

**UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**



**E.T.S. DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS**

**DPTO. DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE**

**GRUPO DE EMISARIOS SUBMARINOS E HIDRÁULICA AMBIENTAL**

**T E S I S   D O C T O R A L**

**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**

**Presentada por: MARIO ÁLVAREZ CABRIA**

**Dirigida por: JOSÉ BARQUÍN ORTIZ**

**JOSÉ A. JUANES DE LA PEÑA**

Santander, Noviembre de 2009



*En recuerdo de mi madre*



## *Agradecimientos*

---

Bueno, pues finalmente, parece que ya casi está. Con la entrega de esta memoria se cierra una etapa de mi vida, una etapa exigente y en cierto modo espartana, pero también una etapa intensa y apasionante.

Para poder llegar al día de hoy me he tenido que apoyar en multitud de gente que, de una otra manera, ha colaborado profundamente en la realización de esta tesis. Desde el punto de vista científico debo reconocer el trabajo realizado por mis directores. A Pepe Barquín le he de agradecer su infinita dedicación y entrega, además de su empeño por hacerme evolucionar día a día, soportando mis inseguridades y ayudándome a superarlas. Así mismo, quiero dar las gracias a José Juanes por la confianza que depositó en mí desde el primer día y sobre todo, por las palabras de ánimo que tuvo conmigo en los momentos en que las cosas no salían como era de esperar. Igualmente, diversos compañeros y colaboradores realizaron aportaciones sin las cuales no hubiera sido posible llevar a cabo parte de esta memoria. Así, Tom Snelder aportó una ayuda inestimable en el desarrollo de los análisis estadísticos empleados en el segundo capítulo. Igualmente, Luis Pedraz realizó un arduo trabajo de SIG que ayudó en la elaboración de dicho capítulo. También quiero agradecer los apuntes que Rusell Death, Nuria Bonada y otros revisores anónimos realizaron sobre el texto y las técnicas empleadas, con lo que ayudaron a mejorar la calidad final de esta memoria. Finalmente, he de agradecer el apoyo de todos mis compañeros de departamento, recordando especialmente a Kiko Peñas, Diego Fernández y Pepe Barquín (no sólo como director, también como compañero de trinchera), con los que me he visto en situaciones de todos los colores.

Desde el punto de vista personal la ayuda ha sido, si cabe, mayor. Quiero agradecer a toda mi familia el haber permanecido siempre como una piña, en los buenos y en los malos momentos. Especialmente gracias a mis amigos, a los buenos amigos, a mi abuela, a mi hermano Jorge, a Ana y a sus hijos, que son mis sobrinos, por los buenos momentos que me hacen pasar. Gracias a Luisa, la compañera perfecta para navegar por la vida, gracias por comprenderme y aguantarme cada día con más paciencia que el día anterior y gracias por querer venir conmigo al fin del mundo (¡que suerte tuve de encontrarme contigo!). Finalmente, GRACIAS a mis padres, gracias con mayúsculas porque todo lo que soy os lo debo a vosotros. Por ese motivo, esta tesis y cualquier otro logro que consiga en la vida es más vuestro que mío.



# - Índice -

<b>1- Capítulo I. Introducción general</b>	<b>1</b>
1.1 <i>Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadoras de la calidad del medio fluvial</i> .....	4
1.1.1 Interferencia de la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados en el proceso de valoración de las masas de agua fluviales.....	7
1.1.2 Interferencia de la variabilidad temporal de las comunidades de macroinvertebrados en el proceso de valoración de las masas de agua fluviales.....	9
1.1.3. Selección de métricas adecuadas para la evaluación de la integridad de las comunidades de macroinvertebrados.....	10
1.2 <i>Variabilidad espacio-temporal en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos fluviales</i> .....	12
1.2.1. Condiciones hidráulicas.....	14
1.2.2. Estructura y composición del sustrato.....	16
1.2.3. Recursos tróficos.....	18
1.2.4. Características físico-químicas del agua.....	20
1.2.5. Características ambientales de los ríos de Cantabria.....	23
1.3. <i>Objetivos y estructura de la presente tesis</i> .....	26
<b>2- Capítulo II. Desarrollo y validación de un sistema de clasificación para los ríos de Cantabria</b>	<b>29</b>
<i>Introducción</i> .....	31
<i>Material y métodos</i> .....	33
<i>Resultados</i> .....	45
<i>Discusión</i> .....	60
<i>Conclusiones</i> .....	70
<b>3- Capítulo III. Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en una cuenca Cantábrica. El caso de la cuenca del Río Pas</b>	<b>71</b>
<i>Introducción</i> .....	73
<i>Material y métodos</i> .....	75
<i>Resultados</i> .....	80
<i>Discusión</i> .....	91
<i>Conclusiones</i> .....	98

<b>4- Capítulo IV. Efectos del microhábitat en la distribución de los macroinvertebrados en tramos afectados y no afectados por efluentes orgánicos</b>	<b>99</b>
<i>Introducción</i> .....	101
<i>Material y métodos</i> .....	103
<i>Resultados</i> .....	109
<i>Discusión</i> .....	124
<i>Conclusiones</i> .....	131
<b>5- Capítulo V. Variabilidad estacional de diversas métricas de macroinvertebrados en una cuenca Cantábrica. Análisis de su sensibilidad frente a diferentes gradientes de presión</b>	<b>133</b>
<i>Introducción</i> .....	135
<i>Material y métodos</i> .....	136
<i>Resultados</i> .....	140
<i>Discusión</i> .....	147
<i>Conclusiones</i> .....	154
<b>6- Capítulo VI. Síntesis</b>	<b>155</b>
<b>7-Bibliografía citada</b>	<b>162</b>





*CAPÍTULO I*

***Introducción general***



## **Introducción general**

Mediante el término "macroinvertebrado bentónico" se identifica a cualquier animal no vertebrado que cuenta con un tamaño superior a 500  $\mu\text{m}$  y que, además, mantiene una relación directa con el lecho acuático al menos durante alguna etapa de su ciclo vital (Hauer y Resh, 2006). Los macroinvertebrados bentónicos aparecen en la práctica totalidad de los ecosistemas acuáticos continentales. Aunque algunos de ellos son más característicos de los ecosistemas lacustres, como es el caso del género de cladóceros *Leptodora*, la gran mayoría de macroinvertebrados se desarrollan de forma mayoritaria en los cursos superficiales de agua corriente (Hynes, 1970). Debido a que las comunidades de macroinvertebrados están compuestas por una gran cantidad de grupos que presentan requerimientos tróficos muy heterogéneos, su actividad influye de manera determinante en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales. Así, las comunidades de macroinvertebrados están compuestas por descomponedores, herbívoros y predadores, por lo que constituyen un vínculo fundamental entre las diversas fuentes de energía que aparecen en los ecosistemas fluviales y los predadores superiores (Allan, 1995). Determinados macroinvertebrados, junto con otros organismos microbianos (i.e. hongos y bacterias) favorecen la descomposición de la materia vegetal muerta que llega al medio fluvial desde el medio terrestre adyacente (e.g. madera u hojarasca) o que se origina en el propio cauce del río (e.g. algas o macrófitos), facilitando su particulado y posterior mineralización. Igualmente, los macroinvertebrados también son capaces de consumir organismos autótrofos, principalmente mediante el raspado de perifiton y la perforación de macrófitos. Por lo tanto, los macroinvertebrados son capaces de transformar diversas fuentes de energía disponibles en el medio fluvial en tejido animal, el cual queda a disposición de los niveles tróficos superiores (e.g. otros macroinvertebrados o peces; Giller y Malmqvist, 1997).

Además de por su importancia en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, las comunidades de macroinvertebrados han sido muy estudiadas debido a que presentan una gran diversidad biológica y permiten elaborar, desarrollar y testar diferentes modelos ecológicos sobre las interacciones entre las comunidades biológicas y las características ambientales que dominan el medio (Allan, 1984; Allan, 1995; Hynes, 1970). En las últimas décadas, el estudio de las comunidades de macroinvertebrados se ha incrementado como consecuencia de su aplicación como organismos bioindicadores dentro del proceso de evaluación de la calidad del medio fluvial, ya que mediante el análisis de la composición taxonómica y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados se puede llegar a determinar el grado de afección producido por diversas perturbaciones antrópicas (Loeb y Spacie, 1994).

## 1. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadoras de la calidad del medio fluvial

Debido al gran incremento que la población humana ha experimentado a nivel mundial, junto a los fuertes cambios socioculturales asociados, el consumo de agua dulce ha aumentado de manera considerable en las últimas décadas. Como ejemplo, se puede citar el estudio realizado por Newson (1994), quien concluye que el consumo de agua ha pasado de los 50 litros consumidos por persona y día en el medio rural, a los 400 litros por persona y día que se consumen actualmente en las grandes ciudades. Si a esta cifra se le añade la demanda industrial y agrícola, se puede considerar que, actualmente, el consumo de agua por persona y día en una ciudad de un país occidental se dispara hasta alcanzar los 1800 litros, lo que podría equivaler al 20% del agua dulce corriente disponible en el planeta (Pimentel *et al.*, 1997). El problema de la creciente demanda de agua potable se agrava, además, a causa de los severos impactos que las actividades humanas generan sobre las cuencas fluviales y los propios ríos, lo que conlleva a procesos de salinización, sedimentación, eutrofización y polución del agua, como consecuencia de la entrada, puntual o difusa, de diversos elementos contaminantes en el cauce. Más recientemente, también se ha puesto de manifiesto la alteración que sufren los ecosistemas fluviales como consecuencia de las diversas presiones físicas que conllevan la pérdida y fragmentación del hábitat fluvial (encauzamientos, regulaciones de caudal, eliminación del bosque de ribera etc.), así como los daños ecológicos generados por la introducción y expansión masiva de organismos exóticos.

Como consecuencia, la concienciación de la sociedad se ha incrementado con respecto a los problemas que conllevan la degradación de los ecosistemas fluviales, reflejándose, además, en un cambio en la política ambiental que se traduce en que ya no se legisla exclusivamente para evitar la degradación de la calidad del agua, sino que además, se hace especial hincapié en mantener y mejorar el estado global de los ecosistemas acuáticos. De este nuevo enfoque nace el término "estado ecológico", mediante el cual se engloban los diversos componentes de los ecosistemas acuáticos, a través de una perspectiva en la que se tienen en consideración diferentes aspectos ecológicos a distintas escalas espaciales y temporales. Así, la valoración del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos se ha convertido en la piedra angular de la legislación relacionada con el agua en todo el mundo (e.g. *the U.S. Clean Water Act*, *the Canadian Protection Act* o la Directiva Marco del Agua en Europa).

Como pone de manifiesto la Directiva Marco del Agua (en adelante DMA; 2000/60/EC) la valoración del estado ecológico de los cursos de agua continentales en Europa conlleva la evaluación de la integridad de todos los componentes propios del ecosistema fluvial, como son: las comunidades biológicas, las características físico-químicas del agua y los elementos hidromorfológicos del ecosistema. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos han sido seleccionados por la DMA como uno de los grupos de organismos más relevantes a la hora de valorar la integridad del estado ecológico de las masas de agua fluviales, ya que han demostrado ser buenos bioindicadores de la calidad del medio al cumplir con los requisitos deseados (Bonada *et al.*, 2006a; EEA, 2003):

- Sensibilidad: Las comunidades de macroinvertebrados proporcionan una respuesta cuantificable frente a diferentes perturbaciones específicas del medio, como la contaminación de agua y las alteraciones hidrológicas y geomorfológicas.
- Selectividad: En función del empleo de diferentes índices, el análisis de las comunidades de macroinvertebrados aporta resultados específicos frente a diversos tipos de perturbación.
- Validez científica: Las respuestas que muestran las comunidades de macroinvertebrados frente a las diversas perturbaciones antrópicas han sido ampliamente descritas desde el punto de vista científico. Igualmente, dichas respuestas también han sido validadas en términos estadísticos.
- Fiabilidad: El análisis de las comunidades de macroinvertebrados proporciona unos niveles de incertidumbre conocidos y aceptables.
- Rentabilidad: El uso de las comunidades de macroinvertebrados como bioindicadores aporta una gran cantidad de información en relación al esfuerzo empleado (económico, temporal, personal, etc.).
- Simplicidad: Las metodologías diseñadas para trabajar con las comunidades de macroinvertebrados generan resultados fácilmente aplicables e interpretables, permitiendo un uso generalizado y estandarizado.

- Comparabilidad: Igualmente, dichos resultados se pueden comparar en ámbitos geográficos muy amplios, permitiendo comparaciones inter-territoriales.
- Capacidad de predicción: El uso de los macroinvertebrados como bioindicadores permite establecer modelos capaces de predecir el efecto de diferentes presiones antrópicas.

Éstas son las principales razones por las cuales, en las últimas décadas, un gran número de metodologías y métricas se han desarrollado en todo el mundo, y más concretamente en Europa, para la monitorización biológica de los ecosistemas fluviales mediante el uso de las comunidades de macroinvertebrados (e.g. AQEM, 2002; Buffagni *et al.*, 2006).

Sin embargo, aunque el uso de las comunidades de macroinvertebrados como bioindicadoras para valorar el estado ecológico de las masas de agua fluviales presenta múltiples ventajas, también plantea diversos inconvenientes. Principalmente se pueden destacar dos problemas esenciales:

1. La estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados no sólo varían a causa de la afección ejercida por los impactos de origen antrópico, sino que, además, también muestran amplias variaciones espaciales y temporales como consecuencia de la variabilidad natural que presentan las condiciones ambientales en los ecosistemas fluviales. En ocasiones, la gran variabilidad natural que presentan las comunidades de macroinvertebrados no permite utilizar el mismo criterio para evaluar las comunidades presentes en dos tramos fluviales diferentes, así como en dos épocas distintas, generando un cierto grado de incertidumbre en los procesos de evaluación de la calidad del medio fluvial (Loeb y Spacie, 1994).
2. Una de las condiciones más importantes a la hora de seleccionar un grupo de organismos bioindicadores es considerar la capacidad que muestran para discriminar entre los distintos tipos de impactos antrópicos que aparecen en el medio. Actualmente, las presiones antrópicas que afectan al medio fluvial se pueden agrupar en dos grandes bloques, las que afectan a la calidad del agua y las que generan alteraciones en los elementos hidromorfológicos fluviales. Por lo tanto, los métodos que se utilicen para valorar el estado ecológico de las masas de agua fluviales deben ser sensibles a las distintas alteraciones que aparecen sobre las masas de agua. Con este objetivo, se han propuesto diferentes métricas para valorar la calidad del agua (e.g. Cao *et al.*, 1996; Graca y Coimbra, 1998) y las condiciones hidromorfológicas del medio (e.g. Lorenz *et al.*, 2004b) mediante el análisis de las comunidades de macroinvertebrados. Previamente a su utilización, todos estos métodos deben ser testados en el área de aplicación para poder examinar la

respuesta que ofrecen las comunidades de macroinvertebrados locales frente a las diversas perturbaciones antrópicas que se desean evaluar.

En ocasiones, como consecuencia de la amplia variabilidad que muestran las comunidades de macroinvertebrados, así como por la aplicación de metodologías inadecuadas para valorar el estado ecológico, se pueden generar dos tipos de errores no deseados (Downes *et al.*, 2002):

- *Error tipo I:* Se genera cuando la variabilidad natural de las comunidades de macroinvertebrados y/o la aplicación de métodos inadecuados para la valoración de las masas de agua fluviales enmascara los efectos de una perturbación de origen antrópico, por lo que dicha perturbación no se detecta pese a estar presente.
- *Error tipo II:* Se produce cuando la variabilidad natural de las comunidades de macroinvertebrados y/o la aplicación de métodos inadecuados para la valoración de las masas de agua fluviales conlleva a un diagnóstico erróneo, mediante el cual se detecta una perturbación de origen antrópico sin que ésta exista.

Diversos estudios se han centrado en realizar diferentes propuestas metodológicas para evitar que se den estas situaciones y no se generen conclusiones erróneas en el proceso de valoración del estado ecológico, así como en otros sistemas de evaluación de impacto ambiental mediante el uso de comunidades biológicas. A continuación se tratarán los inconvenientes citados de manera más detallada.

### *1.1. Interferencia de la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados en el proceso de valoración de las masas de agua fluviales*

Para solventar el problema que genera la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados es esencial realizar una clasificación adecuada de los ecosistemas fluviales. Mediante esta clasificación se obtienen agrupaciones, denominadas clases o tipologías, dentro de las cuales se puede asumir que las comunidades de macroinvertebrados muestran una estructura y composición similar, para, posteriormente, poder comparar las comunidades de una determinada masa de agua objeto de valoración con las comunidades de referencia características de su misma clase o tipo. En este sentido, se han propuesto dos marcos metodológicos para la clasificación de los ecosistemas fluviales:

1. El enfoque *top-down*, mediante el cual los ecosistemas fluviales se dividen en diferentes grupos en función de las variables ambientales que los caracterizan (Sánchez-Montoya *et al.*, 2007; Verdonschot y Nijboer, 2004).
2. El enfoque *bottom-up*, mediante el cual se realiza una clasificación de los ecosistemas fluviales en función de la distribución de las comunidades biológicas (e.g. macroinvertebrados, peces) para, posteriormente, generar modelos utilizando las variables ambientales que caracterizan los diferentes tramos de río que se pretenden clasificar. Por lo tanto, esta metodología utiliza tanto variables ambientales como información taxonómica (Heino *et al.*, 2003; Lorenz *et al.*, 2004a).

La DMA propone dos sistemas para abordar el proceso de clasificación o tipificación de los ecosistemas fluviales: el Sistema A y el Sistema B. El Sistema A parte de la división de Europa en ecorregiones (*sensu* Illies y Botosaneanu, 1963). Posteriormente, este sistema permite clasificar los ríos de cada ecorregión atendiendo exclusivamente a 3 variables ambientales (altitud, tamaño y geología). Mediante el Sistema B la clasificación fluvial se realiza atendiendo a 5 variables ambientales (latitud, longitud, altitud, tamaño y geología) las cuales se pueden completar con otras variables ambientales opcionales (anchura, profundidad, forma del valle, distancia al nacimiento, u otras; Comisión Europea, 2000). La mayoría de estudios realizados para la definición de clases fluviales en España han concluido que las clases obtenidas mediante el Sistema B reflejan de manera más fidedigna las diferencias entre las distintas clases de ríos, pues el uso de diversas variables hidrológicas y climáticas, excluidas en el Sistema A, aporta mayor robustez a los resultados (Munné y Prat, 2004). Sin embargo, numerosos estudios realizados en España y otros países han concluido que el enfoque *top-down* aporta, de manera general, tipologías que se corresponden muy débilmente con las comunidades de macroinvertebrados presentes en las distintas clases resultantes (Frissell *et al.*, 1986; Sánchez-Montoya *et al.*, 2007; Snelder *et al.*, 2007).

Los modelos *bottom-up* pretenden resolver este problema mediante la combinación de información biológica y ambiental. Estos modelos se construyen mediante el análisis de las comunidades biológicas (e.g. macroinvertebrados) y de las variables ambientales presentes en los puntos de referencia, o escasamente impactados, con el objetivo de maximizar la discriminación entre las clases fluviales y las comunidades biológicas (Clarke *et al.*, 2003; Snelder *et al.*, 2007). El objetivo final de estos modelos es poder predecir qué comunidad de macroinvertebrados aparecerá en un determinado punto en función de las características ambientales del mismo. Finalmente, la valoración de un determinado punto se podrá realizar analizando la similitud entre la comunidad de macroinvertebrados observada y la esperada (*ratio* O/E). Dentro del marco metodológico *bottom-up* se han propuesto diferentes procedimientos. El *River Invertebrate Prediction and Classification System* (RIVPACS) puede considerarse como la primera propuesta *bottom-up*



realizada en Europa (Moss *et al.*, 1987). Derivados del pionero RIVPACS, se han propuesto otros métodos aplicados a distintas regiones de Europa (MEDPACS; Poquet *et al.*, 2009) así como en otras partes del mundo (Australia; AUSRIVAS; Simpson y Norris, 2000).

### *1.2. Interferencia de la variabilidad temporal de las comunidades de macroinvertebrados en el proceso de valoración de las masas de agua fluviales*

Las comunidades de macroinvertebrados muestran amplias variaciones temporales en relación a los diversos factores ambientales que caracterizan una determinada cuenca o masa de agua. Dentro de estos cambios se pueden diferenciar dinámicas intra-anales (estacionales) e inter-anales. Las primeras suelen seguir patrones cíclicos y direccionales, los cuales son relativamente predecibles, ya que están principalmente determinados por la variación estacional que sigue el clima. Sin embargo, las segundas son menos predecibles debido a que suelen derivar de fenómenos generados a una escala mayor, los cuales no siguen un patrón cíclico tan definido (Reynoldson y Wright, 2000 ).

La variación temporal de las comunidades de macroinvertebrados puede interferir en el proceso de evaluación del estado ecológico de las masas de agua. Así, la variabilidad temporal de las comunidades de macroinvertebrados puede generar desviaciones en los resultados de las métricas seleccionadas para evaluar la integridad biótica de las mismas, además de ocasionar errores en los modelos predictivos mencionados anteriormente. La mayoría de autores que han abordado este problema proponen la adopción de 4 medidas concretas para minimizar los efectos que la variabilidad temporal de las comunidades de macroinvertebrados genera en el proceso de valoración de las masas de agua continentales.

1. Caracterizar las comunidades de macroinvertebrados en más de una ocasión al año. Diversos autores han puesto de manifiesto la ventaja de caracterizar la comunidad de macroinvertebrados en dos épocas con diferentes condiciones ambientales dentro de un mismo año, por ejemplo durante la época de caudal basal y en la época de crecidas, lo que permite conocer cómo responde la comunidad frente a un amplio rango de condiciones ambientales. Así, Furse *et al.* (1984) observan que las bases de datos que cuentan con información de diferentes épocas generan resultados más robustos de categorización y predictibilidad de las comunidades que aquéllas que tan sólo cuentan con datos de una única época por año. Otros autores como Ormerod (1987) u Sporka (2006) también manifiestan las ventajas de trabajar con bases de datos que contengan información de varias épocas dentro de un mismo año.

2. Caracterizar siempre la comunidad de macroinvertebrados en la misma época del año. En ocasiones, los elevados costes que generan los planes de monitorización no permiten tomar datos de campo más que en una ocasión al año. En estos casos, la toma de datos de campo se debe realizar siempre en la misma época del año, para que la comparación entre muestras sea suficientemente efectiva. Para ello, es necesario identificar cuál es la época del año en la que los cambios generados por las presiones antrópicas en las comunidades de macroinvertebrados son más notables y por lo tanto más fáciles de identificar.
3. Seleccionar métricas o índices con escasa variabilidad temporal mediante las cuales se obtengan diagnósticos robustos independientemente de la época del año en la que hayan obtenido los datos de campo. En los últimos años se han realizado numerosos trabajos que examinan la variabilidad estacional de diversas métricas (Leunda *et al.*, 2009; Sporka *et al.*, 2006; e.g. Zamora-Muñoz *et al.*, 1995), sin embargo, estos estudios muestran resultados contradictorios para determinadas métricas en diferentes áreas de estudio (e.g. cuencas Templadas frente a cuencas Mediterráneas).
4. Desarrollar bases de datos que contengan información de diferentes años para determinar el grado de variabilidad inter-anual de las comunidades de macroinvertebrados en una determinada clase tipológica. Actualmente, hay muchos organismos gestores que no cuentan con bases de datos tan completas, por lo que esta posibilidad queda restringida a administraciones que cuenten con datos correspondientes a series que contemplen al menos, 10 años de información.

### *1.3. Selección de métricas adecuadas para la evaluación de la integridad de las comunidades de macroinvertebrados*

Otra de las cuestiones que se debe abordar a la hora de incorporar las comunidades de macroinvertebrados a los programas de monitorización biológica es la selección de las métricas adecuadas para evaluar la integridad de las comunidades analizadas.

Tradicionalmente, la mayoría de métricas o índices calculados mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados han sido diseñados para poder valorar los efectos que la polución orgánica genera sobre los cursos de agua continentales. Como ejemplo, se pueden citar el *Biological Monitoring Worky Party* (BMWP; Hellowell, 1978 ), el *Average Score per Taxon* (ASPT; Furse *et al.*, 1981) o el *Iberian Biological Monitoring Worky Party*, propuesto para España y Portugal a partir del BMWP (IBMWP; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988). Sin embargo, desde la implantación de la DMA en Europa, las métricas seleccionadas deben

cumplir el requisito esencial de ser sensibles a los efectos generados por cualquier tipo de impacto antrópico sobre el medio fluvial.

Este nuevo marco legislativo ha promovido la elaboración de un gran número de índices y métricas diseñados para evaluar los efectos que producen diversos impactos, como son: la acidificación del agua (Acid Classification Index; Baukmann, 2000), la regulación del caudal (LIFE; Extence *et al.*, 1999), la degradación de los elementos hidromorfológicos fluviales (GFI; Lorenz *et al.*, 2004b) o la alteración producida por los usos intensivos de cuenca (GASCI; Maloney y Feminella, 2006). Muchas de estas métricas se han diseñado con el objetivo de ser aplicables a determinadas áreas geográficas o países, como es el caso del anteriormente mencionado IBMWP, el *Danish Stream Fauna Index* propuesto para Dinamarca (DSFI; Skriver *et al.*, 2000) o el *Belgium Biotic Index* (BBI; de Pauw y Vanhooren, 1983) para Bélgica. En cambio, otras métricas se han propuesto para ríos de una determinada tipología o entidad, como el *Mayfly Average Score* (MAS; Buffagni, 1997) propuesto para grandes ríos no vadeables, o el *Small Stream Risk Score* (SSRS; EPA, 2005) principalmente diseñado para valorar ríos de cabecera. De igual modo, también se han desarrollado índices multimétricos con el objetivo de poder ser aplicados en un amplio rango geográfico y que, además, puedan ser capaces de detectar y valorar, de forma correcta, cualquier tipo de alteración presente en el medio, ya sean alteraciones que afecten a la calidad del agua o a los elementos físicos que conforman el ecosistema. De entre éstos cabe destacar el *Intercalibration Common Metric invertebrate* (ICMi; Buffagni *et al.*, 2006) propuesto como índice multimétrico de intercalibración en Europa.

Por lo tanto, hoy en día se cuenta con un elevado número de índices (sencillos y multimétricos) lo cual, en ocasiones, puede generar cierta confusión a la hora de decantarse por la elección de uno u otro. La selección final se debe realizar sobre aquellas métricas que muestren una mejor relación con las presiones que se desean valorar en las masas de agua sobre las que se van a ejercer los programas de evaluación de calidad. Cuando no se dispone de una información previa es necesario realizar estudios rigurosos que permitan seleccionar las métricas que aportarán los resultados más robustos a los procesos de evaluación de las masas de agua fluviales. Mediante estos estudios previos también se valorarán otras cuestiones de interés, como la variabilidad temporal de las métricas candidatas o la eficiencia que las mismas muestran con respecto al coste de los programas, poniendo especial interés en la resolución taxonómica necesaria para su cálculo.

