipótesis inicial era que los barbos tienen un efecto importante sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Los resultados obtenidos la corroboran. En las figuras obtenidas con el MDS (fig. 2 y 3) se observa un patrón claro que separa los datos en función de la presencia o ausencia de los peces mejor que en función de los sustratos. Muchos artículos ya habían obtenido las mismas conclusiones (Crowder & Cooper, 1982; Mittelbach, 1988; Gillian *et al.*, 1989; Power, 1990; Diehl, 1992; Rodriguez-Lozano *et al.*, 2012a), aunque hay otros que han encontrado poco efecto (Allan, 1982) o que no encuentran relación debido, principalmente, a cuestiones metodológicas (Zimmerman & Vondracek, 2007; Blanchet *et al.*, 2008).

Aunque el factor principal son los peces, mediante el análisis estadístico del conjunto de datos totales se puede afirmar que los sustratos también tienen influencia en la composición de la comunidad. En función de los dos factores principales, peces y sustratos, se ve modificada la abundancia y la riqueza específica, esto indica que tanto entre los tres sustratos estudiados como entre los dos tramos la comunidad tiene una composición diferente, es decir, que existe algún factor que la modifica. Por una parte hay diferencias entre la heterogeneidad ambiental entre los tres sustratos que permiten el establecimiento de un número de individuos y un número de taxones diferentes en algunos de ellos o en todos (Murdoch *et al.*, 1972; Crowder & Cooper, 1982). Por otra parte, la presencia de peces que pueden depredar más sobre un tipo de organismos que sobre otros y/o en diferente medida en los diferentes sustratos y esto puede generar diferencias en comparación con el tramo que no presenta peces (Power, 1992).

### **4.2. Efecto de los barbos en los sustratos.**

Respecto a la segunda hipótesis, al analizar cada sustrato por separado se observa que en los tres sustratos la presencia de peces ha modificado la composición de la comunidad de macroinvertebrados pero, la hojarasca presenta más cambios, la abundancia de individuos no es significativamente diferente entre peces y en ausencia de ellos, aunque presenta una media inferior cuando los peces están presentes, esto se ha observado en algunos estudios (Wilkenmann *et al.*, 2011) en los que los diferentes parámetros de las comunidades cambian pero no sus abundancias, una

explicación coherente es que si se produjera una depredación muy intensa, que reduzca mucho la biomasa total, puede provocar una sobreexplotación de la comunidad. Sí que se ven modificadas las riquezas y los índices de biodiversidad, que descienden también en presencia de peces. En cuanto al sedimento y la *Chara sp.* los índices de biodiversidad son prácticamente iguales. Por tanto, los peces no tienen un efecto tan notable en estos sustratos como en la hojarasca. Esto se puede deber a que los peces no depredan tanto sobre estos sustratos porque los visiten menos o porque, como podría pasar en la *Chara sp.*, la depredación en este ambiente no sea tan efectiva (Compte *et al.*, 2011) como en la hojarasca.

La hojarasca es el sustrato donde más diferencias significativas hay entre la abundancia de los taxones, todas corresponden a descensos en la abundancia de determinados taxones causadas por los peces, es decir, la media de estas abundancias siempre es inferior en el tramo con peces, pero hay algunos taxones que no sufren un descenso de sus abundancias (como por ejemplo *Caenis sp.*). Esto puede ser debido a que las presas tengan una biomasa y una producción elevada y el efecto de los depredadores sobre ellas no se detecta (Flecker & Allan, 1984). En otros casos se ha señalado que, en presencia de peces, las densidades de algunos macroinvertebrados aumentan, esto puede ocurrir debido a ventajas indirectas, mediadas por los peces, que incrementan su supervivencia (Sih *et al.*, 1985; Bechara *et al.*, 1993). Por ejemplo, si el pez incide en un depredador de otros macroinvertebrados, estos, al verse liberados de parte de la presión de depredación (si no son comidos por los peces) pueden aumentar su abundancia y biomasa. Cuando más de una especie de depredadores está presente, como ocurre en nuestro caso, que hay diversos invertebrados depredadores, cada uno puede influir en la eficiencia de depredación del otro como consecuencia en los cambios de comportamiento del depredador o de sus presas (Sih *et al.*, 1998; Werner & Peacor, 2003; Wilkenmann *et al.*, 2011).