Para solventar los problemas que se originan al analizar las comunidades de macroinvertebrados como indicadoras de la integridad biótica en los procesos de evaluación de la calidad del medio fluvial, se debe invertir un esfuerzo considerable en el estudio de su ecología. De esta manera se puede determinar cómo los

macroinvertebrados bentónicos responden a los gradientes de variabilidad natural. Mediante estos estudios se puede discernir la variabilidad de la comunidad que es debida a los cambios naturales y la que se genera como consecuencia de los efectos ocasionados por un determinado impacto antrópico.

## 2. Variabilidad espacio-temporal en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos fluviales

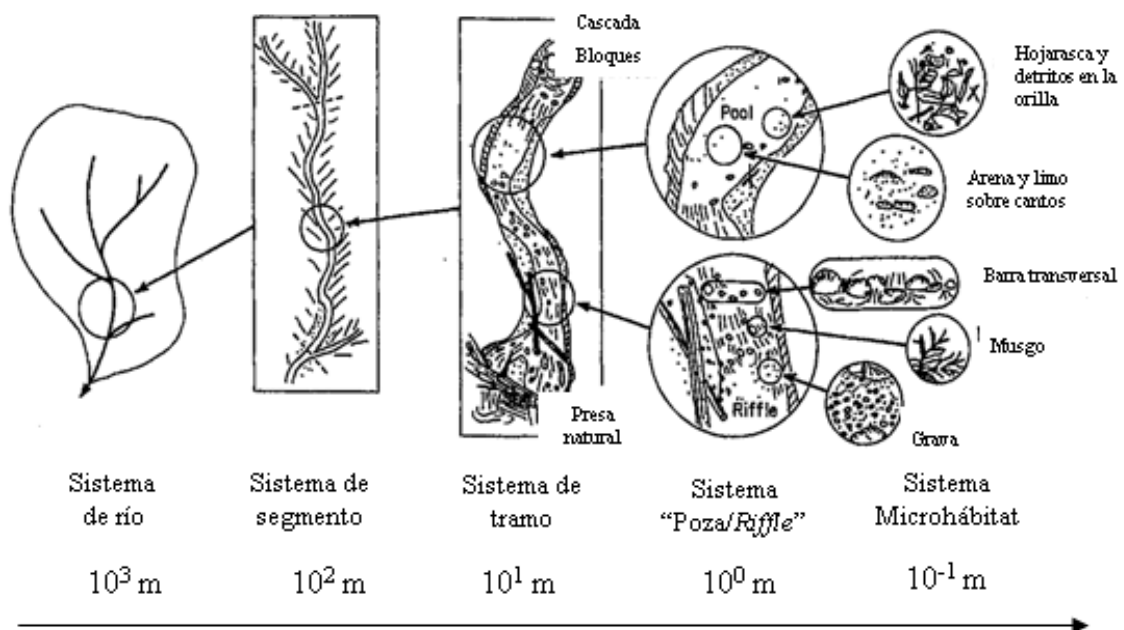
Una de las principales cuestiones que se debe analizar a la hora de abordar el estudio ecológico de una determinada comunidad biológica es el grado de variabilidad que ésta muestra tanto a nivel espacial como temporal (Huston, 1994). Igualmente, es necesario conocer las dinámicas que siguen los factores que determinan la composición taxonómica y la estructura de una comunidad biológica e identificar las escalas espaciales y temporales a las que actúan (Ricklefs y Miller, 1999).

En este contexto, el estudio de la variabilidad de las comunidades biológicas se ha abordado desde diferentes perspectivas. En la primera mitad del siglo XX, partiendo de los modelos propuestos por Lotka (1925) y Volterra (1926), el estudio de la variabilidad de las comunidades biológicas se centró en las interacciones establecidas entre los distintos componentes de la propia comunidad (modelo de interacción depredador-presa o modelo de competencia intraespecífica) señalando, por tanto, a los factores bióticos como los más determinantes en el modelado de la dinámica de las comunidades biológicas (Hastings, 2008). Sin embargo, en las últimas décadas del siglo XX y primera del XXI, la mayoría de modelos e hipótesis se decantan por los factores abióticos o ambientales como los más influyentes a la hora de determinar las dinámicas que siguen las comunidades biológicas. Como ejemplo, se pueden citar la *Intermediate Disturbance Hypothesis* (Connell, 1978), el *Habitat Template Model* (Poff y Ward, 1990) o la *Dynamic Equilibrium Hypothesis* (Huston, 1994). Por lo tanto, parece que la estructura y composición de las comunidades biológicas están influenciadas por las interacciones establecidas por un conjunto de factores ambientales y biológicos que actúan conjuntamente sobre las distintas poblaciones que forman una determinada comunidad (Schluter y Ricklefs, 1993). Así, al centrarse en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos propias de los ecosistemas fluviales, se debe tener en cuenta tanto la propia variabilidad de los factores ambientales, como las relaciones que se establecen entre los distintos miembros de estas comunidades.

Debido a la gran complejidad y heterogeneidad de condiciones que presentan los ecosistemas fluviales, sus características ambientales se pueden analizar desde diferentes escalas espaciales, que comprenden desde el nivel de las partículas que forman el lecho, hasta las distintas cuencas presentes en una determinada área geográfica. Igualmente el estudio de la temporalidad fluvial comprende distintas escalas, diferenciando dinámicas geológicas (+ 1000 años), históricas (100-1000), contemporáneas (1-100 años), estacionales (< 1 año) e incluso nictimerales (<24 horas).

Frissell *et al.* (1986), conscientes de la gran variabilidad de condiciones que presentan los ecosistemas fluviales, proponen un sistema para acometer su estudio mediante el establecimiento de cinco niveles espaciales jerarquizados (Figura 1.1). Este sistema se ha tomado como base para abordar la variabilidad fluvial por diversos autores (Giller y Malmqvist, 1997; Hildrew y Giller, 1994; Poff y Ward, 1990) siendo propuesto por Poff y Ward (1990) como un sistema adecuado para el estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

Numerosos estudios que han abordado la variabilidad de las comunidades de macroinvertebrados, tanto a nivel espacial como temporal, indican que la dinámica establecida por los elementos físicos del ecosistema, en los distintos niveles jerárquicos planteados, determina en gran medida la variabilidad de éstas (Poff y Ward, 1990). A continuación se describirán de forma más detallada los factores más influyentes en la variabilidad de las comunidades de macroinvertebrados, tanto a nivel espacial como temporal.



**Figura 1.1.** Esquema de la organización fluvial jerárquica adaptado de Frissell (1986).

## 2.1. Condiciones hidráulicas

### 2.1.1. Variabilidad espacial en las condiciones hidráulicas

Las variaciones de las condiciones hidráulicas en el medio fluvial afectan a la distribución de los macroinvertebrados de forma directa, seleccionando taxones con diferentes requerimientos hidráulicos, e indirecta, alterando otras características del hábitat físico que a su vez también influyen en la distribución de los macroinvertebrados, como son la composición del sustrato o la distribución de los recursos tróficos.

Diversos autores han descrito cómo la distribución de los macroinvertebrados bentónicos varía en función de distintas variables hidráulicas, dentro de las cuales cabe destacar el número de *Froude*, el número de *Reynolds* o el *shear stress*, las cuales indican el grado de estrés hidráulico que el caudal ejerce sobre los organismos bentónicos. De forma general, numerosos estudios muestran resultados coincidentes con respecto a los requerimientos hidráulicos que muestran diversos grupos taxonómicos, por lo que se puede conocer cómo el estrés hidráulico influye en la distribución de los mismos. Por ejemplo, se ha observado que la abundancia de la familia de dípteros Simuliidae incrementa en puntos donde la velocidad del agua aumenta (Eedy y Giberson, 2007; Sagnes *et al.*, 2008; Wetmore *et al.*, 1990). Resultados similares se han descrito para el género de tricópteros *Hydropsyche* (Sagnes *et al.*, 2008; Stepenuck *et al.*, 2008) o para la familia de efemerópteros Heptageniidae (Allan, 1995; Sagnes *et al.*, 2008), por lo que estos taxones se consideran predominantemente reofílicos. Por otra parte, se ha descrito que la mayoría de moluscos siguen el patrón contrario, mostrando predilección por hábitats más lénticos, donde el estrés hidráulico es menor (Extence *et al.*, 1999; Lysne y Koetsier, 2006; Merigoux y Doledec, 2004). Los macroinvertebrados característicos de zonas reófilas suelen presentar adaptaciones anatómicas y morfológicas para resistir el estrés que el caudal ejerce sobre ellos. Entre estas adaptaciones cabe destacar: el aplanamiento dorso-ventral del cuerpo, que permite a los macroinvertebrados adherirse a las partículas presentes en el lecho (Giller y Malmqvist, 1997); la reducción del tamaño corporal y la pérdida de apéndices, lo que les permite reducir la fricción que el flujo ejerce sobre sus cuerpos, reflejándose en un descenso en el número de *Reynolds* al que se ven sometidos (Sagnes *et al.*, 2008); o el desarrollo de estructuras anatómicas, que les permiten fijarse al sustrato, como ventosas (Blephariceridae) o microganchos (Simuliidae; Merritt y Cummins, 1996).

Sin embargo, los estudios que describen el comportamiento del conjunto de la comunidad de macroinvertebrados en relación a las condiciones hidráulicas, aportan, en ocasiones, resultados contradictorios. Por ejemplo, Brooks *et al.* (2005) tras analizar la microdistribución de los macroinvertebrados en *riffles* describen que

el número de *Reynolds*, el número de *Froude*, el *shear stress* y la velocidad del agua muestran correlaciones significativamente negativas con la densidad y el número de taxones de macroinvertebrados (valores más bajos en estas variables hidráulicas corresponden a mayor densidad y riqueza taxonómica). Por el contrario, Quinn y Hickey (1994) tras comparar las comunidades presentes en *riffles* y en zonas más lénticas reportan resultados contrarios, en los que las variables hidráulicas mencionadas se correlacionan positivamente con la abundancia y la riqueza de macroinvertebrados. Más allá, Sagnes *et al.* (2008) describen patrones contrarios entre el número de taxones de macroinvertebrados y el *shear stress* en diferentes épocas del año, concluyendo que el *shear stress* y el número de taxones muestran correlaciones positivas en primavera y negativas en otoño. Por lo tanto, parece que los patrones que siguen tanto la densidad como la riqueza de macroinvertebrados a nivel de microhábitat no están exclusivamente influenciados por las variables hidráulicas. Además, parece que la respuesta de la densidad y la riqueza de macroinvertebrados frente al estrés hidráulico también depende de la fase del ciclo vital en la que se encuentren los distintos taxones que componen la comunidad (Sagnes *et al.*, 2008).

Aunque la relación entre las condiciones hidráulicas y la distribución de los macroinvertebrados ha sido mayoritariamente estudiada a nivel de microhábitat, Statzner *et al.* (1988) también describen diferencias en la afección que el estrés hidráulico ejerce sobre las comunidades de macroinvertebrados entre tramos altos y medios de una misma cuenca. Estos autores encuentran que las comunidades de macroinvertebrados establecidas en dos *riffles* situados, respectivamente, en un tramo de cabecera y en un tramo medio de una misma cuenca no muestran la misma composición taxonómica. Los *riffles* que se describen en este estudio muestran características ambientales similares, así como una velocidad similar. Sin embargo, la mayor pendiente en el tramo de cabecera hace que el *shear stress* incremente hasta un 50% con respecto al tramo medio. El incremento del *shear stress* indica que la fuerza ejercida por el flujo sobre los macroinvertebrados se incrementa, seleccionando taxones más reofílicos en el tramo de cabecera, los cuales son capaces de minimizar las fuerzas ejercidas por el caudal.

### *2.1.2. Variabilidad temporal en las condiciones hidráulicas. El régimen hidrológico*

Temporalmente, las condiciones hidráulicas que caracterizan el hábitat fluvial en un determinado punto varían en función del régimen hidrológico que lo caracteriza. Diversos autores han concluido que la frecuencia y magnitud de las perturbaciones ocasionadas por eventos extremos en el caudal pueden considerarse como los elementos clave del régimen hidrológico a la hora de gobernar los cambios estacionales en las comunidades fluviales (Clausen y Biggs, 1997; Death y Winterbourn, 1995). En el caso de las cuencas Mediterráneas, la estructura y

composición de las comunidades de macroinvertebrados se ve ampliamente influenciada por la periodicidad y duración de las sequías (Bonada *et al.*, 2006b). Por el contrario, en el caso de los ríos templados, las crecidas del caudal se pueden considerar como los eventos que ejercen una mayor perturbación sobre las comunidades bentónicas, además de regular la dinámica de diversos recursos tróficos, así como la estabilidad y composición del sustrato (Scarsbrook y Townsend, 1993).

El papel que juegan las perturbaciones físicas sobre la abundancia y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados se puede analizar desde las predicciones establecidas por tres hipótesis ecológicas ampliamente descritas y testadas (e.g. Death y Winterbourn, 1995; Stutzner *et al.*, 1988).

- *The Equilibrium Model*. Modelo basado en la dinámica poblacional propuesta por Lotka y Volterra (McIntosh, 1985). Este modelo predice que las interacciones bióticas (competición y depredación) son más influyentes que los factores abióticos (perturbaciones) a la hora de estructurar las comunidades biológicas. *The Equilibrium Model* sólo parece ser apropiado para analizar las comunidades bentónicas en ríos muy estables y/o en épocas de gran estabilidad.
- *The Intermediate Disturbance Hypothesis* (Connell, 1978). Esta hipótesis predice que las comunidades biológicas alcanzan la mayor diversidad cuando el medio presenta niveles intermedios de perturbación, mientras que los niveles de diversidad más bajos se dan cuando el nivel de perturbación es elevado o muy escaso. Según esta hipótesis, la biodiversidad es escasa en medios estables debido a los procesos de exclusión competitiva que ejercen las especies dominantes. De igual manera, en los medios caracterizados por presentar elevados niveles de perturbación sólo se pueden desarrollar aquellos taxones capaces de tolerar los elevados valores de estrés ambiental generados por la alta inestabilidad del medio.
- *The Dynamic Equilibrium Hypothesis* (Huston, 1994). Esta hipótesis tiene en cuenta tanto los niveles de perturbación como los niveles de recursos tróficos disponibles en el medio. Así, *The Dynamic Equilibrium Hypothesis* propone que la máxima diversidad biológica se da cuando el medio presenta niveles intermedios tanto de perturbaciones como de recursos tróficos.

## 2.2. *Estructura y composición del sustrato*

Todos los macroinvertebrados bentónicos mantienen relación directa con el sustrato al menos durante alguna etapa de su ciclo vital. Los macroinvertebrados utilizan el sustrato para desplazarse, refugiarse o alimentarse, por lo que un cambio



en la composición del mismo conlleva cambios más o menos drásticos en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados.

El sustrato presente en el lecho de un río puede clasificarse atendiendo a su naturaleza, diferenciando partículas orgánicas e inorgánicas, así como en función del tamaño de partícula. De forma general, se puede concluir que hay una relación positiva entre el tamaño de partícula y la estabilidad de las mismas frente al estrés hidráulico y la velocidad del agua (Allan, 1995; Poff y Ward, 1990). Por lo tanto, como marco general para ríos con un marcado gradiente altitudinal, se puede considerar que el tamaño medio de la partícula disminuye con el incremento del orden del río, siguiendo una dinámica similar a la establecida por el estrés hidráulico. Así, en los tramos de orden bajo, característicos de áreas de montaña, el sustrato aparece dominado por bloques y cantos (300-64 mm. de diámetro), mientras que en las zonas cercanas a la desembocadura incrementa el porcentaje de arena y limo (<2 mm.; Allan, 1995). Este patrón espacial en la composición del sustrato juega un papel importante en la distribución longitudinal de los macroinvertebrados. En los segmentos intermedios la composición del sustrato suele ser más heterogénea que en las zonas de cabecera o los tramos bajos. La mayor diversidad en la composición del sustrato facilita la aparición de diversos grupos de vegetación asociada al cauce (musgos, algas, macrófitos etc.) y por tanto una mayor heterogeneidad del hábitat físico. Poff y Ward (1990) desarrollan el concepto del *Habitat Template Model* en comunidades lólicas. Estos autores proponen que una mayor heterogeneidad espacial en las condiciones hidráulicas y en la composición del sustrato proporciona una mayor diversidad de hábitats disponibles para los macroinvertebrados, lo que, a su vez, facilita el incremento del número de taxones que forman la comunidad. Además, el tamaño de las partículas que forman el lecho también ha sido ampliamente relacionado con la densidad de macroinvertebrados. Los resultados que aportan los diferentes estudios realizados no parecen determinar un patrón generalizado, ya que, mientras algunos estudios indican que la abundancia de macroinvertebrados se incrementa en presencia de sustratos predominantemente finos (Eedy y Giberson, 2007), otros autores describen el patrón contrario (Rabeni *et al.*, 2005).

Diversas características del sustrato, tales como el tamaño de partícula (Rabeni *et al.*, 2005), la estabilidad que muestra frente a las perturbaciones físicas (Death y Winterbourn, 1995; Imbert *et al.*, 2005), así como su heterogeneidad y complejidad estructural (Beisel *et al.*, 1998), no sólo muestran diferencias a nivel de cuenca, sino que también juegan un papel importante en la distribución de los macroinvertebrados entre los diferentes microhábitats que aparecen en un determinado tramo fluvial. Por ejemplo, Giller y Malmqvist (1997) proponen diferentes comunidades de macroinvertebrados para un mismo tramo fluvial en función del sustrato dominante en cada microhábitat. Sobre sustratos minerales describen diferencias notables entre las comunidades presentes en sustratos donde dominan las partículas gruesas, caracterizadas por la dominancia de efemerópteros,

plecópteros, tricópteros, gamáridos, así como de determinados dípteros y gasterópodos, y las comunidades que se desarrollan sobre sustratos finos, donde dominan oligoquetos, quironómidos, siálidos y algunos efemerópteros excavadores como el género *Ephemera*. De igual manera, en microhábitats donde el sustrato muestra una mayor complejidad estructural, como es el caso de los briofitos y las raíces de ribera, las comunidades de macroinvertebrados parecen alcanzar mayor diversidad y número de taxones (Beisel *et al.*, 1998) lo que también parece cumplirse en microhábitats que muestran una mayor heterogeneidad de condiciones físicas (Beisel *et al.*, 1998), aunque esta tendencia ha sido ampliamente discutida (ver la revisión hecha por Vinson y Hawkins, 1998)

## *2.3. Recursos tróficos*

### *2.3.1. Variabilidad espacial de los recursos tróficos*

La calidad y cantidad de los recursos tróficos es otro de los factores que determinan la distribución de los macroinvertebrados. Así, la disponibilidad de los distintos recursos tróficos presentes a lo largo del eje fluvial, junto con el análisis de otros factores, ha servido como base para elaborar el *River Continuum Concept* (RCC; Vannote *et al.*, 1980). Basándose en la teoría del equilibrio energético, el RCC propone que la distribución de los macroinvertebrados está ajustada al aprovechamiento máximo de los recursos disponibles en cada segmento de la cuenca y época del año. Aunque este modelo ha sido ampliamente revisado y discutido por otros autores (ver: Barmuta y Lake, 1982; Benda *et al.*, 2004; Statzner y Higler, 1985; Winterbourn *et al.*, 1981) se puede considerar que aporta un marco general adecuado para describir cómo la disponibilidad de recursos tróficos afecta a la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados a lo largo de un eje fluvial. Para analizar las comunidades de macroinvertebrados desde el punto de vista de los recursos tróficos es necesario clasificar a los macroinvertebrados en grupos funcionales de alimentación. Atendiendo a Merritt y Cummins (1996) se puede clasificar a los macroinvertebrados en: predadores, raspadores, colectores, filtradores, colectores-raspadores y fragmentadores.

La disponibilidad de recursos tróficos no sólo afecta a la distribución de los macroinvertebrados a nivel de cuenca, sino que también influye en su microdistribución dentro de un determinado tramo fluvial. Por ejemplo, numerosos estudios han analizado el papel que juegan los acúmulos de detritos vegetales en la microdistribución de los macroinvertebrados. Egglshaw (1964) describe relaciones positivas en la distribución de determinados taxones fragmentadores y colectores-raspadores y la presencia de detritos vegetales en el lecho del río. Igualmente, este autor también indica que la distribución de diversos taxones pertenecientes a otros grupos funcionales de alimentación no parece mostrar ninguna relación directa con

la presencia de detritos vegetales, descartando su uso como refugio. Reice (1980) obtiene resultados similares y observa que varios taxones fragmentadores incrementan en presencia de detritos vegetales, aunque, en contra de lo defendido por Egglisshaw, también apunta que taxones de otros grupos funcionales de alimentación aparecen asociados a los acúmulos de hojarasca independientemente de sus necesidades tróficas. Más allá, LeRoy y Marks (2006) no sólo determinan diferencias en las comunidades de macroinvertebrados en presencia o ausencia de acúmulos vegetales, sino que, además, analizan cómo la calidad nutricional de las diferentes hojas influye en la microdistribución de los macroinvertebrados. Estos autores concluyen que los acúmulos compuestos por hojas de diversas especies de árboles favorecen una mayor diversidad en la comunidad de macroinvertebrados frente a acúmulos compuestos exclusivamente por una determinada especie vegetal.

Igualmente, otros autores han analizado cómo la abundancia de perifiton influye en la microdistribución de los macroinvertebrados. Feminella y Hawkins (1995) realizan una completa revisión bibliográfica para determinar las interacciones establecidas entre los macroinvertebrados herbívoros y la abundancia de perifiton. Estos autores encuentran que el 85% de los experimentos examinados concluyen que la densidad de los herbívoros se incrementa de manera significativa en los tratamientos con mayor abundancia de perifiton. De igual manera el 93% de estos experimentos indican que el crecimiento de los herbívoros también es mayor en tratamientos con mayor abundancia de perifiton.

Estos resultados son ilustrativos de cómo la presencia y abundancia de los recursos tróficos puede ser determinante a la hora de analizar la microdistribución de diversos grupos funcionales de alimentación.

### *2.3.2. Variabilidad temporal de los recursos tróficos*

La distribución de los recursos tróficos no sólo varía espacialmente, ya que en un mismo punto la disponibilidad de los distintos recursos tróficos muestra cambios temporales. Por ejemplo, se ha descrito cómo la biomasa de perifiton se ve severamente afectada por las crecidas (Clausen y Biggs, 1997; Scarsbrook y Townsend, 1993), así como por la escasez de radiación solar (Izaguirre y Elósegui, 2005) por lo que se podría esperar que la biomasa de perifiton siguiese un claro patrón estacional en las cuencas Cantábricas, incrementándose en verano, una época caracterizada por la escasez de crecidas y el incremento de la radiación solar, para disminuir posteriormente hasta el invierno, estación que presenta el mayor número de crecidas, así como la menor radiación solar (Prego *et al.*, 2008). Por otro lado, en los ríos Cantábricos, la concentración de materia orgánica particulada gruesa (MOPG; >1mm) en el lecho alcanza los valores máximos entre otoño e invierno debido a la caída de la hoja (Pardo y Álvarez, 2006). Una vez pasada esta época la persistencia de MOPG en el río y su disponibilidad para los

macroinvertebrados depende del arrastre ejercido por el caudal, así como de la capacidad que presenta el lecho para retenerlo (Scarsbrook y Townsend, 1993). Por el contrario, la materia orgánica particulada fina (MOPF; <1mm) puede tener diferentes orígenes, aunque la mayor cantidad de MOPF se origina por la descomposición del propio MOPG. Wallace *et al.* (1991) describen que el transporte de MOPF depende principalmente de dos factores: la descomposición biológica del MOPG y las crecidas. Estos autores observan cómo las mayores concentraciones de MOPF en la columna de agua se dan tras las primeras crecidas después de la época estival. Este patrón parece estar determinado por el mayor almacenaje de MOPF en verano, como consecuencia de una mayor actividad biológica sobre el MOPG y un menor lavado tanto del lecho como de la cuenca en época de caudal basal. Posteriormente, las crecidas que aparecen tras el verano producen que el MOPF almacenado sea transportado en la columna de agua.

En este sentido, diversos estudios han analizado la distribución estacional de los grupos funcionales de alimentación en relación a la disponibilidad de los recursos tróficos. Hawkins y Sedell (1981) encuentran que la distribución estacional de los fragmentadores incrementa significativamente en otoño, coincidiendo con los mayores niveles de MOPG, mientras que los herbívoros también se relacionan significativamente con el patrón estacional establecido por la clorofila *a*. Por el contrario, ambos autores no encuentran ninguna relación entre la variabilidad estacional de los colectores y la concentración de MOPF. Basaguren *et al.* (1996), tras realizar un estudio similar, confirman la relación existente entre la distribución estacional del perifiton y los raspadores, mientras que matizan que la relación entre los niveles de MOPG y la abundancia de fragmentadores sólo es significativa en la zona baja de la cuenca estudiada. Por lo tanto, estos autores no encuentran tal relación en las zonas de cabecera, por lo que inciden en la importancia de analizar otros factores ambientales a la hora de estudiar la variabilidad estacional de los macroinvertebrados.

## *2.4. Características físico-químicas del agua*

### *2.4.1. Variabilidad espacial de las características físico-químicas del agua*

Las variaciones espaciales en las características físico-químicas del agua pueden producir fuertes cambios en las comunidades de macroinvertebrados (Chaves *et al.*, 2005). Estos cambios pueden deberse a gradientes longitudinales naturales o al efecto generado por las diversas actividades antrópicas que afectan a los cursos de agua. Los cambios en las condiciones físico-químicas del agua producidos como consecuencia de la actividad humana generan cambios más drásticos en las comunidades de macroinvertebrados que los debidos a la propia variabilidad natural del río (Azrina *et al.*, 2006; Ortiz *et al.*, 2005; Ortiz y Puig, 2007).

En cuencas naturales, poco afectadas por la polución antrópica, se puede considerar que la temperatura del agua, el pH y la concentración de nutrientes y sales disueltas (por lo tanto también la conductividad, alcalinidad y dureza del agua) se incrementan desde las zonas de cabecera hasta la desembocadura (Giller y Malmqvist, 1997). En ocasiones, estos cambios se pueden dar de manera más o menos brusca, producidos por la entrada de un curso de agua tributario con diferentes características fisico-químicas, aunque de forma general es una dinámica progresiva consecuencia de la adición gradual de iones provenientes del lavado de la cuenca. Los cambios longitudinales en la geología, la composición del suelo, el clima, la vegetación y las condiciones hidráulicas son los que más influyen a la hora de determinar la variabilidad longitudinal de las características fisico-químicas del agua en una cuenca sin afecciones antrópicas de consideración. Además, la variabilidad en las condiciones fisico-químicas del agua también determina la distribución de ciertos recursos tróficos, como la abundancia de perifiton (Izaguirre y Elósegui, 2005) o la concentración de hifomicetes (Graca, 2001).