Al analizar por separado la matriz de datos total en función del factor peces, es decir, por un lado los datos para el tramo que presenta peces y por otro los del que no presenta peces comprobamos que los peces modifican mucho la composición de la comunidad, ya que en el tramo en el que están presentes todos los parámetros analizados se han modificado, en contraste con el tramo que no presenta peces, en el que sólo hay diferencias significativas en cuanto a la riqueza y al índice de equidad de Pielou. Esto es consecuencia de que el efecto de los barbos sobre los sustratos es

diferente ya sea por depredación o por cambio del comportamiento de las posibles presas.

#### **4.3. Efectos en los taxones.**

En cuanto a los taxones que son significativamente diferentes *Baetis spp.* disminuye su abundancia en presencia de peces en todos los sustratos e incluso en el sedimento y la hojarasca no se ha encontrado ningún individuo cuando los barbos están presentes. En algunos artículos se discute y se ha llegado a la conclusión de que esto puede ser un falso negativo de efecto de la depredación (Wilkenmann *et al.*, 2011), esto puede ocurrir en algunos taxones como *Baetis spp.* que presentan una gran movilidad y son capaces de modificar su comportamiento en presencia de los peces, el resultado que obtenemos no se debe sólo a que son depredados, sino que en presencia de ellos modifica su comportamiento e incrementa sus tasas de desplazamiento (Forrester, 1994) moviéndose a zonas donde los peces no estén presentes o encuentre refugio como podría pasar en la *Chara sp.* en nuestro caso. En experimentos en los que los peces no estaban presentes físicamente y se añadía el olor este comportamiento también ha sido observado (McIntosh *et al.*, 1998). Por el contrario, Cooper y colaboradores (1990) sugieren que en los taxa con gran movilidad como *Baetis spp.* es más difícil observar un efecto significativo de la presencia de un depredador si las tasas de desplazamiento no son restringidas, debido a que su tasa de recolonización del espacio puede ser mayor a su tasa de desaparición por depredación.

*Radix sp.* sufre una fuerte reducción de sus poblaciones llegando a desaparecer de la hojarasca y el sedimento. Hay estudios (Ahlgren & Brönmark, 2012) que han atribuido este descenso a efectos indirectos, en presencia de peces modifica su comportamiento y se desplaza a zonas que ofrecen más refugio, pero si hay también en el medio depredadores invertebrados reduce este comportamiento, y esto los hace más vulnerables a los peces. Por otra parte, la mayoría de los individuos de *Radix sp.* identificados en las muestras eran de tamaño pequeño y, tal vez, los peces se estén alimentando de ellos. No se han estudiado las diferencias en el tamaño de los organismos, pero sería interesante ya que, como se ha dicho en la introducción, los peces son depredadores de tamaño selectivo (Mittelbach, 1988) y el tamaño de las presas puede ser seleccionado en función de los costes y beneficios que supone su captura y manipulación (Rodríguez-Lozano *et al.*, 2012b).

El resto de diferencias significativas que se han obtenido son de depredadores: Coenagrionidae, *Laccobius sp.*, *Stictonectes sp.* y Tanypodinae. Hay estudios que han sugerido que la presencia y riqueza de los principales depredadores, en este caso los barbos, afectan a la diversidad de los macroinvertebrados depredadores (Blois-Heulin *et al.*, 1990; Nilsson *et al.*, 2008), esto podría explicar porque estos taxones se han visto modificados. Además, como los peces pueden ser selectivos en función del tamaño (Mittelbach, 1988), puede que depreden más sobre los macroinvertebrados depredadores más grandes. Esto se ha estudiado con los odonatos (Morin, 1984) y explicaría los resultados para Coenagrionidae. En cuanto a Tanypodinae, es más vulnerable a los peces porque es un grupo con especies de gran tamaño y móvil (Mousavi *et al.*, 2002).

*Caenis sp.*, aunque no sea significativo, presenta medias de su abundancia más altas en presencia de peces en todos los sustratos. Esto se puede deber a que sean capaces de detectar a los depredadores y adoptar estrategias que les permitan sobrevivir, e incluso aumentar su abundancia, en presencia de los peces. Ciertos experimentos han demostrado que en presencia de peces algunos efemerópteros son capaces de reducir sus tasas de dispersión y, que éstos, tienden a permanecer en el sustrato para reducir el riesgo de depredación (Bechara *et al.*, 1993). Es probable que *Caenis sp.* adopte esta estrategia, además, la presencia de placas sobre las branquias puede hacer que los barbos no detecten el movimiento de éstas cuando estén enterrados en el sedimento incluso aunque estén en movimiento.

A la vista de estos resultados los peces depredan en los tres sustratos pero tienen un mayor efecto sobre la hojarasca, tal como habíamos predicho en nuestra hipótesis. En *Chara sp.*, parece probable que la población de peces al estar formada por individuos pequeños (que son los que pueden penetrar entre los talos del alga), pueda alimentarse de los organismos que viven en las macrófitas sin que éstas supongan un impedimento, de forma que los refugios físicos que proporcionan serían menos eficientes (Compte *et al.*, 2011) que si el tamaño de los peces fuera superior. Pero hay algunos taxones que parece que sean menos depredados aquí, como Chironomini que construye tubos para protegerse (Mousavi *et al.*, 2002) y puede que debido a que los barbos no se alimentan directamente de ellos pero sí de otros depredadores que han desaparecido, haya sido liberado de una parte de la presión por depredación. *Mystacides sp.* y *Onychogomphus sp.* incrementan su abundancia en *Chara sp.* y también en la hojarasca, aunque los resultados para ellos no son significativos. Al ser

los peces pequeños quizás no tengan posibilidad de depredar sobre macroinvertebrados de tamaño más grandes.

Se han podido establecer algunas relaciones entre los resultados obtenidos y las causas que los pueden provocar pero las comunidades naturales se estructuran mediante relaciones muy complejas entre los diferentes individuos que las componen. A lo largo de toda la red trófica pueden aparecer diferentes interacciones que incluso pueden modificar el comportamiento de una tercera especie en principio no relacionada. En este estudio se mide el efecto que pueden tener los peces o el tipo de sustrato en la composición de la comunidad de macroinvertebrados pero, pueden haber otros factores que no hayamos considerado *a priori*, que modifiquen las abundancias de los diferentes macroinvertebrados bentónicos como la facilitación o la interferencia entre predadores (Nilsson *et al.*, 2006), la competencia (Morin, 1995; Kotler & Holt, 1989; Gurevitch, 2000), la depredación de los posibles competidores o “intraguild predation” (Schneider & Brose, 2013) u otros. Aunque los resultados del experimento son claros y queda demostrado que los peces tienen un efecto importante sobre la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados de las pozas de la riera de Castelló.

## 5. CONCLUSIONES

Los peces modifican la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Su presencia en uno de los tramos hace que todos los parámetros estimados sean modificados significativamente respecto al otro tramo. Pero el efecto de depredación no es igual para todos los taxones que forman la comunidad, unos son depredados en mayor medida que otros. Los resultados demuestran que los barbos pueden ser selectivos a la hora de elegir sus presas y que éstas, a su vez, pueden tener comportamientos para evitar ser depredados.

El efecto de depredación que ejercen los peces es diferente entre sustratos. En la hojarasca provocan más cambios en la comunidad de macroinvertebrados que en el sedimento y la *Chara sp.*. Se puede deber, como ya se ha dicho en la introducción, a que los barbos se alimentan principalmente de detritívoros y por contacto con el bentos. A pesar de la influencia del sustrato en la composición de la comunidad de macroinvertebrados, nuestros resultados muestran que la presencia de peces es más influyente que el tipo de sustrato.