Dentro de las características fisico-químicas del agua, la temperatura puede ser una de las variables más importantes a la hora de determinar la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados. Por ejemplo, Vannote y Sweeny (1980) proponen la *Thermal Equilibrium Hypothesis* como modelo para determinar cómo la variación en la temperatura, a diversas escalas espaciales y temporales, influye en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados. Ambos autores proponen que el rango de amplitud térmica al que se ven sometidos los distintos segmentos de una determinada cuenca fluvial, puede afectar a la capacidad de los mismos para acoger a un determinado número de taxones de macroinvertebrados, ya que su tolerancia a la temperatura puede ser relativamente heterogénea. Debido a que la amplitud termal a la que se ven sometidos los diferentes segmentos de una cuenca difiere en función de su localización, se espera que los macroinvertebrados presentes en dichos segmentos respondan a dicho patrón. La *Thermal Equilibrium Hypothesis* propone que un segmento que cuenta con un mayor rango de amplitud térmica tiene más capacidad para acoger a un mayor número de taxones de macroinvertebrados, mientras que en un segmento con menor rango aparecen menos taxones, con abundancias más elevadas, debido a que éstos se desarrollan en condiciones más cercanas a su óptimo de temperatura.

#### *2.4.2. Variabilidad temporal de las características fisico-químicas del agua*

Las dinámicas estacionales que siguen los factores ambientales que caracterizan una determinada cuenca fluvial generan, a su vez, cambios estacionales en las condiciones fisico-químicas del agua (Hynes, 1970). Diversos estudios han identificado dos periodos del año en los cuales las características fisico-químicas del agua varían de manera considerable: el periodo en el que el caudal presenta niveles

basales y el periodo de crecidas en el caudal (Elósegui y Pozo, 1994a; Giller y Malmqvist, 1997; Morais *et al.*, 2004).

En el periodo de caudal basal la capacidad de dilución del río disminuye, por lo que la concentración de diversos elementos se incrementa. Los componentes que se incrementan en época de caudal basal son aquellos que se generan por procesos fisico-químicos producidos en el propio cauce, así como aquéllos cuyo origen principal son los efluentes de origen humano (vertidos puntuales urbanos e industriales). En el primer caso, el ejemplo más característico es el de la conductividad. La conductividad natural del agua viene determinada por los procesos de disolución que el agua genera sobre el material presente tanto en el cauce como en la cuenca. En época de caudal basal la capacidad del río para diluir los materiales disueltos disminuye debido a que el caudal circulante es menor, lo que genera valores de conductividad más elevados. Este patrón ha sido observado en tramos relativamente prístinos (Elósegui y Pozo, 1994a) así como en tramos severamente enriquecidos por la actividad humana, donde la tendencia descrita se acentúa a causa del incremento de la carga orgánica (Morais *et al.*, 2004; Ortiz *et al.*, 2005). En segundo lugar, diversos componentes, utilizados como variables indicadoras de polución orgánica, que se incorporan mayoritariamente al río a través de vertidos puntuales, tales como diferentes tipos de microorganismos (coliformes o *Streptococcus*), también suelen presentar picos en la época de caudal basal como consecuencia de la escasa capacidad de dilución que presenta el río (GESHA, 2006). Sin embargo, otros elementos originados mayoritariamente por la actividad antrópica, como el amonio o los nitratos, no siempre siguen este patrón estacional (ver a continuación). Además, en época de caudal basal, el agua de los ríos templados también presenta una temperatura más elevada, como reflejo del incremento en la temperatura del aire, lo que unido a la ausencia de crecidas facilita el desarrollo de las comunidades vegetales propias del cauce (algas y macrófitos). El incremento de los productores primarios en el río también influye en los patrones que siguen diversas variables fisico-químicas, como la concentración de oxígeno disuelto y el pH. Así, el incremento de la actividad fotosintética en las horas de luz genera valores de pH más altos y mayores concentraciones de oxígeno disuelto en el agua, mientras que durante la noche ambas variables disminuyen como consecuencia de los procesos de respiración de toda la comunidad fluvial. Por lo tanto, en épocas de caudal basal, el pH y la concentración de oxígeno disuelto pueden presentar un amplio rango de variación nictimeral (Elósegui y Pozo, 1994b).

Durante el periodo de crecidas la capacidad de dilución del caudal incrementa, generando una homogeneización de las características fisico-químicas del agua a lo largo de todo el eje fluvial. Las primeras lluvias fuertes acontecidas tras el periodo de sequía generan un importante lavado de la cuenca, por el cual diversos elementos acumulados se incorporan de manera difusa, no puntual, al ecosistema fluvial. Así, el agua de escorrentía que llega a los cauces tras lavar la cuenca suele presentar elevadas concentraciones de nitratos y otros solutos

(Hornung y Reynolds, 1995), lo que genera que las concentraciones de diversos iones, tales como nitratos o amonio, así como la turbidez del agua del río se incrementen notablemente durante los primeros meses del periodo de lluvias y crecidas. Este patrón aparece atenuado en cuencas que conservan una masa forestal bien estructurada y un bosque de ribera bien conservado, debido a la gran capacidad que muestra la vegetación forestal y herbácea para retener la carga iónica que transporta el agua de escorrentía, así como para evitar la erosión de la cuenca y reducir los valores de turbidez en el agua.

## *2.5. Características ambientales de los ríos de Cantabria*

La presente tesis doctoral se ha desarrollado en los ríos presentes en la región de Cantabria, atendiendo fundamentalmente a los ejes que discurren al norte de la Cordillera Cantábrica y que desembocan en el Mar Cantábrico (Océano Atlántico; Figura 1.2), aunque también se han considerado los ríos que drenan hacia el sur.

Los ríos Cantábricos que discurren hacia el norte tienen recorridos relativamente cortos, siendo el Río Deva el que muestra una mayor longitud (65 km) y se caracterizan por presentar pendientes relativamente pronunciadas en las zonas de cabecera, quedando atenuadas en los tramos medios y bajos. Esto hace que el estrés hidráulico siga un patrón similar, disminuyendo aguas abajo (Basaguren *et al.*, 1996). Al sur de la Cordillera Cantábrica la pendiente de los ríos Camesa y Ebro no es tan acusada, por lo que el agua discurre con menor energía hacia el Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo, respectivamente.

El régimen hidrológico de los ríos Cantábricos es relativamente estable en comparación con la región Mediterránea. Así, mientras que en la región Mediterránea los cauces de los ríos acusan un fuerte estiaje durante buena parte del año (ríos intermitentes o ramblas; Sabater *et al.*, 2009; Sánchez-Montoya *et al.*, 2007), los ríos Cantábricos mantienen su caudal durante todo el año, aunque algunos tramos pueden quedar secos en verano por la infiltración del agua en el subsuelo. Los ríos Cantábricos estudiados presentan un régimen hidrológico caracterizado por un periodo con dominancia de caudal basal (Junio-October) seguido por un periodo de crecidas (Noviembre-Mayo; Prego *et al.*, 2008), aunque las tormentas estivales hacen que las crecidas se puedan dar en cualquier época del año (Elósegui *et al.*, 2002). Por el contrario, el régimen de los ríos Deva, en el norte de Cantabria y Camesa, Ebro e Híjar en el sur, tienen una mayor influencia nival, lo que favorece la presencia de crecidas en Mayo y Junio como consecuencia del deshielo.

Las características topográficas e hidráulicas de las cuencas Cantábricas favorecen que el tamaño de las partículas del lecho disminuya aguas abajo. Por otro

lado, los tramos de los Ríos Ebro y Camesa que discurren por Cantabria presentan un tamaño medio de partícula menor que las cuencas situadas al norte de la cordillera, mostrando mayores porcentajes de grava, arena y limo (GESHA, 2006), probablemente debido a que la menor pendiente y energía de flujo no favorece un lavado del cauce tan acusado como el que se da en las cuencas Cantábricas.

Las características físico-químicas del agua en Cantabria reflejan en cierta medida la existencia de determinadas zonas o cinturones calizos mostrando valores de conductividad superiores a otras cuencas templado Atlánticas de naturaleza predominantemente silíceas (Pardo y Álvarez, 2006). Igualmente, estos valores de conductividad son inferiores a los valores registrados en la mayoría de cuencas Mediterráneas (Sabater *et al.*, 2009). La mayoría de cuencas estudiadas muestran un progresivo enriquecimiento orgánico del agua desde las zonas de cabecera hacia las partes más bajas, lo cual probablemente refleja un patrón natural acentuado por el incremento poblacional que se da en la misma dirección, como se ha descrito en numerosos estudios realizados en éstas y otras cuencas (Elósegui y Pozo, 1994a; GESHA, 2006). Estacionalmente, las características físico-químicas del agua responden al régimen hidrológico. Durante el estío, en época de caudal basal, diversos parámetros físico-químicos incrementan su concentración como consecuencia de la menor capacidad de dilución (e.g. conductividad). Sin embargo, durante la época de crecidas incrementan los valores de turbidez por la incorporación al cauce de materiales provenientes del intenso lavado de la cuenca (Elósegui *et al.*, 1997; Prego *et al.*, 2008).

Finalmente, la variabilidad de los recursos tróficos en los ríos Cantábricos parece responder a la variabilidad de las condiciones ambientales descritas. Así, hay estudios que indican que la concentración de clorofila *a* en estos ríos incrementa en verano y otoño, favorecida por la mayor radiación solar y la escasez de crecidas (Izaguirre y Elósegui, 2005). También se ha descrito que la cantidad de MPOG incrementa en otoño e invierno como consecuencia de la caída de la hoja en el bosque de ribera y las masas forestales adyacentes (Pardo y Álvarez, 2006). Por el contrario, los ríos Mediterráneos suelen recibir mayor radiación solar (Sabater *et al.*, 2009) por lo que en estos ríos la producción autóctona incrementa con respecto a los ríos Templados, reflejándose en una mayor interacción planta-herbívoro. Sin embargo, los ríos Mediterráneos suelen contar con recursos vegetales alóctonos al cauce de menor calidad nutricional, lo que parece reflejarse en las menores densidades que los macroinvertebrados fragmentadores alcanzan en los ríos Mediterráneos con respecto a los Templados (Pardo y Álvarez, 2006). Además, en los ríos Cantábricos la entrada de compuestos orgánicos de origen antrópico es menor en comparación con otras cuencas ibéricas Mediterráneas, donde la actividad agrícola es mayor (Sabater *et al.*, 2009). En el caso de las cuencas estudiadas los mayores aportes de carga orgánica provienen de vertidos puntuales de origen urbano, así como de fuentes difusas relacionadas con la actividad ganadera (Elósegui *et al.*, 1997).





**Figura 1.2.** Principales ejes de las cuencas fluviales de la región de Cantabria.

### 3. Objetivos y estructura de la presente tesis

El conocimiento de la dinámica que siguen las comunidades de macroinvertebrados en las cuencas fluviales de Cantabria y su relación con las diversas variables ambientales que dominan el entorno fluvial es escaso. A excepción de la cuenca del Río Agüera, en la cual se han realizado numerosos estudios por parte del departamento de Ecología de la Universidad del País Vasco (Basaguren *et al.*, 1996; Basaguren y Riaño, 1994; Imbert *et al.*, 2005; Otermin *et al.*, 2002; e.g. Riaño *et al.*, 1993), no se han encontrado trabajos científicos que traten la variabilidad espacial y temporal de las comunidades de macroinvertebrados en otros ríos de Cantabria. Esta falta de conocimiento genera, a su vez, un alto grado de incertidumbre a la hora de trabajar con las comunidades de macroinvertebrados como bioindicadoras de la calidad del medio fluvial en Cantabria. Tan sólo Ortega (1986; 1990) ha tratado la calidad del agua en la red fluvial de Cantabria mediante la aplicación de índices bióticos calculados a partir de la comunidad de macroinvertebrados. Debido al gran avance que se ha producido en los últimos años con respecto al monitoreo biológico de las masas de agua fluviales mediante las comunidades de macroinvertebrados, estos trabajos han quedado obsoletos, por lo que surge la necesidad de aplicar y testar nuevos métodos y propuestas en los ríos de Cantabria.

El objetivo general de esta tesis doctoral es determinar el grado de variabilidad espacio-temporal que muestran las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en las cuencas fluviales de Cantabria, así como determinar los principales factores que originan esta variabilidad, con el fin último de aplicar dicho conocimiento a la mejora de los procedimientos de evaluación del estado ecológico atendiendo a las indicaciones de la Directiva Marco del Agua. Para alcanzar este objetivo general se plantearon cinco objetivos específicos:

1. Identificar los factores ambientales más importantes que determinan la variabilidad de las comunidades de macroinvertebrados en las cuencas fluviales de Cantabria, así como desarrollar y validar un sistema de clasificación para los ríos de Cantabria.
2. Identificar los principales factores que determinan los patrones de variación espacial de las comunidades de macroinvertebrados fluviales en una cuenca tipo de Cantabria.

3. Identificar los principales factores que determinan los patrones de variación estacional de las comunidades de macroinvertebrados fluviales en una cuenca tipo de Cantabria.
4. Determinar la influencia de los factores ambientales en los patrones de microdistribución que siguen las comunidades de macroinvertebrados en los ecosistemas fluviales Cantábricos.
5. Definir el efecto que ocasionan los vertidos orgánicos sobre las comunidades de macroinvertebrados en microhábitats con diferentes condiciones ambientales.
6. Seleccionar las métricas más adecuadas para valorar la integridad de las comunidades de macroinvertebrados en el proceso de evaluación del estado ecológico de las masas de agua fluviales en la región de Cantabria, así como determinar la época más propicia para realizar dicha valoración.

Para la consecución de estos objetivos se ha dividido la presente memoria en seis capítulos, de los cuales, los capítulos II, III, IV y V permitirán contrastar en su conjunto las diferentes hipótesis asociadas a los objetivos establecidos.

**Capítulo I.** Introducción general

**Capítulo II.** Desarrollo y validación de un sistema de clasificación para los ríos de Cantabria.

**Capítulo III.** Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en una cuenca Cantábrica. El caso de la cuenca del Río Pas.

**Capítulo IV.** Efectos del microhábitat en la distribución de los macroinvertebrados en tramos afectados y no afectados por efluentes orgánicos.

**Capítulo V.** Variabilidad estacional de diversas métricas de macroinvertebrados en una cuenca Cantábrica. Análisis de su sensibilidad frente a diferentes gradientes de presión.

**Capítulo VI.** Síntesis y Conclusiones

Cabe destacar que los contenidos de los capítulos III y V se corresponden con sendos artículos que se encuentran en fase final de aceptación (capítulo III) o de edición (capítulo V) en revistas incluidas en el JCR.

Capítulo III:

- Álvarez-Cabria, M., Barquín J. and Juanes, J. A. Macroinvertebrate community dynamics from a temperate European Atlantic river. *Hydrobiologia*.

Capítulo V:

- Álvarez-Cabria, M., Barquín J. and Juanes, J. A., 2010. Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? *Ecological Indicators* 10: 370-379.



## *CAPÍTULO II*

***Desarrollo y validación  
de un sistema de  
clasificación para los  
ríos de Cantabria***





## Introducción

La base para una adecuada gestión de los ecosistemas, la biodiversidad o los recursos naturales, pasa por el establecimiento de tipos ecológicos o agrupaciones de zonas geográficas que contengan unas características ambientales relativamente homogéneas (Margules y Pressey, 2000). Aunque la literatura utiliza los términos *clase* y *tipología* indistintamente, en el presente capítulo se ha decidido utilizar el término *clase* como sinónimo de tipología ecológica.

En el caso de los ecosistemas fluviales la red de drenaje se puede dividir en un número determinado de clases, las cuales representan un rango de valores ambientales que idealmente se corresponden con comunidades biológicas similares (Hawkins y Norris, 2000; Omernik, 1995). La capacidad de las clases para agrupar unidades que contengan comunidades con una composición taxonómica similar es primordial a la hora de establecer condiciones de referencia. Además, es aconsejable que la clasificación aporte un número adecuado de divisiones, las cuales puedan ser fácilmente identificables (Heino *et al.*, 2003; Munn *et al.*, 2009). De este modo, es necesario buscar el compromiso entre una adecuada discriminación de la variabilidad de las comunidades biológicas y un número de clases adecuado para la gestión, ya que el incremento sucesivo de clases suele estar asociado con un aumento de la discriminación biológica (Hawkins y Norris, 2000).

En las últimas décadas se han propuesto diferentes métodos de clasificación para los ecosistemas fluviales que han mejorado ostensiblemente la metodología de determinación de ecorregiones, la cual se ha venido utilizando preferentemente para la clasificación de los ecosistemas terrestres (Jenkins y Joppa, 2009). Estos métodos incluyen como unidades de clasificación áreas geográficas, indistintamente del tamaño y la jerarquía de la red de drenaje, obviando la posibilidad de utilizar segmentos fluviales o subcuencas de distinto tamaño y área de drenaje (e.g. *River Environmental Classification: REC*; Snelder *et al.*, 2004). De ahí que la división de la red de drenaje en unidades que atienden a la jerarquía espacial de los ecosistemas fluviales ha contribuido enormemente al avance de los sistemas de clasificación de estos ecosistemas. Este nuevo procedimiento de división, permite además, utilizar un sistema anidado de clases, el cual divide jerárquicamente a las clases en subclases de menor entidad, lo que refleja de una manera más fidedigna la organización espacial natural de los ecosistemas fluviales (Frissell *et al.*, 1986; Munné y Prat, 2004; Omernik, 1987; Snelder *et al.*, 2007). Aún utilizando estos avances, diversos estudios han encontrado que la correspondencia entre las comunidades biológicas y las clases fluviales no es suficientemente robusta en muchos casos (e.g. Frissell *et al.*, 1986; Sánchez-Montoya *et al.*, 2007; Snelder *et al.*, 2007).

Tradicionalmente los distintos métodos de clasificación han sido planteados a partir de dos enfoques metodológicos diferentes denominados aproximaciones *top-down* y *bottom-up*. Las tipologías *top-down* se basan en la idea de que las comunidades biológicas se organizan en función de determinadas variables ambientales denominadas "factores control" (e.g. Omernik, 1987). En cambio, los métodos *bottom-up* construyen las clases en función de grupos biológicamente similares y, posteriormente, utilizan la información ambiental para seleccionar los criterios que permitan maximizar la discriminación de las clases resultantes (Clarke *et al.*, 2003; Dodkins *et al.*, 2005; Lorenz *et al.*, 2004a; Snelder *et al.*, 2007).

Uno de los primeros planteamientos *top-down* fue utilizar las eco-regiones como criterio de clasificación. Las eco-regiones son unidades geográficas que se corresponden con regiones ambientalmente homogéneas, dentro de las cuales todos los cursos fluviales se agrupan en un mismo eco-tipo. Las eco-regiones presentan la ventaja de aportar clases o tipos fácilmente identificables y mapeables. Sin embargo, como se ha comentado anteriormente, no representan la diversidad estructural de los ecosistemas fluviales, ya que, por ejemplo, no discriminan entre tramos fluviales de distinto orden o con diferente pendiente. Partiendo de las eco-regiones, la Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000) propone el Sistema A de clasificación, mediante el cual los ecosistemas fluviales pertenecientes a una determinada eco-región se dividen en función de la altitud, el tamaño de cuenca y la geología. Además, la DMA también propone el Sistema B como otro sistema de clasificación alternativo, el cual cuenta con variables ambientales opcionales que completan las variables utilizadas en el Sistema A. Otra aproximación *top-down* que produjo un gran avance en la clasificación de los ecosistemas fluviales fue el mencionado REC (Nueva Zelanda; Snelder *et al.*, 2004). Esta metodología no sólo fue de las primeras en utilizar una red fluvial teórica, sino que, además, realizó el proceso de clasificación de los tramos fluviales atendiendo a una selección de variables organizadas jerárquicamente, de mayor a menor escala espacial, de acuerdo con el marco espacial teórico establecido para los ecosistemas fluviales (Frissell *et al.*, 1986). Sin embargo, tanto en el caso de la DMA como en el del REC, la selección de variables ambientales para realizar la clasificación es un tanto aleatoria y no siempre refleja la realidad de las comunidades biológicas, las cuales pueden estar afectadas en gran medida por otros factores (e.g. producción o competencia; Huston, 1994).

En este sentido numerosos autores han propuesto diferentes metodologías para la definición de clases fluviales atendiendo a aproximaciones *bottom-up*, es decir, estableciendo clases según la agrupación de los tramos fluviales por la similitud de las comunidades biológicas. Por ejemplo, Lorenz *et al.* (2004a) utilizaron métodos de ordenación para comparar la agrupación de diferentes puntos en base a la composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados con subdivisiones categóricas de los gradientes ambientales. Entre estas metodologías de clasificación, el *River Invertebrate Prediction and Classification System*



(RIVPACS) es uno de los métodos más comúnmente utilizados (Clarke *et al.*, 2003). Este método agrupa puntos en función de la composición de la comunidad de macroinvertebrados para, posteriormente, discriminar entre los grupos taxónomicos en función de las variables ambientales mediante análisis discriminantes múltiples (*Multiple Discriminant Analysis*) u otras técnicas de modelado. Más recientemente Dodkins (2005) y Snelder *et al.* (2007) propusieron una metodología para seleccionar un grupo concreto de variables ambientales para la clasificación de tramos fluviales mediante la correlación de matrices de similaridad provenientes de matrices ambientales y biológicas. Por lo tanto, en los últimos años, los métodos de clasificación y definición de tipos han experimentado grandes avances, dando respuesta a la necesidad de mejorar la precisión en los sistemas de evaluación ambiental.

El objetivo del presente capítulo es desarrollar y validar un sistema de clasificación para los ecosistemas fluviales de Cantabria atendiendo a la distribución espacial de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Para ello, se contrastará la adecuación de diferentes métodos de clasificación multivariantes siguiendo la filosofía *bottom-up* (*Linear Discriminant Analysis*; LDA, *General Dissimilarity Models*; GDM y *Random Forest*; RF). Una vez seleccionado el modelo de clasificación más robusto, se identificarán los factores ambientales que más influyen en la determinación de los patrones espaciales de las comunidades de macroinvertebrados y se describirá, además, la comunidad de macroinvertebrados característica en cada una de las clases resultantes.

## Material y métodos

### *Área de estudio*

El ámbito espacial seleccionado para el desarrollo de este capítulo abarca el conjunto de cuencas fluviales que drenan el territorio de la provincia de Cantabria. En la zona costera los valles se sitúan en torno a los 400 metros de altitud sobre el nivel del mar, mientras que hacia el interior la altitud se incrementa en dirección a la Cordillera Cantábrica, donde se llegan a alcanzar los 2500 m. La Cordillera Cantábrica se dispone paralela al Mar Cantábrico y está mayoritariamente formada por areniscas, cuarcitas, pizarras, arcillas, conglomerados, así como por otros materiales de origen detrítico (Centro de Investigación y Desarrollo de Santander, 1981). Dentro de esta cordillera cabe destacar la Montaña Oriental de Cantabria que, como su propio nombre indica, aparece situada al este de la región. La Montaña Oriental está mayoritariamente compuesta por caliza urgoniana y alcanza una altitud máxima de 1500 m. También es importante la Sierra del Escudo (1000 m), la cual está situada a escasos 15 km del frente costero y está compuesta por areniscas. Otra formación geológica de gran importancia en Cantabria es el macizo de los Picos de Europa. Este macizo define gran parte de la orografía de la zona

más occidental de Cantabria. Los Picos de Europa están formados por roca caliza y alcanzan una altitud máxima de 2600 m.

La gran mayoría de los valles fluviales de Cantabria discurren en dirección norte, desde su nacimiento, en las estribaciones de la Cordillera Cantábrica, los Picos de Europa, la montaña oriental y la Sierra del Escudo, hasta la desembocadura en el Mar Cantábrico. Estos ríos muestran pendientes muy pronunciadas en los tramos medios-altos, lo que les confiere gran capacidad erosiva. Sin embargo, los valles que discurren al sur de la Cordillera Cantábrica muestran pendientes más moderadas y amplias llanuras de inundación. Estos ríos fluyen sin tanta energía hacia la meseta castellana (Río Camesa; cuenca del Río Duero) y el Mar Mediterráneo (Río Ebro).

La región de Cantabria presenta un clima predominantemente templado, aunque cuenta con variaciones que van desde el clima oceánico templado, hasta el oceánico submediterráneo y el templado hiperoceánico submediterráneo (Rivas-Martínez *et al.*, 2004). Además, en la región de Cantabria aparecen 7 cinturones termoclimáticos distribuidos en tan sólo 150 km (termotemplado, mesotemplado, supratemplado, orotemplado, mesosubmediterráneo, orosubmediterráneo y supramediterráneo; Rivas-Martínez *et al.*, 2004). La temperatura y precipitación media anual varían desde los 10°C y los 700 mm en el sur de la región, hasta los 14°C y los 1300 mm. en la zona costera (Gutiérrez *et al.*, 2005). Las mayores precipitaciones se dan en invierno y primavera, aunque las tormentas pueden aparecer en cualquier época del año. En las zonas más montañosas y en la zona sur de la región son frecuentes las precipitaciones en forma de nieve desde el invierno hasta los primeros meses de la primavera.

El amplio rango de altitudes que muestra la región de Cantabria contribuye al desarrollo de una vegetación muy diversa. La presencia de la Cordillera Cantábrica divide a la vegetación en dos tipos biogeográficos: el Eurosiberiano y el Mediterráneo (Rivas-Martínez *et al.*, 2004). En la franja costera, con altitud inferior a los 400 m, dominan los fresnos (*Fraxinus excelsior*), tilos (*Tilia* spp.), arces (*Acer campestre*), robles (*Quercus* spp.) y chopos (*Populus alba*). Entre los 400 y 1000 m de altitud, *Q. robur* y *Q. petrae* dominan las laderas con orientación sur, mientras que las hayas (*Fagus sylvatica*) y acebos (*Ilex aquifolium*) dominan las laderas orientadas al norte. Desde los 1000 a los 1800 m de altitud la vegetación arbórea está dominada por los abedules (*Betula* spp.). Ya en el nivel subalpino la vegetación está compuesta mayoritariamente por arbustos de los géneros *Genista*, *Erica* y *Ulex*, así como por pastos de montaña. Al sur de la Cordillera Cantábrica son más característicos las encinas (*Q. ilex*), melojos (*Q. pyrenaica*), laureles (*Laurus nobilis*) y madroños (*Arbutus unedo*). En Cantabria el bosque ripario aparece dominado por alisos (*Alnus glutinosa*), fresnos (*F. excelsior*), avellanos (*Corylus avellanea*), sauces (*Salix* spp.) y olmos (*Ulmus glabra*), aunque su dominancia varía en función de la latitud y altitud (GESHA, 2006). Sin embargo, en la

actualidad, las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y las zonas de pasto cubren gran parte de la zona norte de la región, así como una superficie considerable en muchas zonas de media montaña.

### *Red fluvial teórica*

La red fluvial teórica de Cantabria se generó a partir del Modelo Digital del Terreno (MDT) de la región de Cantabria (resolución espacial de 5 m.; Gobierno de Cantabria, 2005), con el uso de la herramienta ARCHYDRO, del programa informático ArcMap (Maidment, 2002). Esta red se compuso de segmentos de río consecutivos, los cuales se definieron mediante códigos únicos, no repetidos. Igualmente, a cada segmento se le asignó un nodo de entrada y de salida, mediante los que quedó vinculado a los segmentos contiguos, tanto aguas arriba como aguas abajo.