Aunque se pueda presuponer un efecto menor en la *Chara sp.* debido a la estructura que presenta (que puede beneficiar a las presas ofreciendo refugios) la comunidad de peces de la riera de Castelló se alimenta también en este sustrato, posiblemente por el tamaño de sus individuos que son pequeños y podrán nadar y alimentarse entre las macrófitas.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecer a Narcís Prat y María Rieradevall la oportunidad de realizar este trabajo y, sobre todo, poder haber aprendido un poco más sobre los ríos, por su interés, predisposición para resolver dudas y su ayuda incluso en momentos difíciles. A todos los miembros de grupo de F.E.M. (Freshwater Ecology and Management) del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona, por su colaboración. A Raúl Acosta por su ayuda en la identificación. A Pau Fortuño por enseñarme la riera de Castelló y prestarme su ayuda siempre que la he necesitado. Especialmente a Pablo Rodríguez porque sin su ayuda no habría podido completar el trabajo. Y a los familiares y amigos que me han apoyado.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

Agencia Catalana del Agua. Documentos de las bases técnicas de la planificación de la cuenca del Besós. Documentos disponibles en; [http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/publicacions/espais\\_fluvials/pefcat/pefbesos/bases\\_tecnicas\\_besos.htm](http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/publicacions/espais_fluvials/pefcat/pefbesos/bases_tecnicas_besos.htm)

Ahlgren, J. & Brönmark, C. (2012). Fleeing towards death – leech-induced behavioural defences increase freshwater snail susceptibility to predatory fish. *Oikos* 121: 1501–1506.

Allan, J.D. (1982). The effects of reduction in trout density on the invertebrate community of a mountain stream. *Ecology* 63:1444-1455.

Anderson, O. (1984). Optimal foraging by largemouth bass in structured environments. *Ecology* 65:85 1-861.

Bechara, J.A.; Moreau, G. & Hare L. (1993). The Impact of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) on an Experimental Stream Benthic Community: The Role of Spatial and Size Refugia. *Journal of Animal Ecology* Vol. 62, No. 3, pp. 451-464.

Blanchet, S.; Loot, G. & Dodson, J.J. (2008). Competition, predation and flow rate as mediators of direct and indirect effects in a stream food chain. *Oecologia* 157, 93–104.

- Blois-Heulin, C.; Crowley, P.H.; Arrington, M. & Johnson, D.M. (1990). Direct and indirect effects of predators on the dominant invertebrates of two freshwater littoral communities. *Oecologia* 84: 295-306.
- Compte, J.; Gascón, S.; Quintana, X.D. & Boix D. (2011). Fish effects on benthos and plankton in a Mediterranean salt marsh. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 409, 259–266.
- Cooper, S.D.; Walde, S.J. & Peckarsky, B.L. (1990). Prey Exchange Rates and the Impact of Predators on Prey Populations in Streams. *Ecology* Vol. 71, No. 4, pp. 1503-1514.
- Crowder, L.B. & Cooper, W.E. (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63:1802-1813.
- Dahl, J. & Greenberg, L.A. (1998). Effects of fish predation and habitat type on stream benthic communities. *Hydrobiologia* 361: 67–76, 1998.
- Diehl, S. (1992). Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* 73, 1646–1661.
- Diputación de Barcelona. Xarxa de Parcs Naturals. Documentos disponibles en; <http://www.diba.cat/parcsn/parcs/index.asp?Parc=4>
- Flecker, A.S. & Allan, J.D. (1984). The importance of predation, substrate and spatial refuge in determining lotic insect distributions. *Oecologia* 64, 306-313.
- Forrester, G.E. (1994). Influence of predatory fish on the drift dispersal and local density of stream insects. *Ecology* 75: 1208–1218.
- Gilinsky, E. (1984). The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology* 65:455-468.
- Gilliam, J.F.; Frase, D.F. & Sabat, A.M. (1989). Strong effects of foraging minnows on a stream benthic community. *Ecology* 70:445-45.
- Gurevitch, J.; Morrison, J.A. & Hedges L.V. (2000). The Interaction between Competition and Predation: A Meta-analysis of Field Experiments. *The American Naturalist* Vol. 155, No. 4, pp. 435-453.
- Hixon, A.M. & Menge, B.A. (1991). Species Diversity: Prey Refuges Modify the Interactive Effects of Predation and competition. *Theoretical Population Biology* 39, 178-200.
- Holomuzki, J.R.; Feminella, J.W. & Power, M.E. (2010). Biotic interactions in freshwater benthic hábitats. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29(1):220–244.
- Instituto Cartográfico de Cataluña.
- Kotler, B.P. & Holt, R.D. (1989). Predation and Competition: The Interaction of Two Types of Species Interactions. *Oikos* Vol. 54, No. 2, pp. 256-260.

- Kraiem, M.M. (1996). The diet of *Barbus callensis* (Cyprinidae) in northern Tunisia. *Cybium* vol. 20, no1, pp. 75-85.
- Mas-Martí, E; Garcí-Berthou, E.; Sabater, S.; Tomanova, S. & Muñoz I. (2010). Comparing fish assemblages and trophic ecology of permanent and intermittent reaches in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 657:167–180.
- McIntosh, A.R.; Townsend, C.R. (1996). Interactions between fish, grazing invertebrates and algae in a New Zealand stream: a trophic cascade mediated by fish-induced changes to grazer behaviour? *Oecologia* 108:174–181.
- McIntosh, A.R.; Peckarsky, B. & Taylor B.W. (1999). Rapid size-specific changes in the drift of *Baetis bicaudatus* (*Ephemeroptera*) caused by alterations in fish odour concentration. *Oecologia* 118:256 ± 264.
- McPeek, M.A. (1990). Determination of species composition in the *Enallagma* damselfly assemblages of permanent lakes. *Ecology* 71:83-98.
- Merritt & Cumins. 2<sup>a</sup> edición. An introduction to the aquatic insects of America.
- Mittelbach (1988). Competition among refuging sunfishes and effects of fish density on littoral zone invertebrates. *Ecology* 69:614-623.
- Morin, P.J. (1984). The impact of fish exclusion on the abundance and species composition of larval odonates: results of short-term experiments in a North Carolina farm pond. *Ecology* 65:53-60.
- Morin, P.J. (1995). Functional Redundancy, Non-Additive Interactions, and Supply-Side Dynamics in Experimental Pond Communities. *Ecology* Vol. 76, No. 1, pp. 133-149.
- Mousavi, S.K.; Sandring, S. & Amundsen, P.A. (2002). Diversity of chironomid assemblages in contrasting subarctic lakes - Impact of fish predation and lake size. *Archiv fur Hydrobiologie* 154 (3) , pp. 461-484.
- Murdoch, W.W.; Evans, F.C. & Peterson, C.H. (1972). Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* 53: 819-829.
- Mutambue, S. (1996). Biologie et écologie de *Barbus holotaenia*, boulenger, 1904, du bassin de la rivière Iuki (ZAÏRE). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 340 : 25-41.
- Nieser, N.; Baena, M.; Martinez-Avices, J. & Millán, A. (1994). Claves para la identificación de los heterópteros acuáticos (nepomorfa & gerromorpha) de la Península Ibérica.
- Nilsson, E.; Hertonsson, P.; Stenberg, M.; Brodersen, J.; Olsson, K.; Stenroth, P.; Lakowitz, T.; Brönmark, C.; Nyström, P. & McIntosh, A.R. (2006). Facilitation and interference among three predators affect their consumption of a stream-dwelling mayfly. *Freshwater Biology* 51, 1507–1514.