### *Composición y abundancia de macroinvertebrados*

La información sobre la composición y abundancia de macroinvertebrados proviene de las campañas de campo realizadas entre los años 2003 y 2007, dentro de los programas de monitorización biológica establecidos para la implementación de la Directiva Marco del Agua en los Ríos de Cantabria (Confederación Hidrográfica del Cantábrico y Gobierno de Cantabria; Tabla 2.1). Se utilizaron un total de 77 puntos de estudio que fueron muestreados entre Julio y Septiembre, un periodo que suele mostrar escasas perturbaciones hidrológicas y dominancia de caudal basal. Dado que muchos de estos 77 puntos de estudio se caracterizaron en diferentes campañas, desde el año 2003 al 2007, se priorizó la selección de las muestras tomadas en el año 2005, ya que fue el año que contó con mayor cantidad de puntos de estudio caracterizados (Tabla 2.1). Las muestras de macroinvertebrados se tomaron en todos los casos con una red *kicker* (500  $\mu\text{m}$ ). Cada muestra (2.5 m<sup>2</sup> aproximadamente) se compuso de 20 submuestras, las cuales se distribuyeron de acuerdo a la importancia relativa que cada microhábitat representó en cada punto de estudio (AQEM, 2002). Una vez tomadas las muestras se guardaron en etanol 70° hasta su traslado al laboratorio, donde cada muestra se dividió en 3 fracciones (<1 mm, 1-5 mm y >5 mm), tratándose cada fracción de forma independiente.

La abundancia de macroinvertebrados se estimó submuestreando al menos 100 individuos en cada una de las 3 fracciones, mientras que para calcular el número de familias de macroinvertebrados se extrajeron, de *visu*, las distintas familias presentes en las dos fracciones de mayor tamaño. La identificación taxonómica se realizó hasta el nivel de familia para la mayoría de grupos (excepto Hydracarina, Nematoda, Oligochaeta y Ostracoda; Tachet *et al.*, 2000; Vieira-

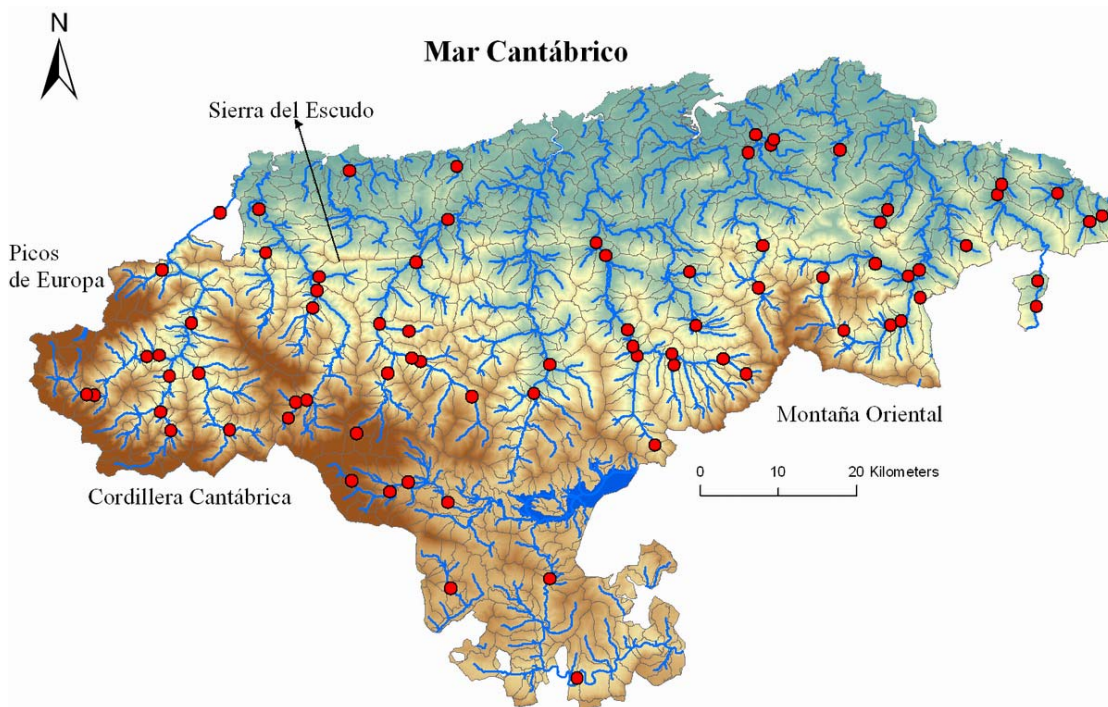
Lanera, 2000). Las familias de macroinvertebrados que aparecieron en menos del 5% de los puntos de estudio fueron descartadas para la elaboración de la base de datos taxonómica (26 taxones) quedando finalmente un listado de 71 familias mediante las que se elaboraron los modelos expuestos en este capítulo.

**Tabla 2.1.** Información sobre el origen de las muestras utilizadas para el estudio de las comunidades de macroinvertebrados (CHC= Confederación Hidrográfica del Cantábrico; Ecohydros= consultora; UC= Universidad de Cantabria).

<b>Año</b>	<b>Nº de puntos</b>	<b>Origen de los datos</b>	<b>Muestreador</b>
2003	50	Programa CHC (DMA)	Ecohydros
2004	4	Programa CHC (DMA)	Ecohydros
2005	55	Programa Gobierno de Cantabria (DMA)	UC
2006	18	Programa CHC (DMA)	UC
2006	33	Programa CHC (DMA)	UC
2006	6	Proyecto Restauración Río Híjar (Gov. de Cantabria)	UC
2007	22	Programa CHC (DMA)	UC

Los 77 puntos de estudio mediante los que se caracterizaron las comunidades de macroinvertebrados en este capítulo (Figura 2.1) se seleccionaron atendiendo a 3 condiciones:

- 1- Que se dispusiera de información ambiental de las subcuencas en que se situaron.
- 2- Que no presentasen evidentes impactos hidromorfológicos y/o de calidad del agua.
- 3- Que ningún segmento fluvial estuviese representado por dos o más puntos de estudio.



**Figura 2.1.** Red de puntos de estudio sin alteraciones antrópicas severas donde se tomaron las muestras de macroinvertebrados utilizadas en la elaboración del presente capítulo. Las muestras se tomaron en diversas campañas estivales desde el año 2003 al 2007.

La base de datos taxonómica se transformó en una matriz de distancias entre puntos calculada mediante la medida de disimilaridad de Bray-Curtis, la cual es de aplicación común en estudios biológicos (Sokal y Rohlf, 1995). Sin embargo, se introdujo una modificación en el cálculo de la distancia de Bray-Curtis para alojar un tipo de no-linealidad frecuentemente descrita en bases de datos biológicos con información de diversos años (Ferrier *et al.*, 2007). Cuando se estiman diferencias en la composición de comunidades ( $\mu$ ) entre puntos mediante valores que van entre 0 y 1 (e.g. distancia de Bray-Curtis), suele darse una relación curvilínea entre el incremento en la distancia ecológica y  $\mu$ . Esto ocurre si muchos pares de sitios son muy disimilares y, por lo tanto, presentan valores cercanos al 1. Para discriminar mejor entre las distancias de pares altamente disimilares, las distancias que excedieron un valor límite (0.9) fueron ampliadas mediante el método de ajuste denominado *flexible shortest path adjustment* (sensu De'ath, 1999). Además, previamente al cálculo de las distancias biológicas se aplicó una transformación mediante la raíz cuadrada para reducir la contribución de los taxones que mostraron abundancias más elevadas.

### *Variables ambientales*

Para cada segmento fluvial las variables topográficas, climáticas y geológicas se derivaron de las capas de datos ambientales. Un grupo de variables describió las características ambientales de cada segmento fluvial (sufijo *Seg*), mientras que otro

grupo definió las características de la cuenca vertiente situada aguas arriba de cada segmento (sufijo *Cat*). Para los datos continuos (topográficos, climáticos y geológicos) se derivaron variables de cuenca acumuladas promediando los valores de cada de malla en cada segmento. En la tabla 2.2 se incluye la relación completa de las 15 variables ambientales utilizadas en este capítulo.

Las variables topográficas se derivaron del MDT de Cantabria. La **pendiente** (*CatSlope* y *SegSlope*) y la **longitud fluvial** (*CatLength* y *SegLength*) se obtuvieron de una malla de pendientes y longitudes calculada mediante funciones estándar disponibles en el SIG. La **altitud** de la cuenca y del segmento (*CatAlt* y *SegAlt*) se calcularon como la elevación media entre el punto más bajo y el más alto de cada subcuenca y segmento, respectivamente. La pendiente interviene en los procesos ecológicos fluviales debido a los cambios que genera en las condiciones hidráulicas y la morfología del canal (Poff, 1997). Así, los ríos que transcurren por áreas con pendientes pronunciadas suelen mostrar una respuesta más rápida frente a las precipitaciones. En estas regiones los ríos se caracterizan por presentar mayor capacidad para transportar sedimentos generando, a su vez, mayor diversidad de morfologías en el cauce y en la composición del lecho en comparación con otros ríos que discurren por paisajes menos abruptos. La topografía local a escala de segmento ejerce un fuerte efecto sobre la morfología del canal y por lo tanto sobre las características hidráulicas (Lamouroux *et al.*, 2002). La altitud es otra variable importante en los ecosistemas fluviales afectando a la estructura y composición de las comunidades biológicas (Brewin *et al.*, 1995; Jacobsen *et al.*, 1997).

Por otra parte, la **superficie de la cuenca** (*CatArea* y *SegArea*) también se incluyó como variable topográfica. *CatArea* se calculó mediante la suma de las subcuencas que aparecen aguas arriba de cada segmento. La superficie de la cuenca está relacionada con el tamaño y orden del río y, además, se suele correlacionar con diferentes características del canal (e.g. profundidad, anchura, composición del sustrato o diversidad de hábitats) que juegan un papel muy importante en la estructuración de la flora y la fauna fluvial (Death y Joy, 2004). También se incluyó la variable definida como **densidad de drenaje** (*FlowDens*; Tabla 2.2), definida por Horton (1945) como la longitud total del canal fluvial entre el área de la subcuenca.

Las variables climáticas específicas que se derivaron para cada segmento fueron la **temperatura media anual** (*CatTemp* y *SegTemp*; Tabla 2.2) y la **precipitación efectiva media anual** (*CatEffRain*), la cual se calculó mediante la combinación de las capas de precipitación y evapotranspiración. La temperatura del aire es una variable relevante en el proceso de clasificación porque determina, en parte, la vegetación y los usos del suelo, que a su vez afectan a diversos procesos fluviales (e.g. escorrentía o concentración de nutrientes). La temperatura de la cuenca también influye directamente sobre la hidrología. Así, las regiones frías

tienden a almacenar las precipitaciones de invierno en forma de nieve o hielo, lo que produce un incremento del caudal en primavera como consecuencia del deshielo (Poff, 1996). La temperatura del agua también tiene implicaciones directas sobre los procesos fisiológicos de la biota y está correlacionada con la temperatura del aire a escala espacial y temporal (Webb y Nobilis, 1997). La precipitación efectiva se incluyó por la relación directa que muestra con el caudal medio, el cual está relacionado con la disponibilidad de hábitat para las especies acuáticas, el transporte de sedimentos y la capacidad de dilución de los elementos constituyentes de la columna de agua (nutrientes, sólidos en suspensión, etc; Poff, 1997).

Los datos climáticos se extrajeron del estudio realizado por Gutiérrez *et al.* (2005) sobre 80 estaciones climáticas uniformemente distribuidas por toda la región de Cantabria. Mediante los registros tomados en estas estaciones se determinó la temperatura y precipitación media anual desde 1960 a 1990. Las estimas realizadas para cada estación se interpolaron en una malla de 1 km<sup>2</sup> de resolución, usando la altitud y la distancia al mar como covariables para la temperatura, mientras que para la precipitación se incluyó, además, la orientación nor-oeste. La evapotranspiración se estimó mediante el método Thornthwaite (1948) con la modificación propuesta por Elías Castillo y Ruiz Beltrán (1973).

Las variables geológicas se estimaron partiendo de un mapa geológico digital de Cantabria que define 78 categorías (Centro de Investigación y Desarrollo de Santander, 1981). A partir de éstas, se propusieron 7 agrupaciones geológicas diferentes, obteniendo 3 capas mediante la asignación de un valor ordinal referente a sus características: la resistencia frente a la erosión (dureza), la solubilidad en el agua (conductividad) y la permeabilidad de cada categoría geológica (Tabla 2.3). Posteriormente, se calcularon los valores medios de **resistencia a la erosión** (*CatHard*), **solubilidad** (*CatCond*) y **permeabilidad** (*CatPerm*) para cada subcuenca, multiplicando el área de cada categoría geológica por el valor ordinal asignado a cada una de ellas y dividiendo, finalmente, la suma de estos valores por el total de área de la subcuenca.

La resistencia frente a la erosión influye principalmente en la morfología del canal y el aporte de sedimentos (Montgomery, 1999), mientras que la solubilidad determina parte de la composición química del agua y, por lo tanto, influye en la distribución de las comunidades biológicas (Death y Joy, 2004). Por otro lado, la permeabilidad determina la respuesta frente a las precipitaciones y el ratio entre la cantidad de agua que se infiltra y la que queda disponible en los cursos de agua superficiales (de Viers y Simmers, 2002).

**Tabla 2.2.** Relación de las 15 variables ambientales utilizadas en la clasificación de la red teórica fluvial de Cantabria.

Variables	Código	Descripción	Fuente de datos
<b>Topográficas</b>			
Área acumulada	<i>CatArea</i>	Área de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	ARCHydro + Gobierno de Cantabria (2005)
Área del segmento	<i>SegArea</i>	Área de la subcuenca de cada segmento	Gobierno de Cantabria (2005)
Pendiente acumulada	<i>CatSlope</i>	Pendiente de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	Gobierno de Cantabria (2005)
Pendiente segmento	<i>SegSlope</i>	Pendiente de la subcuenca de drenaje de cada segmento	Gobierno de Cantabria (2005)
Altitud acumulada	<i>CatAlt</i>	Altitud media de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	Gobierno de Cantabria (2005)
Altitud del segmento	<i>SegAlt</i>	Altitud media de la subcuenca de drenaje de cada segmento	Gobierno de Cantabria (2005)
Longitud acumulada	<i>CatLength</i>	Longitud del eje fluvial aguas arriba de cada segmento	Gobierno de Cantabria (2005)
Longitud segmento	<i>SegLength</i>	Longitud del eje fluvial en la subcuenca	Gobierno de Cantabria (2005)
Densidad de drenaje de la subcuenca	<i>FlowDens</i>	Se define como la longitud del tramo entre el área de la subcuenca	ARCHydro + Gobierno de Cantabria (2005)
<b>Climáticas</b>			
Temperatura de la cuenca	<i>CatTemp</i>	Temperatura media de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	Gutiérrez <i>et al.</i> (2005)
Temperatura del segmento	<i>SegTemp</i>	Temperatura media de la subcuenca de drenaje de cada segmento	Gutiérrez <i>et al.</i> (2005)
Lluvia efectiva de la cuenca	<i>CatEffRain</i>	Precipitación efectiva media de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	Gutiérrez <i>et al.</i> (2005)
<b>Geológicas</b>			
Dureza de la cuenca	<i>CatHard</i>	Dureza de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	Centro de Investigación y Desarrollo de Santander (1981)
Conductividad de la cuenca	<i>CatCond</i>	Conductividad de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	Centro de Investigación y Desarrollo de Santander (1981)
Permeabilidad de la cuenca	<i>CatPerm</i>	Permeabilidad de la cuenca de drenaje aguas arriba de cada segmento	Centro de Investigación y Desarrollo de Santander (1981)



**Tabla 2.3.** Valores ordinales (1-3) de resistencia a la erosión (Dureza), solubilidad (Conductividad) y permeabilidad asignados a las 7 categorías geológicas definidas para la región de Cantabria.

	<b>Dureza</b>	<b>Conductividad</b>	<b>Permeabilidad</b>
<b>Material sedimentario</b>	1	2	3
<b>Arcilla</b>	1	1	1
<b>Arenisca</b>	3	1	2
<b>Pizarra</b>	2	1	1
<b>Roca silíceas</b>	3	1	1
<b>Roca calcárea</b>	3	3	3
<b>Roca volcánica</b>	3	1	1

### *Definición de las tipologías fluviales*

Para llevar a cabo la clasificación de los segmentos fluviales se han utilizado 3 métodos basados en técnicas multivariantes diferentes, las cuales se detallan a continuación.

#### Método 1: *Linear Discriminant Analysis* (LDA)

La primera propuesta de clasificación se realizó mediante *Linear Discriminant Analysis* (LDA), análisis similar al empleado por la clasificación RIVPACS (Clarke *et al.*, 2003; Furse *et al.*, 1984). A continuación se detallarán los pasos seguidos mediante este método.

-A- El primer paso que requiere este método es agrupar todos los puntos de estudio en función de la composición taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados presentes en cada punto. Para ello, se realizó un clúster, según el método de Ward, en función de la disimilaridad de Bray-Curtis. Este método tiende a generar clústers con tamaños balanceados (i.e. las clases resultantes contienen un número similar de puntos de estudio) y compactos (i.e. las clases son taxonómicamente homogéneas; Legendre y Legendre, 1998).

-B- En segundo lugar, se establecieron cortes en el dendograma asignando los puntos de estudio de cada rama a las diferentes clases resultantes. Seguidamente, este método se ajustó a cada nivel de clases taxonómicas utilizando las variables ambientales como variables predictoras. LDA determina una combinación lineal de las variables predictoras (función discriminante) que maximiza el ratio de la varianza entre clases en relación a la varianza dentro de una misma clase, minimizando, así, el solapamiento entre las diferentes clases propuestas (Manly, 2004).

-C- Por último, la asignación de tipos a los segmentos sin datos taxonómicos se realizó mediante la estimación de la distancia de Mahalanobis entre los centroides de las clases y los puntos determinados por el valor obtenido al sustituir las variables ambientales en las funciones discriminantes. La distancia de

Mahalanobis es una medida de distancia entre dos puntos en un espacio definido por dos o más variables, la cual toma en cuenta la covarianza entre dichas variables, es decir, hace frente a la dependencia entre variables (Manly, 2004). Con el objetivo de cumplir las asunciones de normalidad y homoscedasticidad del LDA, las variables ambientales se transformaron mediante  $\log_{10}$ .

### Método 2: Generalized Dissimilarity Modelling (GDM)

Los pasos seguidos para realizar la clasificación según este método se detallarán a continuación.

-A- En primer lugar, GDM relacionó las disimilaridades taxonómicas con las disimilaridades ambientales entre todos los pares de puntos mediante regresiones (Legendre y Legendre, 1998). Por lo tanto, para  $n$  puntos de estudio habrá  $n(n-1)/2$  disimilaridades, que se corresponderán con las entradas diagonales en la matriz triangular de disimilaridades taxonómicas. Así, la disimilaridad taxonómica ( $\mu$ ) se expresa como una función de las disimilaridades ambientales en la forma:

$$\mu = \beta_1 + \beta_2 \eta_2 + \beta_3 \eta_3 + \dots \beta_i \eta_i$$

donde  $\eta_i$  son las disimilaridades derivadas de las variables ambientales utilizando la métrica de Manhattan (Zar, 1984). Seguidamente, se obtuvieron coeficientes (pesos) y transformaciones para las variables ambientales empleadas.

-B- En segundo lugar, se realizó un clúster con los puntos de estudio en función de las disimilaridades ambientales definidas a partir de los coeficientes y transformaciones mediante el método de Ward (Snelder *et al.*, 2007). Finalmente, se establecieron cortes en el dendograma resultante asignando los puntos de estudio de cada rama a las diferentes clases.

-C- Finalmente, los nuevos puntos (subcuencas) se asignaron a las clases fluviales siguiendo dos pasos. Primero, las variables ambientales de cada nuevo punto se "sopesaron" y transformaron atendiendo al modelo de disimilaridad. Finalmente, la distancia ambiental entre el punto y el centroide del clúster correspondiente a cada punto (i.e. objeto cuya posición se define mediante el valor medio de las variables de cada punto en el clúster) se calcularon para cada nivel jerárquico.

### Método 3: Random Forest (RF)

Este método parte de una clasificación clúster de los distintos puntos de estudio en función de sus disimilaridades taxonómicas, para, posteriormente, derivar un modelo capaz de discriminar entre los grupos definidos taxonómicamente mediante las variables ambientales (Ferrier *et al.*, 2007).

Esta técnica de clasificación está basada en la construcción de árboles de decisión aleatorios que permiten considerar una gran cantidad de variables de partida. Una diferencia importante entre RF y los otros métodos utilizados para la clasificación (LDA y GDM) radica en que RF genera clasificaciones no anidadas. Por lo tanto, en las clasificaciones dadas por RF las unidades (i.e. subcuencas) que aparecen agrupadas en una misma clase para un determinado nivel de corte, puede que no pertenezcan a la misma clase en un nivel de corte superior. Esto se produce porque cada nivel de corte propuesto por RF está basado en modelos independientes, por lo que cada nivel viene definido por un modelo predictivo diferente, generando, finalmente, un "bosque aleatorio" frente a la clasificación en árbol de los *Classification Trees*.

Además, el método multivariante RF proporciona medidas de la importancia relativa que las diferentes variables predictoras tienen en la clasificación, entre ellas las medidas basadas en el índice Gini (*mean decreases in Gini index*; MDG) o en la precisión de las estimaciones (*mean decreases in accuracy*; MDA).

### *Validación de las clasificaciones*

Una vez aplicados los 3 métodos de clasificación indicados se analizó la capacidad de discriminación de las diferentes clases propuestas por los modelos. Esta valoración se realizó mediante la aplicación de 3 análisis estadísticos: (1) Análisis de Similitud (ANOSIM; Clarke, 1993), (2) Análisis de Similitud Media (MeanSim; Van Sickle, 1997) y (3) Análisis de Homogeneidad (Homog; Bedward et al., 1992).

1. El estadístico R del ANOSIM está basado en la diferencia de los rangos medios entre grupos  $r_B$  y dentro de los grupos  $r_W$ . Así, R se define como:

$$R = 4(r_B - r_W) / [n(n-1)]$$

Donde  $n$  es el número total de puntos de estudio. El valor de R varía entre -1 y 1, donde el valor 0 indica una agrupación completamente aleatoria y los valores positivos de R indican que las diferencias entre grupos son mayores que dentro de los mismos.

2. El MeanSim es similar al ANOSIM, aunque utiliza el estadístico denominado *Classification Strength* (CS) para medir las diferencias entre grupos. CS se calcula como:

$$CS = 2S_b / (S_{w1} + S_{w2})$$

Donde  $S_b$  = similitud media entre grupos,  $S_{w1}$  = similitud media dentro del grupo 1 y  $S_{w2}$  = similitud media dentro del grupo 2. Si el valor de CS es  $>0$

la similaridad dentro de los grupos es mayor que la similaridad entre grupos. Por el contrario si  $CS < 0$  se producirá el patrón contrario.

3. El estadístico  $H$  del Homog se calcula a partir de la distancia media entre todos los pares de puntos dentro de las clases ( $D_{within}$ ) y la distancia media entre todos los pares de puntos a través de todos los datos testados ( $D_{mean}$ ).

$$H = 1 - (D_{within}/D_{mean})$$

Los valores de  $H$  varían entre 0 y 1 ( $H = 1$  indica que los puntos de una determinada clase aparecen más cerca de todos los puntos de su misma clase que de cualquier otro punto de otra clase diferente; Bedward *et al.*, 1992).

Los estadísticos proporcionados por los análisis ANOSIM, MeanSim y Homog aportaron una medida absoluta de la robustez de las clasificaciones. Sin embargo, estos estadísticos pueden ofrecer valores similares para las clasificaciones establecidas mediante la partición geográfica de los puntos de estudio (i.e. clúster de distancias), ya que las similitudes taxonómicas tienden a estar correlacionadas con la distancia espacial (Hawkins y Norris, 2000). Por este motivo, para comprobar la robustez de los modelos propuestos, los 3 estadísticos utilizados en este capítulo ( $R$ ,  $H$  y  $CS$ ) se dividieron por el valor derivado de tres clasificaciones alternativas.

- 1- Clasificación de los datos taxonómicos *per se* mediante clúster (i.e. clasificación *a posteriori*), la cual se puede considerar como la clasificación más robusta, ya que se realiza exclusivamente con los datos taxonómicos de los puntos estudio. Por lo tanto, esta clasificación no utiliza ninguna variable ambiental.
- 2- Clasificación realizada atendiendo a la proximidad geográfica de los puntos de estudio (i.e. clúster de distancias).
- 3- Clasificación basada en la formación de regiones geográficas rectangulares aleatorias.

Si el cociente entre los valores de  $R$ ,  $H$  y  $CS$  de las clasificaciones alternativas y los métodos LDA, GDM y RF es 1, indica que la clasificación alternativa y la testada ofrecen el mismo nivel de discriminación. Si este cociente es  $> 1$  la clasificación alternativa discrimina mejor que la clasificación testada, mientras que si es  $< 1$  indica el patrón contrario.

Los 3 métodos de clasificación (LDA, GDM y RF) así como los posteriores tests (ANOSIM, MeanSim y Homog), se realizaron con el programa informático R (R Development Core Team, 2008). Las funciones necesarias para la ejecución de todos los test estadísticos y modelos matemáticos fueron generadas por Snelder y Ferreol (2008)

Los métodos multivariantes empleados en este capítulo generaron divisiones en la red fluvial teórica, diferenciando un número indefinido de clases. El progresivo aumento en el número de clases genera que, tanto el número de unidades que participan en la formación de las mismas, como el número de clases que el modelo es capaz de testar (i.e. 5 unidades/clase), disminuyan, lo que a su vez reduce la robustez de los test realizados. Por lo tanto, para evaluar la fiabilidad de los tests ANOSIM, MeanSim y Homog se han calculado el porcentaje de puntos y el porcentaje de clases que se tienen en cuenta en los tests realizados para cada nivel de clasificación, considerando como criterio de aceptabilidad el que al menos el 80% de los puntos y el 60% de las clases intervengan en los tests realizados.

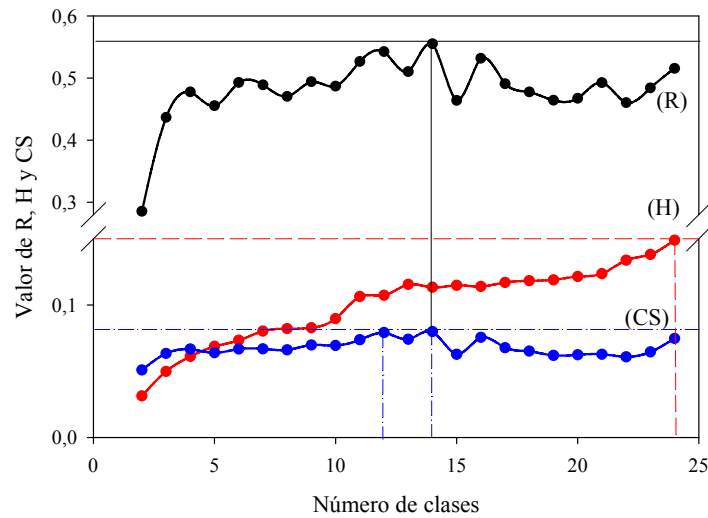
La selección del mejor método de clasificación para los ríos de la Comunidad de Cantabria se realizó atendiendo a su capacidad para discriminar entre las comunidades de macroinvertebrados, teniendo en cuenta además, la fiabilidad de los tests utilizados. Una vez seleccionado el mejor modelo de clasificación, se estableció la relación existente entre las variables ambientales y las clases de ríos resultantes mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado con las características ambientales que más influyeron en la clasificación seleccionada. Este análisis se realizó con el programa STATISTICA (versión 6.0; StatSoft Inc., 1994). Además, también se realizó un análisis de similaridad (SIMPER) con el paquete estadístico PRIMER (versión 6.0; Clarke y Warwick, 1994) para establecer el porcentaje de similaridad que mostraron las comunidades de macroinvertebrados presentes en cada una de las clases fluviales definidas. Para definir las familias de macroinvertebrados más características de cada clase fluvial se utilizó el análisis IndVal (Dufrene y Legendre, 1997), aplicando el test de Monte Carlo con más de 1000 permutaciones para comprobar la significancia de los valores obtenidos. Este análisis se realizó con el programa estadístico PcOrd (McCune y Mefford, 1999)

## Resultados

### *Definición de las tipologías fluviales*

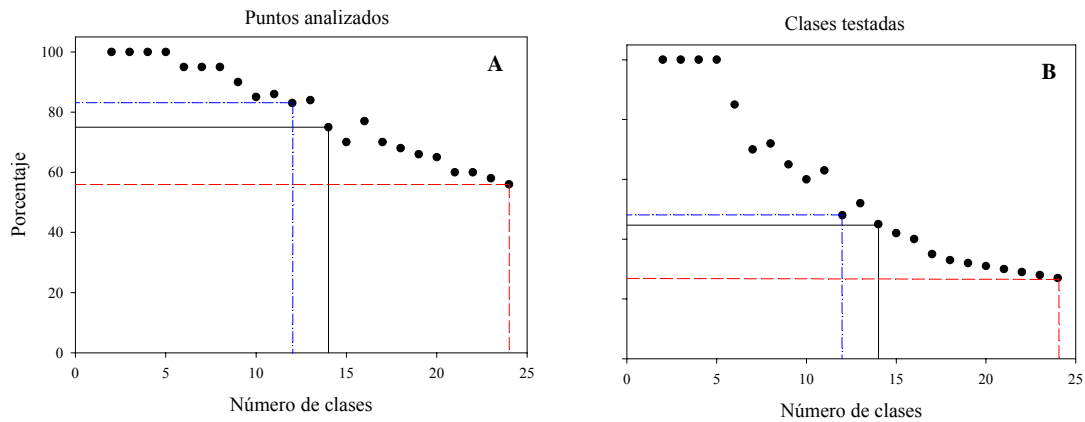
#### Método 1: *Linear Discriminant Analysis* (LDA)

El estadístico R de ANOSIM indicó que la mejor discriminación entre clases se obtuvo cuando la red fluvial teórica de Cantabria se dividió en 14 clases (0.55; Figura 2.2). El CS de MeanSim obtuvo resultados similares, indicando que la mejor discriminación se obtuvo con la formación de 14 y 12 clases (0.08; Figura 2.2). Por el contrario, el estadístico H del Homog incrementó progresivamente con la división de clases, alcanzando el valor máximo con la propuesta de 24 clases (0.15; Figura 2.2).



**Figura 2.2.** Valores de los test ANOSIM (R; Negro), análisis de homogeneidad (H; Rojo) y MeanSim (CS; Azul) en relación al grado de ajuste entre las clases fluviales definidas mediante el método *Linear Discriminant Analysis* y las comunidades de macroinvertebrados de los ríos de Cantabria. Las líneas azules, negras y rojas indican el número de clases en los que se obtuvieron los máximos valores de CS, R y Homog, respectivamente.

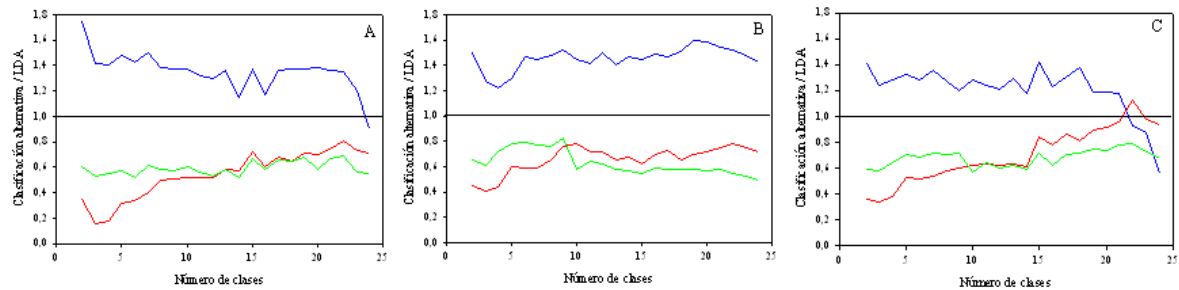
Por lo tanto, la clasificación que mejores resultados obtuvo tras aplicar LDA fue la que dividió a la red fluvial teórica de Cantabria en 14 clases. En este nivel de corte el número de puntos analizados fue del 75% (Fig. 2.3A), mientras que el número de clases testadas fue del 45% (Fig. 2.3B).



**Figura 2.3.** Porcentaje de puntos analizados (A) y clases testadas (B) en relación al número de clases propuestas por el método *Linear Discriminant Analysis*. Las líneas azules, negras y rojas señalan el porcentaje de puntos (A) y clases (B) que se testaron en las clasificaciones que obtuvieron los máximos valores de CS, R y Homog, respectivamente.

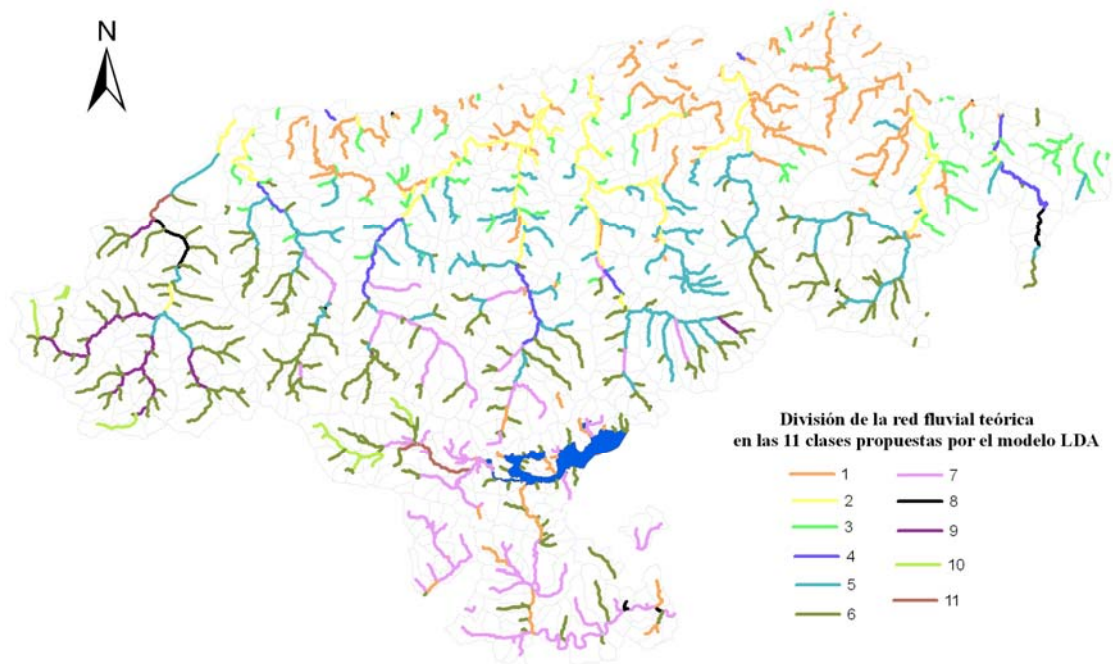
Los estadísticos R, H y CS mostraron que la clasificación a posteriori superó a la clasificación obtenida mediante LDA cuando el número de clases no fue muy elevado (Figura 2.4). Sin embargo, a partir de las 20 clases, el cociente entre los estadísticos R, H y CS de la clasificación a posteriori entre la clasificación LDA comenzó a disminuir, llegando a ser  $<1$  para R y CS con 23 y 21 clases, respectivamente. Igualmente, los 3 estadísticos indicaron que la clasificación LDA obtuvo un mejor ajuste que las clasificaciones por proximidad geográfica y por

regiones geográficas rectangulares independientemente del número de clases en las que se divide la red fluvial teórica, a excepción del estadístico CS, que indicó que la clasificación por proximidad geográfica es más robusta que la clasificación LDA con 21 clases (Figura 2.4).



**Figura 2.4.** Test de la clasificación obtenida mediante métodos alternativos: *a posteriori* (azul), por proximidad geográfica (rojo) y por regiones geográficas rectangulares (verde) frente a la clasificación de la red fluvial por *Linear Discriminant Analysis*. Los tests corresponden a los análisis ANOSIM (A), análisis de Homogeneidad (B) y MeanSim (C).

Tras analizar estos resultados el nivel de división más adecuado es el que dividió a la red fluvial de Cantabria en 11 clases (Figura 2.5). En este nivel de corte los estadísticos R y CS obtuvieron valores próximos al máximo que obtuvieron con la propuesta de 14 y 12 clases (0.54 y 0.07, respectivamente Figura 2.2). Sin embargo, con la división de la red fluvial en 14 y 12 clases, el número de clases testadas no superó el 50% del total, lo que supone cierto grado de incertidumbre. Por el contrario, cuando la red fluvial se fraccionó en 11 clases se llegó a testar el 60% de las clases. Este incremento en el número de clases testadas confiere mayor fiabilidad a los resultados de los test estadísticos utilizados para testar el ajuste entre las diferentes clases.



**Figura 2.5.** División de la red fluvial teórica de Cantabria en las 11 clases propuestas por el método *Linear Discriminant Analysis*.

La primera función lineal discriminante (LD1) para el nivel de corte de 11 clases explicó un 52% de la varianza, mientras que la segunda (LD2) explicó un 17%. En este nivel de clasificación la primera función lineal discriminante mostró mayores coeficientes discriminantes con las características geológicas de la cuenca de drenaje (*CatCond*, *CatHard* y *CatPerm*), así como con la pendiente y temperatura del segmento y de la cuenca de drenaje (*SegSlope*, *CatSlope*, *SegTemp* y *CatTemp*). Estas variables ambientales también fueron las que mostraron mayores correlaciones con LD2 (Tabla 2.4).

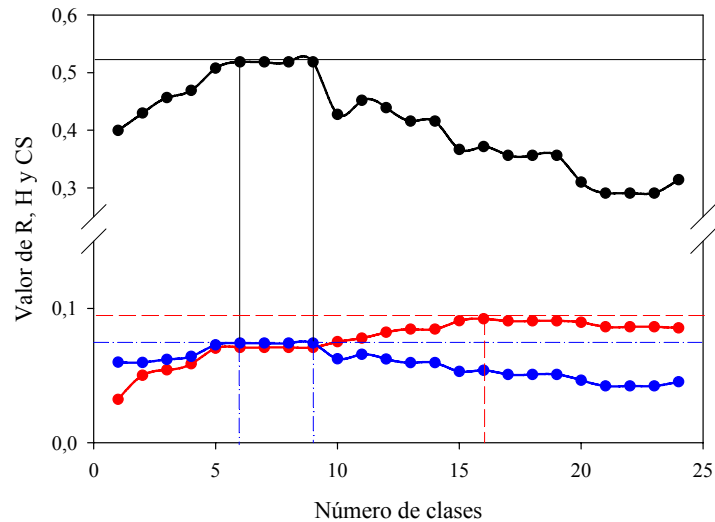
**Tabla 2.4.** Coeficientes discriminantes entre las variables ambientales y las funciones 1 (LD1) y 2 (LD2) para el nivel de corte de 11 clases. En negrita se muestran las variables con coeficientes discriminantes más elevados.

	LD1	LD2
<i>CatArea</i>	-7,79E-04	5,08E-03
<i>SegArea</i>	-5,65E-02	1,62E-02
<i>CatLength</i>	1,46E+01	-3,12E+00
<i>SegLength</i>	5,16E+01	-4,05E+02
<i>FlowDens</i>	-1,21E+03	-1,02E+03
<i>CatAlt</i>	2,58E+02	-1,55E+03
<i>SegAlt</i>	1,03E+03	3,14E+03
<i>CatSlope</i>	<b>-1,10E+05</b>	<b>4,88E+04</b>
<i>SegSlope</i>	<b>-2,40E+05</b>	<b>5,28E+05</b>
<i>CatEffRain</i>	3,86E+01	1,83E+03
<i>CatTemp</i>	<b>6,23E+05</b>	<b>-5,26E+05</b>
<i>SegTemp</i>	<b>5,85E+05</b>	<b>1,46E+06</b>
<i>CatCond</i>	<b>9,16E+05</b>	<b>-1,21E+05</b>
<i>CatPerm</i>	<b>-2,78E+05</b>	<b>-1,79E+06</b>
<i>CatHard</i>	<b>-4,28E+05</b>	<b>1,20E+06</b>

Método 2: Generalized Dissimilarity Modelling (GDM)

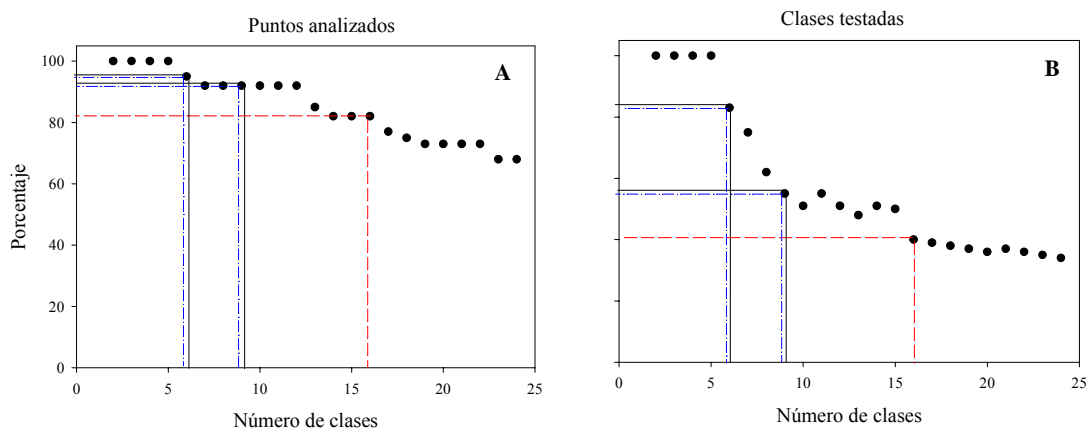
Tanto el estadístico R de ANOSIM como el CS de MeanSim indicaron que la mejor discriminación entre clases se obtuvo cuando la red fluvial se dividió en un rango entre 6 y 9 clases (0.52 y 0.07, respectivamente; Figura 2.6). Por el contrario, el estadístico H del de Homog aumentó progresivamente hasta alcanzar un valor máximo con la división de la red fluvial en 16 clases (0.09; Figura 2.6).





**Figura 2.6.** Valores de los test ANOSIM (R; Negro), análisis de homogeneidad (H; Rojo) y MeanSim (CS; Azul) en relación al grado de ajuste entre las clases fluviales definidas mediante el método *Generalized Dissimilarity Modelling* y las comunidades de macroinvertebrados de los ríos de Cantabria. Las líneas azules, negras y rojas indican el número de clases en los que se obtuvieron los máximos valores de CS, R y Homog, respectivamente.

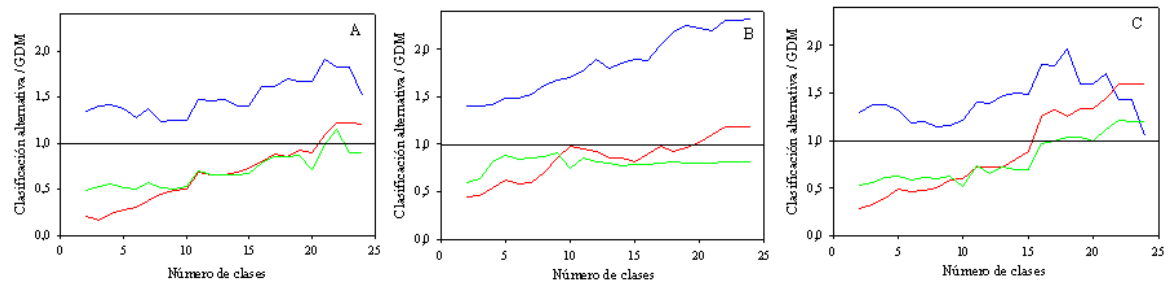
Atendiendo a los resultados expuestos en la Figura 2.6, la clasificación que mejores resultados obtuvo tras aplicar el GDM fue la que dividió a la red fluvial teórica de Cantabria en un número comprendido entre 6 y 9 clases. El número de puntos testados fue superior al 90% en este rango de clases (Figura 2.7A), mientras que el número de clases testadas bajó del 85% al 55% con el aumento de 6 a 9 clases (Fig. 2.7B).



**Figura 2.7.** Porcentaje de puntos analizados (A) y clases testadas (B) en relación al número de clases propuestas por el método *Generalized Dissimilarity Modelling*. Las líneas azules, negras y rojas señalan el porcentaje de puntos (A) y clases (B) que se testaron en las clasificaciones que obtuvieron los máximos valores de CS, R y Homog, respectivamente.

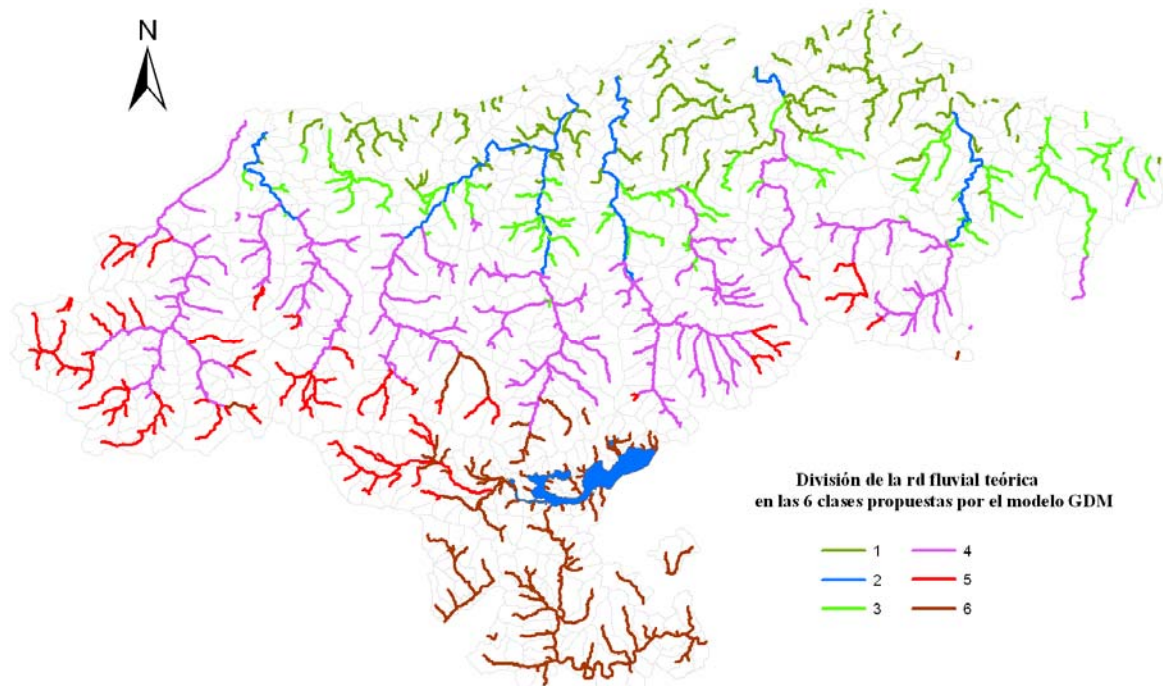
Los estadísticos R, H y CS mostraron que la clasificación *a posteriori* ofreció una mejor discriminación que la clasificación GDM independientemente del número de clases en que se divida la red fluvial teórica (Figura 2.8). Igualmente, los 3 estadísticos indicaron que la clasificación por proximidad geográfica ofreció una

mejor discriminación entre clases que la clasificación GDM cuando la red fluvial se dividió en más de 20 clases, 15 en el caso del CS. Finalmente, los estadísticos R y CS también indicaron que la división por regiones geográficas rectangulares ofreció un ajuste más robusto que la clasificación GDM cuando el número de clases fue elevado (Figura 2.8).



**Figura 2.8.** Test de la clasificación obtenida mediante métodos alternativos: *a posteriori* (azul), por proximidad geográfica (rojo) y por regiones geográficas rectangulares (verde) frente a la clasificación de la red fluvial por *Generalized Dissimilarity Modelling*. Los tests corresponden a los análisis ANOSIM (A), análisis de Homogeneidad (B) y MeanSim (C).

Tras analizar los resultados expuestos, el nivel de división más adecuado para el modelo establecido mediante GDM es el que dividió a la red fluvial de Cantabria en 6 clases (Figura 2.9). Los estadísticos R y CS obtuvieron los valores más altos para este nivel de corte (Figura 2.6), donde además se analizaron un elevado número de puntos de estudio, así como un alto porcentaje de las clases propuestas (Figura 2.7). Igualmente, los cocientes entre las clasificaciones alternativas y GDM indican que la clasificación GDM pierde robustez frente a los métodos aleatorios con el sucesivo incremento en el número de clases.

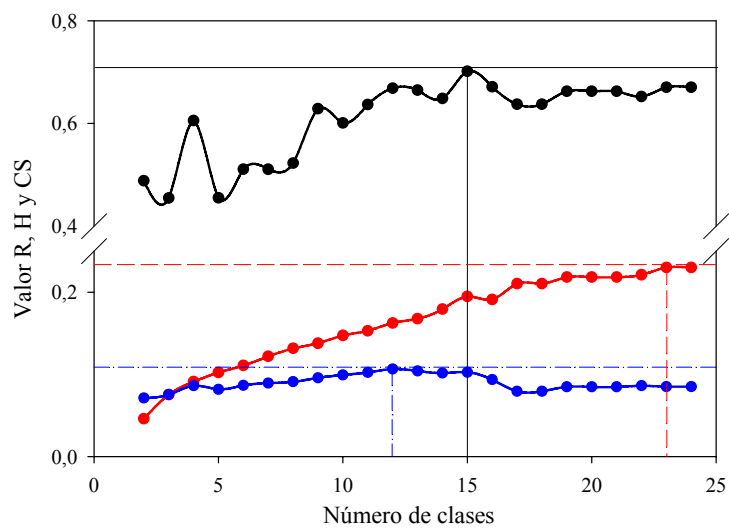


**Figura 2.9.** División de la red fluvial teórica de Cantabria en las 6 clases propuestas por el método *Generalized Dissimilarity Modelling*.

El modelo mostró un ajuste de 0.63. Las correlaciones más altas se alcanzaron cuando el ajuste se realizó con 6 variables predictoras (0.57). La temperatura del segmento y la altitud de la cuenca de drenaje (*SegTemp* y *CatAlt*) fueron las variables ambientales que obtuvieron mayores coeficientes (0.14 y 0.12, respectivamente). De estas variables ambientales la altitud de la cuenca se incluyó dos veces en el modelo de disimilaridad con dos transformaciones diferentes (Ln y  $X^3$ ) mientras que la temperatura del segmento se transformó mediante  $X^3$ . Otras variables que mostraron altos coeficientes fueron la pendiente del tramo (*SegSlope*; 0.11; Log10), la longitud acumulada (*CatLength*; 0.07;  $X^{1/2}$ ) y la pendiente de cuenca (*CatSlope*; 0.05;  $X^{1/2}$ ).

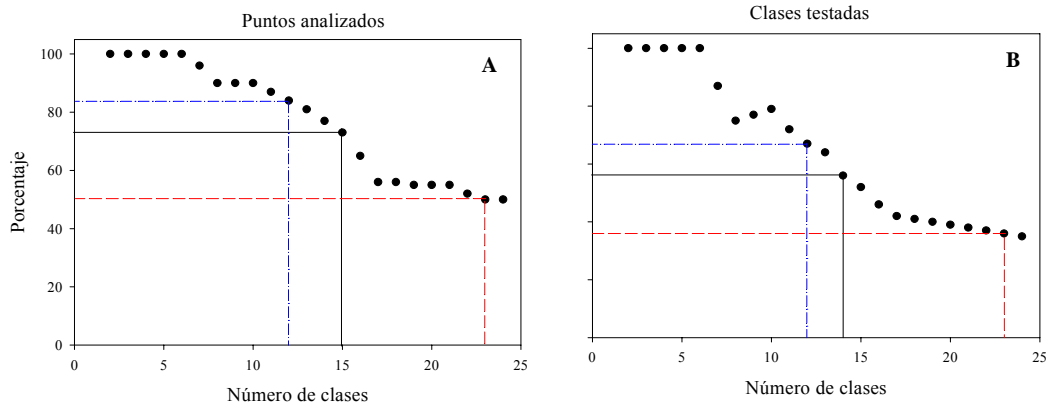
### Método 3: *Random Forest* (RF)

El estadístico R de ANOSIM indicó que la mejor discriminación se obtuvo cuando la red fluvial se dividió en 15 clases (0.67), mientras que el CS de MeanSim obtuvo el valor más alto cuando la red fluvial se dividió en 12 clases (0.11). Como en los casos anteriores, la H del Homog incrementó progresivamente con la sucesiva división de clases hasta alcanzar el valor máximo con la división de la red fluvial de Cantabria en 24 y 25 clases (0.23; Figura 2.10).