- Nilsson, E.; Olsson. K.; Persson, A.; Nyström, P; Svensson, G. & Nilsson, U. (2008). Effects of stream predator richness on the prey community and ecosystem attributes. *Oecologia* 157:641–651.
- Pianka, E.R. (1967). On lizard species diversity: North American flatland deserts. *Ecology* 48:333-351.
- Piria, M.; Treer, T.; Anicic, I.; Safner, R. & Odak, T. (2005). The Natural Diet of Five Cyprinid Fish Species. *Agriculturae Conspectus Scientificus* Vol. 70. No. 1 (21-28).
- Power, M.E. (1990). Effects of fish in river food webs. *Science* 250:811-814.
- Power, M.E. (1992). Habitat Heterogeneity and The Functional Significance of Fish in River Food Webs. *Ecology* Vol. 73, No. 5, pp. 1675-1688.
- Rieradevall, M.; Bonada, N. & Prat, N. (1999). Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, NE Spain). *Limnetica* 17: 45-56.
- Rodriguez-Lozano, P.; Verkaik, I.; Rieradevall, M. & Prat, N. (2012a). Fish autocracy: power loss of macroinvertebrate and algal demos after barbel reintroduction. Oral communication. Louisville (Kentucky, U.S.A.). Society for Freshwater Science Annual Meeting.
- Rodriguez-Lozano, P.; Verkaik, I.; Rieradevall, M. & Prat, N. (2012b). What's for lunch? Density-dependant diet or high selectivity food choice of *Barbus meridionalis*? Oral communication. Guimaraes (Portugal). XVI Congress of the Iberian Association of Limnology.
- Sansoni, G. (1992). Atlante per il reconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani. 2<sup>a</sup> edición.
- Schneider, F.D. & Brose, U. (2013). Beyond diversity: how nested predator effects control ecosystem functions. *Journal of Animal Ecology* 82, 64–71.
- Sih, A.; Crowley, P.; McPeek, M.; Petranka, J.W. & Strohmeier, K. (1985). Predation, competition and prey communities: a review of field experiments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16:269-311.
- Sih, A.; Englund, G. & Wooster, D. (1998). Emergent impacts of multiple predators on prey. *TREE* vol. 13, no. 9.
- Tachet, H.; Richoux, P.; Bournand, M. & Usseglio-Platera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions.
- Vieira, R. (2000). Las larvas de los tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera). Tesis doctoral.
- Werner, E.E. & Peacor S.D. (2003). A Review of Trait-Mediated Indirect Interactions in Ecological Communities. *Ecology* Vol. 84, No. 5, pp. 1083-1100.

Winkelmann, C.; Hellmann, C.; Worischka, S.; Petzoldt, T. & Benndorf, J. (2011). Fish predation affects the structure of a benthic community. *Freshwater Biology* 56, 1030–1046.

Zimmerman, J.K.H. & Vondracek, B. (2007). Brown trout and food web interactions in a minnesota stream. *Freshwater Biology* 52, 123–136.

## ANEXOS

### - Taxones identificados.

Acariformes	<i>Hydropsyche sp.</i>
<i>Aeshna sp.</i>	<i>Hydroptila sp.</i>
<i>Ancylis sp.</i>	<i>Laccobbius sp.</i>
<i>Pelophylax perezi</i> (renacuajo)	Leptophlebiidae
<i>Atherix sp.</i>	<i>Lymnaea sp.</i>
<i>Atrichops sp.</i>	<i>Lype sp.</i>
<i>Baetis spp.</i>	<i>Mystacides sp.</i>
Gasterópodo no identificado	<i>Nebrioporus sp.</i>
<i>Caenis sp.</i>	Nematoda
Ceratopogoninae	Ninfa díptero
<i>Chalcolestes sp.</i>	<i>Notonecta sp.</i>
Chironomini	Oligochaeta
Coenagrionidae	<i>Onychogomphus sp.</i>
Copepoda	<i>Orthetrum sp.</i>
<i>Cordulegaster sp.</i>	Orthocladiinae
Culicinae	Orthocladiinae ( <i>Corynoneura sp.</i> )
<i>Dixella sp.</i>	Ostracoda
<i>Dryops sp.</i>	<i>Peltodytes sp.</i>
<i>Dugesia sp.</i>	<i>Porhydrus sp.</i>
Forcipomyiinae	Prosimiliini
<i>Galba sp.</i>	<i>Psidium sp.</i>
<i>Gammarus sp.</i>	<i>Radix sp.</i>
<i>Glossiphoniidae sp.</i>	<i>Riolus sp.</i>
<i>Gyraulus sp.</i>	<i>Stictonectes sp.</i>
<i>Habrophlebia sp.</i>	Stratiomyidae
Haliplidae	<i>Sympetrum sp.</i>
<i>Hebrus sp.</i>	Tabanidae
Hemerodromiinae	Tanypodinae
<i>Hydra sp.</i>	Tanytarsini
<i>Hydrometra sp.</i>	<i>Tinodes sp.</i>