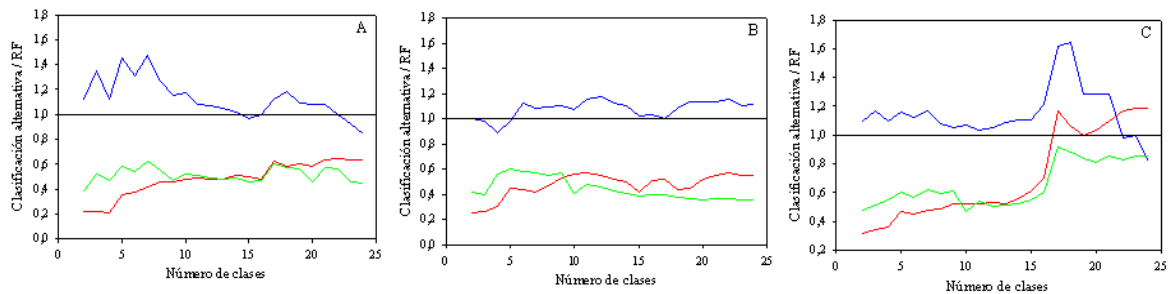
**Figura 2.10.** Valores de los test ANOSIM (R; Negro), análisis de homogeneidad (H; Rojo) y MeanSim (CS; Azul) en relación al grado de ajuste entre las clases fluviales definidas mediante el método *Random Forest* y las comunidades de macroinvertebrados de los ríos de Cantabria. Las líneas azules, negras y rojas indican el número de clases en los que se obtuvieron los máximos valores de CS, R y Homog, respectivamente.

El porcentaje de puntos testados bajó del 80% cuando el número de clases propuestas fue mayor de 13 (Figura 2.11A). Igualmente, las clases testadas supusieron un porcentaje inferior al 60% cuando la red fluvial se dividió en más de 13 clases (Figura 2.11B).



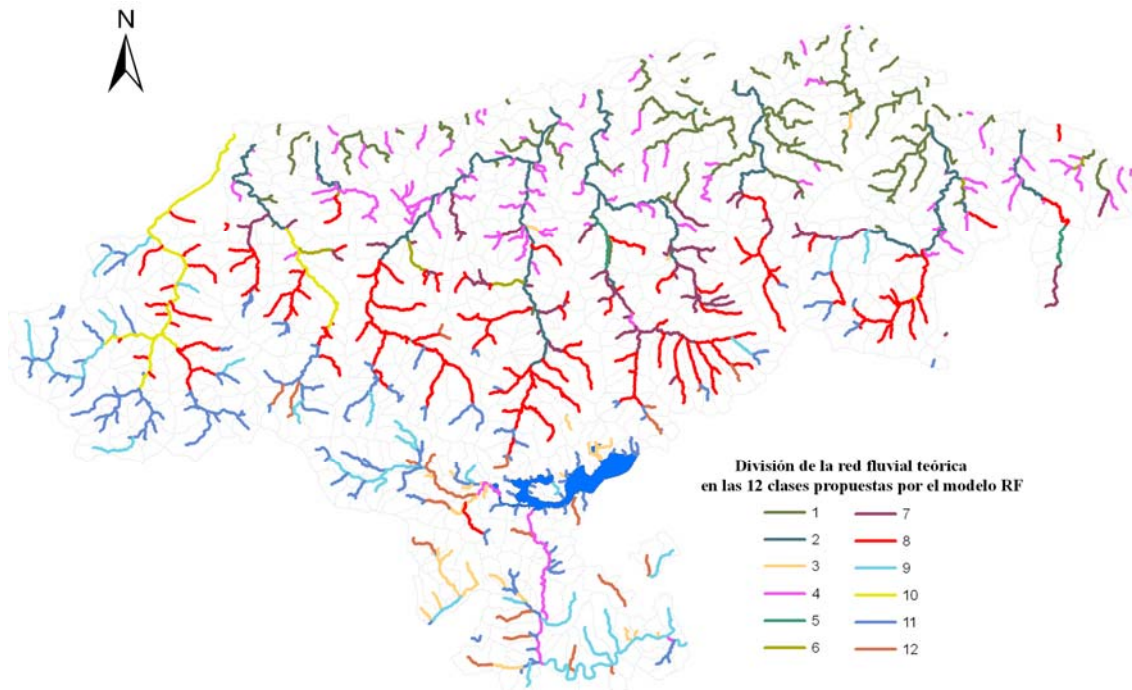
**Figura 2.11.** Porcentaje de puntos analizados (A) y clases testadas (B) en relación al número de clases propuestas por el método *Random Forest*. Las líneas azules, negras y rojas señalan el porcentaje de puntos (A) y clases (B) que se testaron en las clasificaciones que obtuvieron los máximos valores de CS, R y Homog, respectivamente.

Los estadísticos R, H y CS mostraron que la clasificación *a posteriori* ofreció una mejor discriminación que la clasificación RF, aunque en esta ocasión el cociente de la clasificación RF y la clasificación *a posteriori* mostró valores inferiores a 1.2 en la mayoría de casos (Figura 2.12). Por otro lado, los estadísticos R y H indicaron que la clasificación RF fue muy superior a las clasificaciones por proximidad geográfica y por regiones geográficas rectangulares, mientras que el estadístico CS indicó que a partir de las 17 clases la clasificación por proximidad geográfica superó a la clasificación RF (Figura 2.12).



**Figura 2.12.** Test de la clasificación obtenida mediante métodos alternativos: *a posteriori* (azul), por proximidad geográfica (rojo) y por regiones geográficas rectangulares (verde) frente a la clasificación de la red fluvial por *Random Forest*. Los tests corresponden a los análisis ANOSIM (A), análisis de Homogeneidad (B) y MeanSim (C).

Tras analizar los resultados mencionados, el nivel de división más adecuado para el modelo establecido mediante RF es el que dividió a la red fluvial de Cantabria en 12 clases (Figura 2.13). En este nivel de corte el estadístico CS obtuvo el valor más alto (0.11) mientras que el valor del R fue de 0.67, muy cercano al máximo valor que obtuvo R con la división de 15 clases (0.70; Figura 2.10). Los valores de estos estadísticos se obtuvieron tras valorar el 85% de los puntos y el 70% de las clases en el caso de la división en 12 clases, mientras que para la división en 15 clases tan sólo se testaron el 70% de los puntos y el 45% de las clases. Por lo tanto, la fiabilidad de estos test es menor en la propuesta de 15 clases.



**Figura 2.13.** División de la red fluvial teórica de Cantabria en las 12 clases propuestas por el método *Random Forest*.

Las medidas basadas tanto en el índice MDG como en el MDA indicaron que las variables que más influyeron en la clasificación de las subcuencas fluviales en este nivel de corte fueron: la temperatura y la altitud, tanto del segmento como de la cuenca de drenaje (*SegTemp*, *CatTemp*, *SegAlt* y *CatAlt*), la pendiente del segmento (*SegSlope*) y el área y la longitud acumulada (*CatLength* y *CatArea*; Tabla 2.5).

**Tabla 2.5.** Medidas de la importancia que cada variable predictora obtuvo en la clasificación seleccionada para *Random Forest* según los índices *mean decreases gini* (MDG) y *mean decreases accuracy* (MDA). En negrita se muestran las 5 variables que tuvieron los valores más altos para ambos índices.

	MDA	MDG
<i>CatArea</i>	0.0223	5.04
<i>SegArea</i>	-0.0002	3.54
<i>CatLength</i>	0.0227	5.01
<i>SegLength</i>	0.0037	3.74
<i>FlowDens</i>	0.0041	3.26
<i>CatAlt</i>	<b>0.0281</b>	<b>6.07</b>
<i>SegAlt</i>	<b>0.0324</b>	<b>5.69</b>
<i>CatSlope</i>	0.0054	4.29
<i>SegSlope</i>	<b>0.0291</b>	<b>5.39</b>
<i>CatEffRain</i>	-0.0004	3.07
<i>CatTemp</i>	<b>0.0288</b>	<b>6.23</b>
<i>SegTemp</i>	<b>0.0372</b>	<b>6.23</b>
<i>CatCond</i>	0.0071	3.45
<i>CatPerm</i>	0.0016	3.24
<i>CatHard</i>	0.0072	3.65

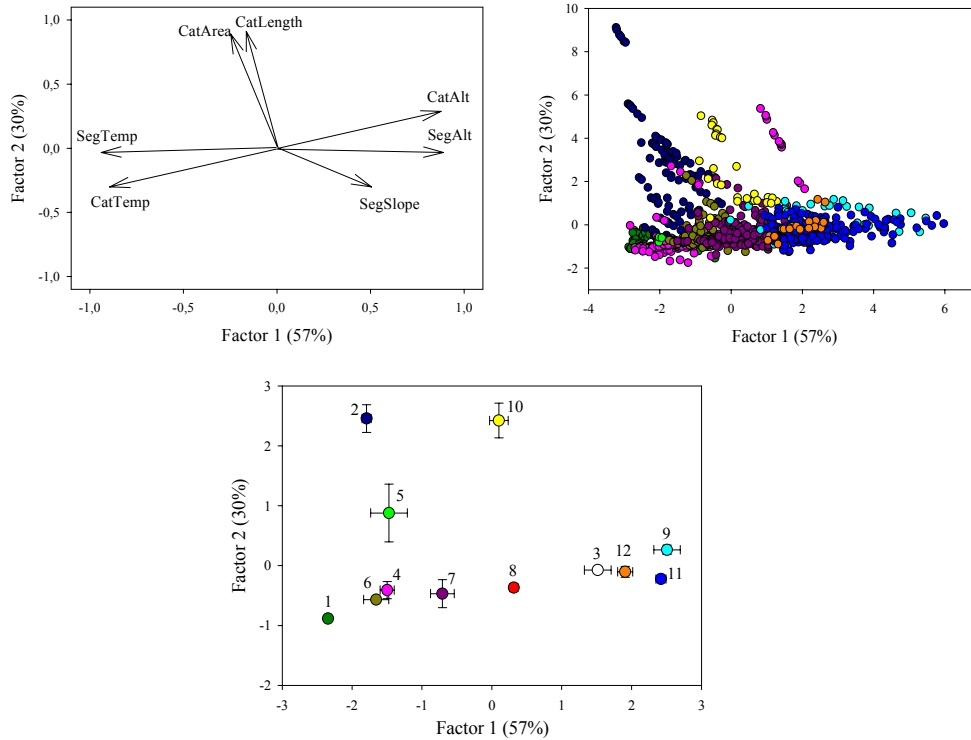
De los 3 modelos de clasificación propuestos en este apartado (LDA, 11 clases; GDM, 6 clases y RF, 12 clases) el modelo *Random Forest* fue el que obtuvo un rendimiento más ajustado y robusto, ya que obtuvo los mayores valores de R, H y CS. Además, la selección de este modelo ofrece un número de clases similares a la clasificación oficial de los ríos de Cantabria establecida por las Confederaciones del Cantábrico, el Ebro y el Duero, en la que se definen un total de 11 clases. A continuación, se describirá la relación de las 12 clases establecidas mediante el método *Random Forest* con las variables ambientales que más influyeron en su definición, así como las comunidades de macroinvertebrados características de estas 12 clases.

### Descripción de las clases propuestas

El primer y el segundo factor del ACP realizado con las variables ambientales que más influyeron en la clasificación realizada mediante *Random Forest* explicaron, respectivamente, un 57% y un 30% de la variabilidad total (Tabla 2.6). El Factor 1 se correlacionó positivamente con la altitud del segmento (*SegAlt*) y la altitud acumulada (*CatAlt*), así como con la pendiente del segmento (*SegSlope*; Tabla 2.6), mientras que la temperatura del segmento (*SegTemp*) y la temperatura acumulada de la cuenca (*CatTemp*), el área acumulada (*CatArea*) y la longitud acumulada (*CatLength*) mostraron relaciones negativas con este Factor (Tabla 2.6). Por otro lado, el área, la altitud y la longitud acumulada, así como la altitud del segmento, mostraron correlaciones positivas con el Factor 2, mientras que la pendiente del segmento, la temperatura del segmento y la temperatura acumulada obtuvieron relaciones negativas con el mismo factor (Tabla 2.6). Por lo tanto, el Factor 1 se puede interpretar como un gradiente altitudinal. Así, las subcuencas de cabecera con mayor pendiente y altitud aparecieron en la parte positiva del Factor 1, mientras que las subcuencas bajas, caracterizadas por presentar mayor temperatura, aparecieron en la parte negativa de este Factor. El Factor 2 también indicó un cierto gradiente longitudinal, ya que las subcuencas con mayor longitud y área acumulada son aquellas que aparecen en la zona baja de las grandes cuencas.

**Tabla 2.6.** Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables ambientales seleccionadas por *Random Forest* y los factores 1 y 2 del ACP (negrita=  $p < 0.05$  y \*=  $p < 0.01$ ). También se incluyen los *Eigenvalues* de ambos factores y el porcentaje de variación que explica cada uno.

	Factor 1	Factor 2
<b><i>Eigenvalue</i></b>	3,97	2,09
<b><i>Var %</i></b>	56,71	29,89
<b><i>CatArea</i></b>	<b>-0,101*</b>	<b>0,735*</b>
<b><i>CatLength</i></b>	<b>-0,066</b>	<b>0,718*</b>
<b><i>CatAlt</i></b>	<b>0,924*</b>	<b>0,631*</b>
<b><i>SegAlt</i></b>	<b>0,972*</b>	<b>0,348*</b>
<b><i>SegSlope</i></b>	<b>0,564*</b>	<b>-0,304*</b>
<b><i>CatTemp</i></b>	<b>-0,929*</b>	<b>-0,650*</b>
<b><i>SegTemp</i></b>	<b>-0,972*</b>	<b>-0,389*</b>



**Figura 2.14.** Análisis de Componentes Principales (ACP) para las características ambientales que más influyeron en la diferenciación de las 12 clases propuestas por el modelo *Random Forest*. El ACP se representa con todas las subcuencas definidas en la red teórica fluvial de Cantabria y los valores promediados ( $\pm 1SE$ ) para cada una de las 12 clases.

Las clases 11, 12, 9 y 3 fueron las que mostraron una relación más positiva con el Factor 1 del ACP (Figura 2.14). Estas clases agruparon a la mayoría de las subcuencas situadas en las zonas de montaña y alta montaña de Cantabria, caracterizadas por presentar bajas temperaturas y elevadas altitudes (Tabla 2.7). La clase 11 fue la que contó con una pendiente media más pronunciada (7.9%). Está clase agrupó al mayor número de subcuencas (191; Tabla 2.7), representando gran parte de los tramos de cabecera de las cuencas de mayor entidad, principalmente las situadas en la parte occidental de la región, así como algún tributario de las cuencas de los Ríos Deva (Río Urdón), Nansa (Ríos Lamasón y Vendul) y Ebro (Río Polla). Junto con la clase 11, la clase 9 dominó las cabeceras de las cuencas Cantábricas occidentales, así como el eje principal del Río Híjar y parte del eje principal de los Ríos Ebro y Camesa (Figura 2.13). La clase 9 fue la que contó con las temperaturas más bajas y las altitudes más elevadas (Tabla 2.7). La clase 12 también agrupó algún tramo de cabecera, aunque en menor medida que las dos clases anteriores. Esta clase tuvo mayor presencia al sur de la cordillera Cantábrica agrupando parte del eje principal del Río Híjar, así como parte de los tributarios del Río Ebro y la cabecera del Río Camesa. Finalmente, la clase 3 apareció mayoritariamente al sur de la cordillera Cantábrica, siendo dominante en el Río Camesa, aunque también incluyó 3 pequeños tributarios Cantábricos y un tramo medio del Río Campiazo (Figura 2.13). Esta clase, pese a contar con altitudes



relativamente altas, mostró una pendiente media muy poco pronunciada (0.7%; Tabla 2.7).

Las clases 8, 10 y 7 se situaron en la parte central del Factor 1 del ACP (Figura 2.14) mostrando características intermedias entre las clases indicadas anteriormente y las clases localizadas en zonas más bajas. La clase 8 estuvo representada por 150 subcuencas que agruparon gran parte de los tramos altos-medios de las cuencas Cantábricas, tanto de los ejes principales como de diversos tributarios (Figura 2. 13). En estos tramos la altitud del segmento descendió más de la mitad con respecto a las clases indicadas anteriormente, aunque la pendiente continuó mostrando valores elevados (4.7%; Tabla 2.7). La clase 10 apareció casi exclusivamente en las cuencas de los Ríos Deva, donde ocupó la práctica totalidad de su eje principal, y Nansa, en la parte media del eje principal, aunque también incluyó un tramo de 1 km en el Río Gándara (cuenca del Asón). Esta clase mostró grandes diferencias entre la altitud acumulada y la altitud del segmento, debido a que incluyó subcuencas de zonas altas y bajas, sobre todo en el Río Deva. Finalmente, la clase 7 agrupó distintos tributarios medios de las cuencas Cantábricas. Las clases 10 y 7 mostraron un incremento en la temperatura del segmento y un descenso en la altitud del segmento con respecto a las clases de media y alta-montaña (8, 11,12, 9 y 3).

Las clases 2, 4, 1, 5 y 6 se situaron en la parte más negativa del Factor 1 del ACP. Junto con la clase 10, la clase 2 fue la que mostró relaciones más positivas con el factor 2, debido a que obtuvo los mayores valores de longitud y área acumulada (Tabla 2.7). La clase 2 agrupó a la mayoría de los tramos situados aguas abajo de la clase 8, incluyendo gran parte de las zonas bajas en los ejes de las cuencas Cantábricas de mayor entidad (Figura 2.13). Las clases 1 y 4 mostraron una distribución espacial similar, representando las zonas más bajas de diversas cuencas Cantábricas, principalmente de los ríos costeros. Además, la clase 4 también agrupó a los tramos más bajos de los Ríos Ebro y Camesa en Cantabria. Ambas clases, junto la clase 2, fueron las que obtuvieron los valores más altos de temperatura acumulada (Tabla 2.7). Las 2 clases restantes (5 y 6) fueron minoritarias en cuanto al número de subcuencas que agruparon (7 y 8, respectivamente). La clase 5 incluyó un tramo medio del Río Pas y otro del Río Agüera, mientras que la clase 6 apareció principalmente en 3 tributarios de los Ríos Nansa, Saja y Besaya, así como en el Río Sámano, situado en la zona costera oriental de Cantabria.

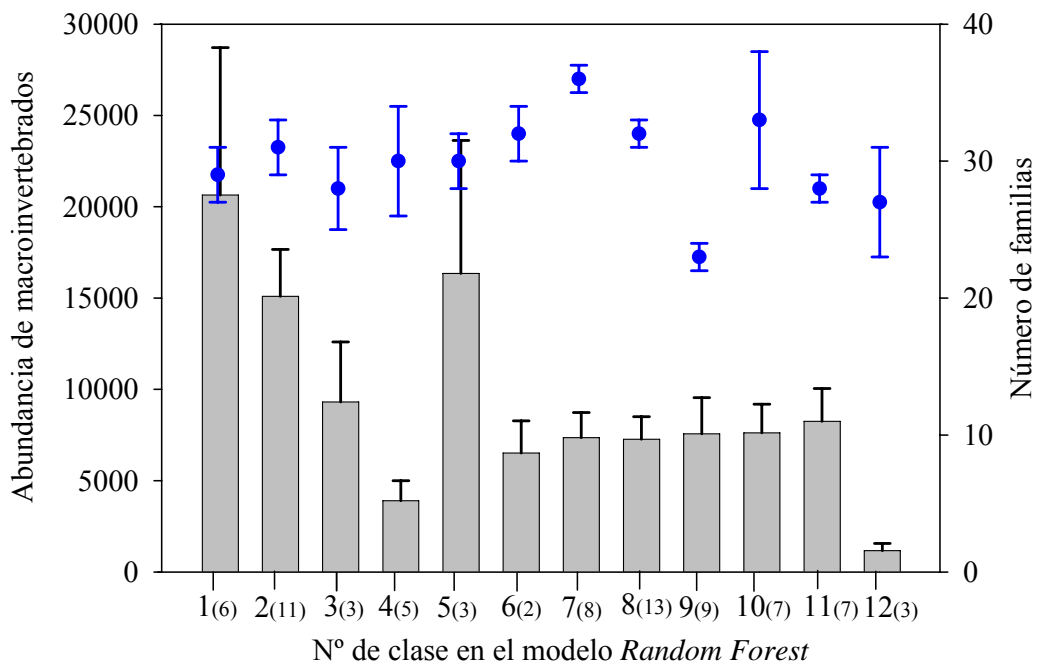


**Tabla 2.7.** Valores medios ( $\pm 1SE$ ) de las variables ambientales que más influyeron en la clasificación realizada mediante *Random Forest* en las 12 clases propuestas por el modelo. También se incluyen el número de subcuencas que agrupó cada clase y los resultados del ANOVA realizado para evaluar las diferencias de estas variables en las 12 clases propuestas (negrita=  $p < 0.05$ ; \*=  $p < 0.01$ ).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	$F_{(11, 933)}$
<b>CatArea (km<sup>2</sup>)</b>	15.7 $\pm$ 1.4	322.0 $\pm$ 23.0	12.8 $\pm$ 2.2	44.6 $\pm$ 9.1	147.0 $\pm$ 47.3	29.0 $\pm$ 2.9	31.1 $\pm$ 6.1	30.9 $\pm$ 3.6	33.0 $\pm$ 4.4	253.1 $\pm$ 32.5	13.9 $\pm$ 1.2	11.0 $\pm$ 1.4	<b>92.9*</b>
<b>CatLength</b>	5.9 $\pm$ 0.6	132.0 $\pm$ 10.3	4.5 $\pm$ 0.9	28.0 $\pm$ 6.1	6.1 $\pm$ 2.1	11.0 $\pm$ 1.2	13.2 $\pm$ 2.7	11.4 $\pm$ 1.4	18.0 $\pm$ 2.4	118.4 $\pm$ 14.0	4.9 $\pm$ 0.5	8.5 $\pm$ 3.5	<b>67.7*</b>
<b>CatAlt (m.s.n.m)</b>	151 $\pm$ 9	577 $\pm$ 16	910 $\pm$ 37	339 $\pm$ 27	389 $\pm$ 74	368 $\pm$ 39	548 $\pm$ 14	772 $\pm$ 15	1239 $\pm$ 44	1088 $\pm$ 23	1161 $\pm$ 18	1004 $\pm$ 33	<b>257.7*</b>
<b>SegAlt (m.s.n.m)</b>	37 $\pm$ 3	69 $\pm$ 6	786 $\pm$ 39	171 $\pm$ 20	80 $\pm$ 31	93 $\pm$ 30	235 $\pm$ 9	385 $\pm$ 11	835 $\pm$ 41	268 $\pm$ 26	811 $\pm$ 16	781 $\pm$ 28	<b>289.0*</b>
<b>SegSlope (%)</b>	1.1 $\pm$ 0.1	0.6 $\pm$ 0.0	0.7 $\pm$ 0.1	3.1 $\pm$ 0.3	0.3 $\pm$ 0.1	1.4 $\pm$ 0.1	3.9 $\pm$ 0.3	5.9 $\pm$ 0.3	4.7 $\pm$ 0.8	1.4 $\pm$ 0.1	7.9 $\pm$ 0.4	3.9 $\pm$ 0.6	<b>49.6*</b>
<b>CatTemp (°C)</b>	13.8 $\pm$ 0.0	12.1 $\pm$ 0.0	10.6 $\pm$ 0.1	13.1 $\pm$ 0.1	12.1 $\pm$ 0.4	13.0 $\pm$ 0.1	12.3 $\pm$ 0.1	11.5 $\pm$ 0.0	9.6 $\pm$ 0.1	10.3 $\pm$ 0.1	10.0 $\pm$ 0.1	10.2 $\pm$ 0.1	<b>273.4*</b>
<b>SegTemp (°C)</b>	14.2 $\pm$ 0.0	14.0 $\pm$ 0.0	10.9 $\pm$ 0.1	13.6 $\pm$ 0.1	13.8 $\pm$ 0.1	13.8 $\pm$ 0.2	13.1 $\pm$ 0.0	12.4 $\pm$ 0.0	10.6 $\pm$ 0.1	12.8 $\pm$ 0.1	10.8 $\pm$ 0.0	10.8 $\pm$ 0.1	<b>319.6*</b>
<b>Nº Subcuencas</b>	142	98	35	128	7	8	74	150	46	30	191	25	

## Descripción de las comunidades de macroinvertebrados características de las 12 clases propuestas

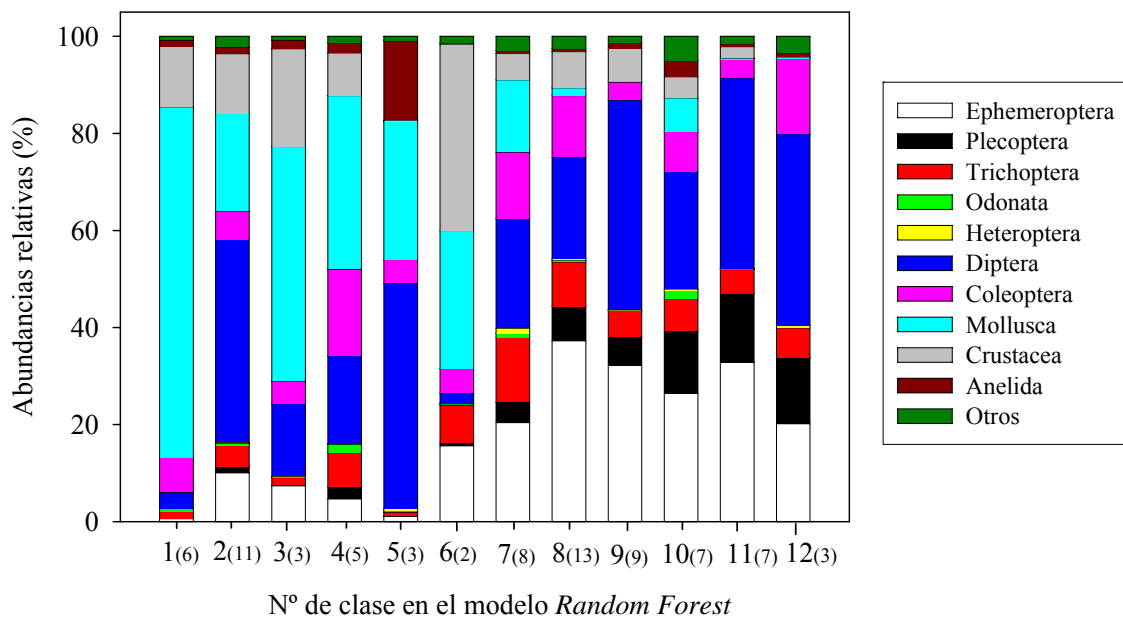
En los 77 puntos de estudio se identificaron un total de 93 familias de macroinvertebrados. Un tercio de estas familias aparecieron en menos del 5% de los puntos de estudio, mientras que sólo 6 aparecieron en más del 85% de los puntos (Athericidae, 86%; Leuctridae, 87%; Hydropsychidae, 89%; Baetidae, 96%; Elmidae, 99% y Chironomidae, 100%). El mayor número medio de familias de macroinvertebrados se obtuvo en las comunidades de la clase 7 (36 familias; Figura 2.15), mientras que las comunidades de macroinvertebrados de la clase 9 contaron con el promedio más bajo (23 familias). La abundancia de macroinvertebrados alcanzó los valores más elevados en las clases 1 (20640 individuos) y 5 (16350 individuos), mientras que la clase 12 obtuvo el promedio más bajo (1200 individuos; Figura 2.15).



**Figura 2.15.** Abundancia (barras) y número de familias de macroinvertebrados (puntos azules) promediados ( $\pm 1SE$ ) para las 12 clases fluviales definidas según el método *Random Forest*. Junto al número de cada clase se indica el número de puntos de muestreo por el que estuvo representada cada clase.

Las comunidades de macroinvertebrados que caracterizaron las 12 clases definidas por RF se pueden diferenciar en 2 grupos atendiendo a su estructura. En las clases 7, 8, 9, 10, 11 y 12 (grupo 1; G1) los efemerópteros, plecópteros y tricópteros (EPT) mostraron una importancia relativa elevada (40-55%), mientras que los taxones no-insectos mostraron porcentajes de abundancia más bajos (5-25%; Figura 2.16). Por el contrario, en las clases 1, 2, 3, 4, 5 y 6 (grupo 2; G2) la abundancia de EPT fue escasa (2-25%), mientras que la importancia de los taxones no-insectos, principalmente moluscos, crustáceos y anélidos, incrementó

considerablemente (35-85%). Otros grupos taxonómicos importantes fueron los coleópteros y los dípteros. Los coleópteros mostraron una importancia similar en todas las clases (5-18%), mientras que los dípteros mostraron gran variabilidad, llegando a representar el 45% de la comunidad en las clases 9 y 5 y tan sólo el 3% en las clases 1 y 6 (Figura 2.16). Los odonatos y heterópteros fueron grupos minoritarios ya que nunca llegaron a suponer más del 2% de la comunidad de macroinvertebrados en ninguna de las 12 clases. Dentro del grupo "otros" destacó Hydracarina, alcanzando su máxima abundancia relativa en la clase 10 (5%).



**Figura 2.16.** Abundancia relativa de los grupos de macroinvertebrados presentes en las 12 clases fluviales definidas mediante el método de *Random Forest*. Junto al número de cada clase se indica el número de puntos de muestreo por el que estuvo representada cada clase.

Los resultados del análisis IndVal señalaron que varias de las clases agrupadas en el G1 mostraron como taxones indicadores a diversas familias EPT. Así, este análisis identificó a Heptageniidae (Ephemeroptera) como familia indicadora de la clase 9, a Leuctridae (Plecóptera) como familia indicadora de la clase 10 y a Leptophlebidae (Ephemeroptera), Perlidae (Plecóptera) y Odontoceridae (Trichoptera), junto con Hydraenidae y Scirtidae (Coleoptera), como familias indicadoras de la clase 11 (Tabla 2.8). Igualmente, este análisis reconoció mayoritariamente a los dípteros y a los taxones no-insectos como indicadores de diversas clases incluidas en el G2. Así, las familias indicadoras de la clase 1 fueron Planariidae (Tricladia), Hydrobiidae y Sphaeridae (Mollusca), Gammaridae (Crustacea) y Coenagrionidae (Odonata), mientras que Oligochaeta (Anelida), Hydrophilidae (Coleoptera) y Chironomidae (Diptera) fueron indicadores de la clase 5. Los dípteros Anthomyiidae y Psychomyiidae fueron las familias indicadoras de la clase 2, Veliidae (Heteroptera) de la clase 4 y Glossosomatidae (Trichoptera) y Ptychopteridae (Diptera) de la clase 6. Este análisis no identificó ningún taxón indicador para las clases 3, 7, 8 y 12.

**Tabla 2.8.** Abundancia media de los taxones de macroinvertebrados indicadores de las 12 clases fluviales definidas mediante el método *Random Forest*. También se incluyen los resultados del análisis IndVal.

	Clase	I.V.	Abundancia	<i>p</i>
Planariidae	1	31.3	20 ±15	0.056
Hydrobiidae	1	49.2	14007 ±7008	0.038
Sphaeriidae	1	66.9	467 ±200	<0.001
Gammaridae	1	26.0	2530 ±430	0.034
Coenagrionidae	1	27.4	48 ±24	0.038
Anthomyiidae	2	35.0	30 ±17	0.025
Psychomyiidae	2	25.9	78 ±24	0.059
Veliidae	4	30.0	1 ±0	0.030
Oligochaeta	5	69.7	2654 ±2591	0.019
Hydrophilidae	5	33.3	10 ±9	0.026
Chironomidae	5	37.2	7491 ±5408	0.008
Glossosomatidae	6	64.6	380 ±256	0.002
Ptychopteridae	6	50.0	2 ±1	0.003
Heptageniidae	9	29.2	943 ±416	0.058
Leuctridae	10	26.6	868 ±215	0.028
Leptophlebiidae	11	28.2	171 ±51	0.048
Perlidae	11	48.5	81 ±29	0.008
Odontoceridae	11	30.4	39 ±30	0.035
Hydraenidae	11	33.7	84 ±26	0.018
Scirtidae	11	38.4	44 ±30	0.042

Según los resultados del análisis SIMPER, las comunidades de macroinvertebrados incluidas en las clases 6, 7, 8 y 10 fueron las más homogéneas, mostrando una similaridad del 40%, mientras que las comunidades incluidas en las clases 5 y 3 fueron las que mostraron valores de similaridad más bajos (20% y 23%, respectivamente).

## Discusión

### *Comparación de las clasificaciones establecidas mediante los 3 métodos multivariantes propuestos*

En el presente capítulo se han aplicado y testado 3 métodos estadísticos multivariantes *bottom-up* para clasificar los ríos de Cantabria partiendo de la distribución espacial de las comunidades de macroinvertebrados. El uso de estos métodos supone un novedoso avance en la definición de clases fluviales, ya que, a excepción del modelo predictivo MEDPACS (Poquet *et al.*, 2009), la mayoría de propuestas desarrolladas en España se han realizado mediante aproximaciones que no han tenido en cuenta la distribución de las comunidades biológicas (e.g. Bonada *et al.*, 2002; CEDEX, 2004; GESHA, 2006; Munné y Prat, 2004; Sánchez-Montoya

*et al.*, 2007; Ugarte *et al.*, 2006). Sin embargo, alguno de estos estudios ha realizado diversos análisis *a posteriori*, similares a los presentados en este capítulo, para comprobar la concordancia entre las clases resultantes y la distribución de las comunidades de macroinvertebrados. Así, estudios realizados en las cuencas norte de Cantabria han obtenido valores de 0.26 para el estadístico R de ANOSIM y de 0.05 para el CS de MeanSim, tras analizar la composición de las comunidades de macroinvertebrados presentes en las 5 clases propuestas en dicho estudio (Datos no publicados). Por otro lado, estudios similares realizados en las cuencas peninsulares de la vertiente Mediterránea han obtenido valores de R que varían entre 0.18 y 0.39 para las comunidades de macroinvertebrados presentes en las 5 clases identificadas en estas cuencas (Sánchez-Montoya *et al.*, 2007). En este capítulo, el estadístico R obtuvo valores de 0.53 para las 11 clases propuestas por LDA, de 0.52 para las 6 clases propuestas por GDM y de 0.67 para las 12 clases propuestas por RF, lo que indica que las aproximaciones *bottom-up* desarrolladas en este capítulo presentan una mejoría con respecto a los estudios referidos. Igualmente, en este capítulo se obtuvieron valores de CS (0.06, LDA; 0.07, GDM y 0.11, RF) más altos que los descritos en la anterior clasificación de los ríos de Cantabria. Esta mejoría podría deberse a que en este capítulo se han seleccionado un mayor número de clases (11, 6 y 12) que en los estudios indicados (5), ya que el aumento del número de clases suele incrementar su capacidad de discriminación (Hawkins y Norris, 2000). No obstante, los valores que obtuvieron los estadísticos R y CS cuando LDA, GDM y RF dividieron a la red fluvial teórica de Cantabria en 5 clases (Figuras 2.2, 2.6 y 2.10, respectivamente) también indicaron un mejor ajuste de las clases definidas en este capítulo mediante aproximaciones *bottom-up* frente a los estudios referidos. Por lo tanto, las clasificaciones propuestas mediante aproximaciones *bottom-up* parecen ser más eficaces a la hora de particionar la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados que las aproximaciones *top-down* las cuales han obtenido valores más bajos en diversas regiones de España.

Como se puede observar en las figuras 2.2, 2.6 y 2.10 los estadísticos R, H y CS indicaron que el método multivariante RF definió clases con un ajuste más robusto que las clases propuestas por LDA y GDM. *Random Forest* es el único de estos métodos que reajusta la importancia de las variables ambientales para cada nivel jerárquico propuesto, por lo que modela de diferente manera las interacciones entre estas variables en los distintos niveles planteados (Cutler *et al.*, 2007). Por el contrario, LDA y GDM se basan en modelos aditivos que plantean los sucesivos niveles jerárquicos en función de la importancia que las variables ambientales obtienen en el nivel previo. Como resultado, los métodos LDA y GDM establecen clases que se van dividiendo progresivamente en los subsecuentes niveles jerárquicos. Por lo tanto, las clases propuestas para un determinado nivel jerárquico aparecen incluidas en el nivel anterior. Esta característica aporta una ventaja desde el punto de vista de la gestión, ya que una determinada clase se puede dividir en 2 o más clases sin interferir en el resto de la clasificación. Por el

contrario, RF propone un modelo diferente para cada nivel jerárquico, por lo que las clases de un determinado nivel no tienen porqué guardar relación con las clases definidas en el nivel previo. Los modelos que manejan mejor las diferentes interacciones entre las variables ambientales a diferentes niveles jerárquicos (i.e. *Random Forest*) generan clases más robustas en relación a la distribución de las comunidades de macroinvertebrados, ya que los patrones de distribución espacial que siguen los macroinvertebrados tienden a estar relacionados con diferentes factores ambientales a distintas escalas espaciales (Aroviita *et al.*, 2009; Poff, 1997). Así, la selección final de un modelo u otro depende del uso que se vaya a hacer del mismo. En este capítulo se ha seleccionado el modelo propuesto por RF porque matemáticamente es el que aporta unos resultados más robustos. Sin embargo, desde el punto de vista de la gestión, el modelo propuesto por LDA o GDM aporta un marco más sencillo que, además, se muestra más flexible a la hora realizar reajustes posteriores.

Las clases fluviales que propusieron los 3 modelos seleccionados, a partir de los métodos LDA, GDM y RF, presentaron una distribución espacial similar, mostrando una disposición en bandas paralelas a la costa. De estos modelos, el propuesto por LDA fue el que generó clases con una distribución menos ordenada, como se puede ver tras observar, por ejemplo, la cuenca del Río Deva (Figura 2.5). En el modelo generado por LDA las 3 variables geológicas (*CatHard*, *CatCond* y *CatPerm*) jugaron un papel muy importante (Tabla 2.4). En Cantabria, las diferencias geológicas no siguen un gradiente norte-sur como lo hacen el resto de variables ambientales incluidas en este capítulo (variables topográficas y climáticas; Centro de Investigación y Desarrollo de Santander, 1981), lo que influyó en que las clases propuestas por LDA no siguiesen una ordenación tan definida como las propuestas por GDM y RF. Por otro lado, los modelos propuestos por GDM y RF dieron más peso a las variables topográficas y climáticas, obviando las variables geológicas. La selección de estas variables dio como resultado que ambos modelos reflejasen mejor el fuerte gradiente longitudinal que muestran los ríos de Cantabria, especialmente los situados en la vertiente Cantábrica (Elósegui *et al.*, 2002; Pardo y Álvarez, 2006). Entre GDM y RF la mayor diferencia radicó en que GDM obtuvo el mejor ajuste tras dividir la red fluvial de Cantabria en un número comprendido entre 6 y 9 clases (Figura 2.6), siendo el modelo de 6 clases el más robusto, mientras que RF obtuvo el mejor ajuste tras dividir a la red fluvial entre 12 y 15 clases. Este hecho podría estar relacionado con que GDM tiene la capacidad de incluir en el modelo a la misma variable predictora en más de una ocasión, tras someterla a distintas transformaciones. Así, en el modelo seleccionado en el presente capítulo, el método GDM tomó el valor de la altitud acumulada (*CatAlt*) después de transformarla mediante Logaritmo neperiano ( $\ln X$ ) y tras elevarla al cubo ( $X^3$ ). Debido a la gran importancia que GDM dio a altitud acumulada, las clases propuestas por este modelo se dispusieron en bandas paralelas a la costa muy definidas. Además, el modelo GDM agrupó en una misma clase (clase 6) a la práctica totalidad de los tramos situados en las cuencas localizadas al sur de la

cordillera Cantábrica, las cuales mantienen una elevada altitud desde los tramos de cabecera a los tramos situados en la zona más baja dentro del territorio de Cantabria. Por lo tanto, parece que el marcado gradiente ambiental norte-sur que muestra la región de Cantabria hace que los métodos utilizados, principalmente GDM y RF, ofrezcan modelos similares que distribuyen a las clases fluviales en disposición paralela a la costa, como también se refleja en la clasificación propuesta por Elena *et al.* (1997), así como en la clasificación oficial de los Ríos Cantábricos propuesta por la Confederación Hidrográfica del Cantábrico.

### *Correspondencia entre las clasificaciones propuestas y las comunidades de macroinvertebrados*

Como se ha indicado anteriormente, las clases fluviales propuestas en el presente capítulo obtuvieron una correspondencia más ajustada con las comunidades de macroinvertebrados que otras propuestas previas desarrolladas en España mediante aproximaciones *top-down* (Sánchez-Montoya *et al.*, 2007; Ugarte *et al.*, 2006). Sin embargo, parece que la capacidad de discriminación de las clases propuestas en este capítulo está dentro de los umbrales descritos por otros estudios desarrollados en otras partes del mundo. Así, Hawkins *et al.* (2000) describieron valores de CS entre 0.06 y 0.19, mientras que en el estudio realizado por Snelder *et al.* (2004) estos valores oscilaron entre 0.05 y 0.17 y entre 0.01 y 0.18 en el estudio de Heino y Mykra (2006). Se puede concluir que estos valores de CS muestran correspondencias relativamente débiles entre las comunidades de macroinvertebrados y las clases fluviales.

La escasa correspondencia que muestran las comunidades de macroinvertebrados y las clases fluviales definidas mediante variables de cuenca ha sido generalmente atribuida a que la composición de las comunidades de macroinvertebrados podría verse más influenciada por variables ambientales que operan a nivel de tramo (Death y Joy, 2004). Así, determinados autores han puesto de manifiesto cómo las comunidades de macroinvertebrados se ven severamente afectadas por el régimen de perturbaciones hidrológicas que caracteriza a un determinado tramo fluvial, esto es, por la frecuencia y magnitud de las crecidas y las sequías (Barquín y Death, 2004; Bonada *et al.*, 2006b; Death y Winterbourn, 1995; Lake, 2000). Igualmente, la composición del sustrato es otro factor que parece determinar la composición de las comunidades de macroinvertebrados ya que, además de proporcionar refugio a los macroinvertebrados frente al estrés hidráulico que ejercen las crecidas, influye en otras cuestiones básicas, como la retención de materia orgánica (Munn *et al.*, 2009). Otro factor que podría reducir la correspondencia entre las comunidades de macroinvertebrados y las clases fluviales podrían ser los distintos patrones de microdistribución que los macroinvertebrados muestran dentro de un mismo tramo fluvial (ver capítulo IV; Brooks *et al.*, 2005; Eedy y Giberson, 2007), por lo que la capacidad de discriminación de las clases

fluviales se podría incrementar si se partiese de bases de datos taxonómicas elaboradas con la información obtenida en un determinado microhábitat. Por ejemplo, incluyendo muestras de macroinvertebrados tomadas exclusivamente en riffles (ver: Aroviita *et al.*, 2009). Igualmente, si se partiese de muestras tomadas sobre diferentes microhábitats sería conveniente reflejar el porcentaje que cada hábitat supone sobre el total de la muestra. Esto permitiría determinar la variabilidad que puede ser atribuida a los patrones de micro y mesodistribución que muestran los macroinvertebrados. Otro factor que podría influenciar en la distribución de los macroinvertebrados es su capacidad para dispersarse y colonizar otras regiones así como su dinámica metapoblacional u otros factores biogeográficos (Murria, 2009). Finalmente, cabría destacar que la afección que los distintos factores bióticos pudieran ejercer sobre la correspondencia entre las clasificaciones fluviales y las comunidades de macroinvertebrados ha sido escasamente tratada, pudiendo ser éste un factor clave (ver: Pinto *et al.*, 2006). Así, diversos estudios han evidenciado como los procesos de competencia y predación pueden generar importantes cambios en las comunidades de macroinvertebrados (Giller y Malmqvist, 1997; Lancaster *et al.*, 1990). Igualmente, habría que atender a las relaciones establecidas entre las comunidades de macroinvertebrados y otras comunidades fluviales, ya que la presión depredadora ejercida por diversas poblaciones piscícolas también puede ocasionar cambios notables en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados (Cowx *et al.*, 1984).

Además, la correspondencia entre las comunidades de macroinvertebrados y las clases fluviales propuestas para Cantabria podría incrementar mejorando la red de puntos de estudio. Debido a que no se dispuso de un elevado número de puntos de estudio, la base de datos taxonómica utilizada en la elaboración de este capítulo no estuvo exclusivamente formada por puntos de referencia en el sentido estricto del término, sino que contó con puntos de estudio que no mostraron alteraciones antrópicas severas, por lo que muy probablemente alguno de estos puntos pudiera mostrar desviaciones con respecto a la comunidad de macroinvertebrados de referencia. Este problema se agravó en las zonas más cercanas a la costa, donde fue más difícil encontrar puntos que presentasen escasas alteraciones antrópicas (GESHA, 2006). Más aún, el número de puntos de estudio mediante los que se elaboraron los modelos propuestos en este capítulo pudiera ser insuficiente para realizar una correcta definición de alguna de las clases resultantes. Por ejemplo, tan solo se incluyeron 7 puntos de estudio representando a las cuencas del sur (1 punto en la cuenca del Camesa y 6 en la del Ebro) lo que parece insuficiente para caracterizar adecuadamente las comunidades de macroinvertebrados presentes en estas cuencas. Otro factor a tener en cuenta es que el Río Ebro, aguas abajo de la presa de Valdearroyo, presenta un régimen hidrológico contrario al natural, ya que el embalse realiza las mayores sueltas en verano, con el objetivo de satisfacer la demanda agrícola del valle del Ebro. Este hecho podría incrementar el nivel de perturbaciones en esta época, lo que a su vez, podría generar cambios en la



estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados localizadas en los dos puntos de estudio situados aguas abajo del embalse del Ebro en Reinosa (Figura 2.1). Además, la base de datos taxonómica se debería completar con un mayor número de registros que reflejasen la composición de las comunidades de macroinvertebrados durante un periodo de tiempo más amplio, lo que facilitaría una descripción más completa de las comunidades características de cada clase, pudiendo así incrementar la correspondencia entre las diferentes clases y las comunidades de macroinvertebrados (Hawkins *et al.*, 2000).

Otra cuestión que ha generado cierto debate científico es el nivel de resolución taxonómica que se debe aplicar para conseguir la mejor correspondencia entre las clases fluviales y las comunidades de macroinvertebrados. En este sentido diversos autores han descrito que el nivel de género o especie genera una mejor discriminación que el nivel de familia (Hawkins y Vinson, 2000; Verdonshot, 2006), mientras que otros defienden que el nivel de familia es suficiente para discriminar entre ecorregiones (Feminella, 2000). En cualquier caso, parece que el uso de uno u otro nivel no genera cambios relevantes en la correspondencia final entre las clases fluviales y las comunidades de macroinvertebrados (Hawkins *et al.*, 2000). En el presente capítulo se utilizó una base de datos elaborada a nivel de familia debido a que se partió de información elaborada por diferentes entidades (Tabla 2.1) que utilizaron diferentes niveles de resolución taxonómica (familia y género/especie), por lo que hubo que optar por el nivel taxonómico superior, no pudiendo realizar una comparación adecuada entre la idoneidad de los distintos niveles de identificación taxonómica.

### *Patrones de distribución espacial de las comunidades de macroinvertebrados en los ecosistemas fluviales de Cantabria*

Los 3 modelos desarrollados en este capítulo coincidieron en señalar a la temperatura del segmento (*SegTemp*) y a la pendiente, tanto del segmento como acumulada (*SegSlope* y *CatSlope*), como 3 de las variables predictoras que tuvieron mayor importancia en la definición de las clases fluviales. Además, la temperatura, la altitud y la longitud acumulada (*CatTemp*, *CatAlt*, *CatLength*, respectivamente) también fueron incluidas como variables importantes en 2 de estos 3 modelos. En las cuencas fluviales de Cantabria, principalmente en las de vertiente Cantábrica, todas estas variables siguen un patrón longitudinal muy definido, desde las zonas de cabecera hasta las zonas más cercanas a la costa, ya que tanto la temperatura (*SegTemp* y *CatTemp*) como la longitud acumulada incrementan aguas abajo, mientras que la pendiente (*SegSlope* y *CatSlope*) y la altitud muestran la tendencia contraria, si bien alguno de los ríos tributarios situados en las zonas media-bajas difieren parcialmente de este patrón. Por lo tanto, parece que el patrón de distribución espacial que siguen las comunidades de macroinvertebrados en Cantabria se ve muy influenciado por el gradiente longitudinal que muestran los

ríos de esta región. Así, como se ha indicado anteriormente, la mayoría de las clases propuestas por estos 3 modelos aparecieron en bandas paralelas a la costa, agrupando tramos de distintas cuencas fluviales situados en zonas altas, medias o bajas. Este patrón se hace especialmente evidente en las cuencas de la vertiente Cantábrica, donde las condiciones ambientales parecen mostrar mayores diferencias en el propio eje longitudinal de una determinada cuenca que entre diferentes cuencas de entidad similar. Por el contrario, otras variables ambientales que no se ven tan fuertemente influenciadas por este gradiente longitudinal (e.g. longitud del segmento, densidad de drenaje o lluvia efectiva) no fueron reconocidas por los modelos como variables robustas para predecir la distribución espacial de las comunidades de macroinvertebrados en Cantabria. Estos resultados contrastan con los modelos propuestos en otras regiones. Por ejemplo, en la región de Cataluña, donde se proponen diferentes clases en función de la geología (ríos predominantemente silíceos o calcáreos) o del régimen de precipitaciones, lo que hace que las diferentes clases fluviales propuestas para Cataluña sigan un patrón de distribución espacial diferente al descrito en este capítulo para Cantabria (Munné y Prat, 2004; Sánchez-Montoya *et al.*, 2007).

Respecto a las comunidades de macroinvertebrados, el número de familias no se adaptó a ningún patrón concreto, ya que no se estructuró en relación a ninguna de las variables ambientales que más influyeron en la definición de los modelos propuestos: temperatura, pendiente, altitud o longitud acumulada. *A priori*, según el *Habitat Template Model* (Poff y Ward, 1990) se podría esperar que el número total de macroinvertebrados pudiera guardar relación directa con el área de la cuenca, la cual se ha descrito como un factor importante para el establecimiento de diferentes hábitats fluviales (Benda *et al.*, 2004). Sin embargo, la riqueza de macroinvertebrados no fue más alta en las clases que mostraron un mayor área de cuenca. Así, el número de taxones de macroinvertebrados podría ser más dependiente de factores ambientales que actúan a otros niveles (e.g. nivel de tramo o microhábitat). Para responder a esta cuestión, en el capítulo III de la presente tesis se buscarán las relaciones establecidas entre la riqueza taxonómica de macroinvertebrados y la diversidad de hábitats descritos a nivel de tramo, mientras que en el capítulo IV se buscará la relación existente entre la riqueza de macroinvertebrados y determinadas características ambientales que operan a nivel de microhábitat.

Como se indicó anteriormente, las comunidades de macroinvertebrados que caracterizaron las 12 clases propuestas por RF siguieron 2 patrones estructurales diferentes pudiendo diferenciarse 2 grupos (G1: clases 7, 8, 9, 10 y 11 y G2: clases 1, 2, 3, 4, 5, 6). Las clases incluidas en el G1 mostraron valores de abundancia muy similares (Figura 2.15), excepto la clase 12, que contó con la menor abundancia de las 12 clases. Parece que la escasez de macroinvertebrados que presentó alguno de los puntos de esta clase en el Río Híjar podría estar ligada a la sequía que esta zona experimentó durante el verano de 2006 (Álvarez-Cabria *et*

*al.*, 2008). Otros puntos de estudio de la clase 12 que se situaron en zonas de cabecera, muy cercanos al nacimiento, también mostraron abundancias muy bajas. Estudios realizados en otras cuencas Cantábricas también han descrito que las comunidades de macroinvertebrados propias de las zonas de cabecera muestran abundancias muy reducidas, asociándolo al efecto que el estrés hidráulico ejerce sobre la deriva de los macroinvertebrados (Imbert *et al.*, 2005; Riaño *et al.*, 1993) y la disponibilidad de recursos tróficos (e.g. materia orgánica o perifiton; Izaguirre y Elósegui, 2005). Por otro lado, la mayoría de las clases incluidas en el G2, tuvieron mayor abundancia que las clases del G1 (Figura 2.15). Estos resultados parecen confirmar el patrón observado en diversos estudios realizados a nivel de cuenca en ríos templado-atlánticos, donde se ha descrito que la abundancia de macroinvertebrados tiende a incrementar aguas abajo por el menor estrés en las condiciones hidráulicas y la mayor disponibilidad de recursos tróficos (Basaguren *et al.*, 1996; Wright y Symes, 1999). Sin embargo, parece que las comunidades de la clase 4 no se adaptaron a este patrón. A diferencia de los tramos costeros incluidos en la clase 1, donde los macroinvertebrados alcanzaron abundancias muy elevadas, los tramos costeros de la clase 4 contaron con pendientes mucho más pronunciadas (Tabla 2.7). Además, los puntos de estudio de la clase 4 mostraron un bosque de ribera mejor conservado que los de la clase 1 (Datos no publicados) lo que podría reducir tanto la temperatura (Tabla 2.7) como la radiación solar sobre el cauce. La presencia de pendientes pronunciadas, así como la menor temperatura y radiación solar pudiera repercutir sobre la biomasa de perifiton en los tramos de la clase 4 y por lo tanto, sobre el principal recurso trófico de determinados grupos funcionales de alimentación (e.g. raspadores), disminuyendo así la abundancia de ciertos grupos de macroinvertebrados.

Si se analizan las características ambientales que caracterizaron a las subcuencas de los grupos G1 y G2, se puede observar que ambos grupos mostraron amplias diferencias en cuanto a la altitud y la temperatura. Así, a excepción de la clase 3, el resto de clases del G2 fueron las que estuvieron situadas a menor altitud (*SegAlt*), y las que contaron con una temperatura media más elevada (*SegTemp*; Tabla 2.7). Por lo tanto, como han reconocido diversos autores (Jacobsen *et al.*, 1997; Sandin y Johnson, 2000; Vannote y Sweeney, 1980; Verdonschot, 2006), parece que ambas variables podrían determinar en gran medida la estructura de las comunidades de macroinvertebrados en los ríos de Cantabria. Además, la estructura de las comunidades de macroinvertebrados siguió el patrón espacial esperado en relación a ambas variables, ya que la abundancia de EPT incrementó en zonas altas con temperaturas bajas, mientras que los taxones no-insectos siguieron el patrón contrario (Sánchez-Montoya *et al.*, 2007; Statzner *et al.*, 1988; Vannote *et al.*, 1980). Algunos autores, como Vannote *et al.* (1980), han vinculado este patrón de distribución a un posible vector de colonización que explicaría la mayor abundancia de moluscos y crustáceos en las zonas más bajas de cuenca debido a que estos taxones parecen haber conquistado los cursos de agua dulce desde los medios marinos y estuarinos. Sin embargo, los resultados

obtenidos en los ríos de Cantabria no parecen confirmar totalmente esta teoría, ya que los gamáridos fueron relativamente abundantes en diversos puntos del Río Ebro, a unos 660 km de su desembocadura, así como en el Río Camesa, donde también abundaron los moluscos (a unos 500km de la desembocadura del Río Duero). Estos datos parecen contradecir el patrón de distribución espacial indicado anteriormente para los taxones no-insectos en las cuencas de Cantabria. Además, la estructura que mostró la comunidad de macroinvertebrados característica de la clase 3 tampoco parece corresponderse con dicho patrón, por lo que otros factores ambientales diferentes a la altitud y a la temperatura, también podrían estar jugando un papel importante en definir la estructura de las comunidades de macroinvertebrados estudiadas.

Las características ambientales que mostró la clase 3 fueron más similares a las características de las clases del G1 que a las de las clases del G2. Sin embargo, la estructura que mostró la comunidad tipo de esta clase fue más parecida a las comunidades de las clases del G2. La variable ambiental que más difirió entre la clase 3 y las clases del G1, y que igualmente fue la que más asemejó a la clase 3 con el resto de clases del G2, fue la pendiente (*SegSlope*; Tabla 2.7). Así, pese a que los tramos agrupados en la clase 3 tuvieron una altitud elevada, presentaron una pendiente muy poco pronunciada. Este hecho podría ser determinante para que las subcuencas de la clase 3 mantuviesen un escaso estrés hidráulico en comparación con las clases del G1 (Statzner *et al.*, 1988), que mostrando una altitud similar o inferior presentaron una pendiente mucho más acusada. La dominancia de unas condiciones hidráulicas más lénticas en la clase 3 podría ser un factor determinante para permitir que los moluscos y los crustáceos aumentasen su importancia relativa en relación a los taxones EPT, ya que moluscos y crustáceos suelen verse negativamente afectados por el estrés hidráulico (ver capítulo IV; Extence *et al.*, 1999; Lysne y Koetsier, 2006; Merigoux y Doledec, 2004).

Tras analizar estos resultados, parece que el principal patrón de distribución que siguieron los macroinvertebrados en Cantabria estuvo muy influenciado por la combinación de la altitud, la temperatura y la pendiente, ya que estas fueron las variables que mejor diferenciaron las clases fluviales incluidas en los grupos G1 y G2. Las diferencias en la estructura de las comunidades incluidas en G1 también parecieron responder principalmente a estas 3 variables. Así, dentro de las clases del G1, la clase 7 fue la que mostró mayor temperatura y menor altitud, contando, además, con pendientes no tan acusadas como otras clases del G1 (Tabla 2.7). La estructura de la comunidad tipo de esta clase respondió al patrón esperado, ya que fue la comunidad del G1 que contó con un mayor porcentaje de taxones no-insectos (25%) y menor porcentaje de taxones EPT (40%). Por el contrario, la clase 11 presentó la mayor pendiente, así como una elevada altitud y baja temperatura, en comparación con otras clases de este mismo grupo, obteniendo elevados porcentajes de EPT y una escasa representación de taxones no-insectos en comparación con otras clases del G1 (Figura 2.16). Además, la clase 11 contó con

taxones que han sido identificados en otros estudios como taxones característicos de tipologías de cabecera (Tabla 2.8; Odontoceridae, Leptophlebiidae o Perlidae; Bonada *et al.*, 2002; Sánchez-Montoya *et al.*, 2007).

Sin embargo, parece que otras variables también pueden tener importancia en la determinación de la estructura de las comunidades de macroinvertebrados en las clases del G2. Así, la elevada abundancia relativa que presentaron los gamáridos en la clase 6 parece estar ligada a la presencia de surgencias en las cercanías de los puntos de muestreo de esta clase, ya que como se ha descrito en diversos manantiales de la región, las surgencias generan una estabilidad en las condiciones hidráulicas y fisico-químicas del agua que favorece el desarrollo de los gamáridos (Barquín y Death, 2004; Barquín y Death, 2009; IH Cantabria, 2009). Igualmente, estos estudios han identificado un menor porcentaje de quironómidos en manantiales que en ríos, lo que podría explicar la escasa importancia que alcanzaron los dípteros en esta clase. Por otro lado, la clase 5 se caracterizó por mostrar un elevado porcentaje de oligoquetos, debido a la elevada abundancia que estos alcanzaron en el punto de estudio situado en la zona baja del Río Agüera, donde también fueron muy abundantes los quironómidos, siendo reconocidos ambos taxones por el análisis IndVal como indicadores de esta clase (Tabla 2.8). Las elevadas abundancias que alcanzaron tanto los oligoquetos como los quironómidos podrían indicar cierto deterioro en la calidad del agua, ya que ambos taxones son muy tolerantes a la polución orgánica (Langford *et al.*, 2009). Por este motivo se debería valorar la exclusión de este punto de estudio en la elaboración de futuros trabajos. La gran diferencia de abundancias que estos 2 taxones mostraron entre el punto mencionado del Río Agüera y los otros puntos incluidos en esta clase ocasionó que la similaridad media de las comunidades de macroinvertebrados de la clase 6 fuera la más baja de las 12 clases propuestas (20%). Por otro lado, en la clase 1 los moluscos supusieron el 75% de la comunidad tipo, siendo indicadores de esta clase las familias de moluscos Hydrobiidae y Sphaeridae. Todos los puntos de estudio incluidos en la clase 1 estuvieron localizados en cuencas costeras. Los moluscos podrían incrementar su abundancia en las cuencas costeras por diferentes motivos. Primero, porque como se indicó anteriormente, la cercanía al mar que presentan estas cuencas podría favorecer un vector biogeográfico de colonización (Vannote *et al.*, 1980). Segundo, porque como norma general, los moluscos se desarrollan mejor en ambientes con escaso estrés hidráulico (Lysne y Koetsier, 2006; Merigoux y Doledec, 2004). Este tipo de condiciones hidráulicas, junto con las altas temperaturas y la práctica ausencia del bosque de ribera (Datos no publicados) podría facilitar un mayor desarrollo del perifiton (Clausen y Biggs, 1997; Elósegui y Pozo, 1998; Izaguirre y Elósegui, 2005), por lo que los moluscos encontrarían en las subcuencas de la clase 1 un hábitat idóneo con abundancia de recursos tróficos.

## Conclusiones

Los 3 modelos de clasificación que se han desarrollado en este capítulo atendiendo a la distribución de las comunidades de macroinvertebrados, mostraron un ajuste más robusto que otras clasificaciones propuestas anteriormente para Cantabria y otras regiones de España. Sin embargo, la relación entre las clases resultantes y las comunidades de macroinvertebrados continúa mostrando correspondencias relativamente bajas. El nivel de correspondencia se podría mejorar en futuras propuestas atendiendo a las siguientes consideraciones:

- Realizar una base de datos taxonómica utilizando exclusivamente puntos de estudio en condiciones de referencia.
- Incrementar la red de puntos de estudio, principalmente en las cuencas sur (Ebro y Camesa), así como en las cuencas costeras.
- Establecer la base de datos taxonómica mediante muestreos realizados sobre un único microhábitat o, en su caso, valorar la importancia relativa de los distintos hábitats que componen las muestras analizadas.
- Realizar un análisis comparativo para determinar si una base de datos elaborada con un nivel taxonómico más preciso aportaría clasificaciones con mayor poder de discriminación.

Los 3 métodos multivariantes *bottom-up* utilizados para elaborar los modelos de clasificación propuestos (LDA, GDM y RF) coincidieron en indicar que las comunidades de macroinvertebrados mostraron un patrón de distribución muy influenciado por el marcado gradiente longitudinal que presentan las cuencas Cantábricas. Tras analizar las diferencias estructurales que mostraron las comunidades de macroinvertebrados presentes en las 12 clases fluviales propuestas por el modelo *Random Forest*, parece que los patrones de distribución que siguieron los macroinvertebrados quedan principalmente definidos por la combinación de tres variables ambientales: la temperatura, la altitud y la pendiente, aunque otras variables como el tamaño de cuenca también podrían jugar un papel importante en la distribución de los macroinvertebrados. Estas variables también parecen ser determinantes a la hora de establecer la abundancia de macroinvertebrados, ya que junto con otros factores (e.g. radiación solar) parecen regular ciertos recursos tróficos (e.g. materia orgánica, perifiton). Sin embargo, los resultados expuestos en este capítulo no permiten establecer ninguna relación clara entre la riqueza taxonómica de macroinvertebrados y ninguna de las variables ambientales empleadas.



### *CAPÍTULO III*

***Dinámica de la  
comunidad de  
macroinvertebrados en  
una cuenca Cantábrica.  
El caso de la cuenca del  
Río Pas***





## Introducción

La estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados varía a lo largo del eje fluvial como consecuencia de las interacciones establecidas entre los diversos factores ambientales que caracterizan la cuenca. Entre éstos cabe destacar las variables identificadas en el capítulo II de la presente tesis (pendiente, temperatura y altitud), además de las condiciones hidráulicas (Statzner *et al.*, 1988), la disponibilidad de los distintos recursos tróficos (Vannote *et al.*, 1980), así como las características fisico-químicas del agua (Jacobsen *et al.*, 1997). Además, la estructura del hábitat físico es determinante a la hora de establecer el número de taxones que aparecen en un determinado tramo fluvial. Así, como se ha indicado previamente, el *Habitat Template Model* predice que el número de taxones de macroinvertebrados se incrementa en puntos que cuentan con una elevada heterogeneidad de condiciones físicas (Poff y Ward, 1990).

Por otro lado, los cambios estacionales en las comunidades de macroinvertebrados están principalmente gobernados por el régimen hidrológico (Clausen y Biggs, 1997), por la disponibilidad de los recursos tróficos (Hawkins y Sedell, 1981), así como por la variabilidad estacional de las características fisico-químicas del agua (Vannote y Sweeney, 1980). Los eventos extremos en los valores del caudal son uno de los factores más importantes a la hora de determinar las fluctuaciones estacionales en las comunidades de macroinvertebrados. En este sentido, la *Intermediate Disturbance Hypothesis* (Connell, 1978) y la *Dynamic Equilibrium Hypothesis* (Huston, 1994) predicen que la diversidad biológica incrementa con niveles intermedios de perturbación. Las perturbaciones, además, influyen en las comunidades de macroinvertebrados de manera indirecta, afectando, por ejemplo, al nivel de recursos tróficos (Clausen y Biggs, 1997; Matthaei *et al.*, 2003). Los recursos tróficos también son altamente dependientes de los aportes estacionales de materia orgánica alóctona al cauce, la cual puede ser determinante a la hora de establecer los patrones estacionales que siguen diversos grupos funcionales de alimentación (FFG; Hawkins y Sedell, 1981)

Los ríos Cantábricos se agrupan dentro de los ríos Europeos Atlánticos templados, los cuales, desde un punto de vista climático, aparecen dominados por masas de aire provenientes del Océano Atlántico que generan veranos frescos e inviernos suaves (Tockner *et al.*, 2009). El ciclo hidrológico de estos ríos se caracteriza por un periodo de caudal basal (verano y otoño) seguido por un periodo de crecidas (primavera e invierno), aunque la aparición de tormentas en verano hace que se puedan producir crecidas durante todo el año (Howden y Burt, 2009; Prego *et al.*, 2008). Diversos estudios se han centrado en los efectos que las perturbaciones hidrológicas ejercen sobre la comunidad de macroinvertebrados en

los ríos templado Atlánticos (Basaguren *et al.*, 1996; Feminella, 1996; Riaño *et al.*, 1993). Por el contrario hay pocos estudios que hayan descrito los cambios que se producen en la comunidad de macroinvertebrados durante un año que represente el ciclo hidrológico característico de estos ríos. Sin embargo, Wright y Symes (1999), tras analizar las comunidades de macroinvertebrados durante 10 años en el Río Lambourn (Inglaterra) describen mayores abundancias de macroinvertebrados en verano, como consecuencia del incremento de taxones lénticos (e.g. Chironomidae), los cuales, en invierno, son sustituidos por otras familias de macroinvertebrados mejor adaptadas al estrés hidráulico (Elmidae o Simuliidae). Igualmente, Basaguren *et al.* (1996) describen un patrón similar en el norte de España. Además, en estos ríos, la dinámica que siguen las comunidades de macroinvertebrados también se ve influenciada por el patrón que muestran los recursos tróficos. Así, se ha descrito como el aporte de materiales vegetales alóctonos al cauce se incrementa en otoño e invierno, mientras que la concentración de perifiton lo hace en verano y otoño (Graca, 2001; Izaguirre y Elósegui, 2005; Pardo y Álvarez, 2006).

A pesar de todo, la mayoría de cuencas fluviales en Europa presentan desviaciones con respecto a su variabilidad natural como consecuencia de los efectos generados por las actividades antrópicas. Generalmente, éstas producen un deterioro en la calidad del agua, así como en los elementos hidromorfológicos del ecosistema, lo que se refleja en cambios bruscos en las comunidades de macroinvertebrados (e.g. Armitage, 2006; Tavzes *et al.*, 2006). Así, el enriquecimiento orgánico del agua conlleva cambios drásticos en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados, reduciendo la presencia de los taxones más sensibles a la contaminación (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera; EPT) e incrementando la de los taxones más tolerantes (generalmente taxones no-insectos; Ortiz *et al.*, 2005). Por otro lado, las presas y azudes modifican el hábitat físico del río, transformando hábitats reófilos en lénticos y generando cambios en la estructura del lecho mediante procesos de sedimentación y colmatación, lo que también puede reducir el ratio entre taxones insectos y no-insectos (Tiemann *et al.*, 2004).

El principal objetivo de este capítulo es determinar los patrones de variabilidad espacial y estacional de las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca Cantábrica del Río Pas, y describir las relaciones establecidas entre dichos patrones y las características ambientales de la cuenca. Siguiendo los patrones descritos en el capítulo II de la presente tesis, así como en otras cuencas Europeas templado-atlánticas, se espera encontrar: (1) mayor número de taxones de macroinvertebrados en los tramos que presenten una mayor heterogeneidad de hábitats, así como en épocas con niveles intermedios de perturbación, (2) mayor abundancia de macroinvertebrados en las zonas bajas de la cuenca, así como en la época más estable, (3) un incremento en la abundancia relativa de los taxones no-insectos en las zonas bajas de la cuenca, así como en puntos que presenten

severas alteraciones antrópicas y finalmente (4) cambios espaciales y estacionales en las abundancias relativas de los Grupos Funcionales de Alimentación (FFG) en respuesta a la variabilidad de los recursos tróficos.

## Material y métodos

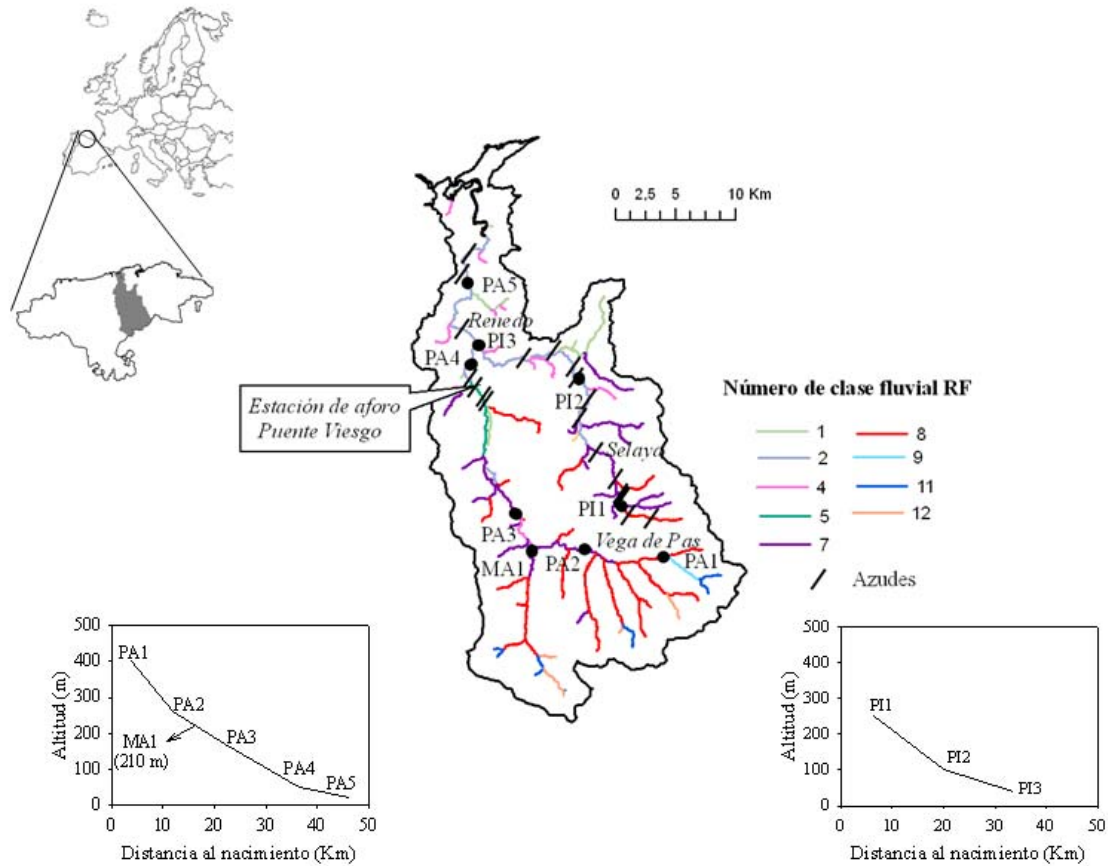
### *Área de estudio*

La cuenca Cantábrica del Río Pas (650 Km<sup>2</sup>; Figura 3.1) está localizada en el área submediterránea hiper-oceánica templada (Rivas-Martínez *et al.*, 2004) y está formada por subcuencas incluidas en las clases 1, 2, 4, 5, 7, 8, 9, 11 y 12 del modelo *Random Forest* de clasificación adoptado anteriormente (ver capítulo II; Figura 3.1). La cuenca del Pas cuenta con una temperatura media anual de 14°C y una precipitación media anual de 1300 mm, con un periodo de fuertes precipitaciones en invierno y primavera, seguido de un periodo más seco en verano y otoño. La vegetación climática de la zona está comprendida por el típico bosque Atlántico caducifolio, compuesto mayoritariamente por robles (*Quercus spp.*), castaños (*Castanea sativa*) y hayas (*Fagus sylvatica*), aunque las zonas de pasto y matorral bajo ocupan el 80% de la cuenca. La densidad de población en la cuenca es baja (54 hab. km<sup>-2</sup>) y aparece dispersa en diferentes núcleos poblacionales. Los principales ejes fluviales de la cuenca (Ríos Pas, Pisueña y Magdalena: PA, PI y MA, respectivamente en la Figura 3.1) están afectados por usos de cuenca similares, aunque los usos industriales y urbanísticos son más intensos aguas abajo de los puntos de estudio PI2 y PA4, mientras que en la zona media-alta de la cuenca domina la actividad ganadera. Una de las principales diferencias entre estos ejes fluviales es el elevado número de azudes que aparecen en el Río Pisueña (12 azudes) en comparación con los ríos Pas (4 azudes) y Magdalena (ningún azud; Figura 3.1).

### *Toma de datos*

Se seleccionaron 9 puntos de estudio en la cuenca del Río Pas, situados fuera del área directamente afectada por los azudes (Figura 3.1; 5 en puntos el Río Pas, 3 en el Río Pisueña y 1 en el Río Magdalena), cuyas características físico-químicas y biológicas fueron evaluadas durante 2005.

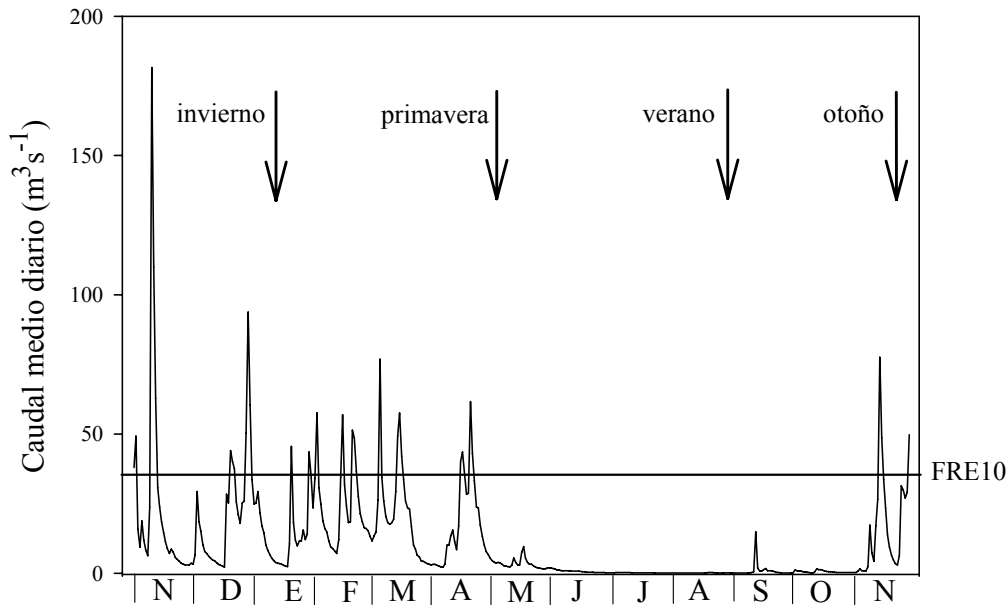
Las características hidromorfológicas se determinaron en una única campaña realizada en Agosto, debido a que el periodo de caudal basal fue el más indicado para discriminar entre las diferentes condiciones hidráulicas (i.e. *riffles*, *glides* y pozas), así como para encontrar una mayor diversidad de elementos en el cauce: *riffles*, *glides*, pozas, briófitos, macrófitos o algas filamentosas.



**Figura 3.1.** Puntos de estudio muestreados en la cuenca del Río Pas durante 2005 (PA= Río Pas; PI= Río Pisueña y MA= Río Magdalena). Las barras representan la situación de los azudes en la cuenca. También se indica la clase fluvial a la que pertenece cada tramo de la cuenca atendiendo a la clasificación *Random Forest* de 12 clases propuesta en capítulo II de la presente tesis.

La **velocidad del agua** se estimó midiendo el tiempo que un cuerpo flotante tarda en recorrer un tramo de 10 m. El **caudal** se calculó como la media del producto de la velocidad del agua, la profundidad, y la anchura del cauce, en al menos 3 secciones representativas de cada punto de estudio. Los **caudales medios diarios**, medidos en la estación de aforo de Puente Viesgo, también se utilizaron para la elaboración del presente capítulo, al representar el régimen hidrológico estacional de la cuenca. Estos datos fueron aportados por la Confederación Hidrográfica del Norte (CHN; Figura 3.2). Las perturbaciones hidrológicas se determinaron mediante el índice hidrológico FRE10, definido por Clausen y Biggs (1997) como 10 veces el valor de la mediana del caudal medio diario. Este índice asegura que los valores de caudal por encima de este valor producen cierta perturbación de las partículas del lecho. La **composición del sustrato** se estimó para cada punto de estudio mediante el conteo, al azar, de un número no inferior a 100 partículas de sustrato, clasificando éstas en seis clases de tamaño (losa, bloques > 300 mm, cantos 300-64, guijarros 64-14 mm, grava 14-2 mm y arena y limo < 2 mm). La **heterogeneidad del hábitat** se estimó visualmente valorando el porcentaje de cobertura de los diferentes elementos

presentes en el cauce durante el muestreo de verano (las 6 clases de sustrato mencionadas anteriormente, la presencia de raíces de ribera, detritos vegetales, musgo, macrófitos, algas filamentosas, pozas, *riffles* y *glides*). Con estos datos se calculó el índice de diversidad de Shannon-Weaver para cada punto de estudio.



**Figura 3.2.** Caudal medio diario ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) medido desde Noviembre 2004 a Noviembre 2005 en la estación de aforo de Puente Viesgo, Cantabria. Las flechas indican las fechas en que se tomaron las muestras de agua y macroinvertebrados. FRE10, calculado como 10 veces el valor de la mediana del caudal, se tomó como valor umbral para determinar el número de perturbaciones hidrológicas.

Además, para completar la caracterización física de los 9 puntos de estudio se calculó el Índice Hidrogeomorfológico (IHG; Ollero *et al.*, 2008). Este índice se calcula mediante la suma de tres secciones independientes, las cuales valoran: (1) la calidad funcional del ecosistema fluvial, (2) la calidad que presenta el canal fluvial y (3) la calidad del corredor ripario. Cada sección contribuye con una puntuación que varía entre 0 y 30, por lo que el resultado final del IHG oscila entre 0 (calidad muy baja) y 90 (muy buena calidad). En este estudio los tramos de río evaluados mediante el IHG se definieron como extensiones de río con características hidromorfológicas (hidrología y presiones hidromorfológicas) y geomorfológicas (morfología del valle, pendiente o zona riparia) similares (GESHA, 2006). Las variables utilizadas a escala de cuenca para calcular el IHG (e.g. longitud de las carreteras o área riparia) se obtuvieron mediante imágenes digitalizadas por satélite (escala 1:10000) utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG; ESRI, 2004). Otras variables necesarias para el cálculo del IHG, tales como la posición y longitud de los azudes y encauzamientos, se obtuvieron mediante campañas de campo (GESHA, 2006).

Las características físico-químicas del agua se determinaron en Enero, Abril, Agosto y Noviembre del año 2005 (invierno, primavera, verano y otoño, respectivamente; Figura 3.2) según los protocolos indicados en el *Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater* (APHA, 1980). La concentración de oxígeno se midió con un oxímetro WTW oxi 340-B, la conductividad y el pH con un conductímetro y pHmetro CRISON 507 y la turbidez con un turbidímetro Lovibond. La concentración de nitratos, amonio, y fosfatos se determinó por medio de un sistema de cromatografía modular y HPLC combinado de las casas Metrohm y Agilent, con supresión química, detención por conductividad y detector de diodo array. La concentración de la materia orgánica disuelta se midió mediante combustión con un TOC-V CSH de Shimadzu. Finalmente, la concentración de coliformes y *Streptococcus* se determinó por filtración de membrana (0.45  $\mu\text{m}$ ) e incubación en medio de cultivo selectivo a 37°C durante 24 horas.

Las muestras de macroinvertebrados se tomaron con una red *kicker* (500  $\mu\text{m}$ ) en Enero, Abril, Agosto y Noviembre del año 2005 (Figura 3.2). Cada muestra, de unos 2.5 m<sup>2</sup>, se compuso de 20 submuestras, las cuales se distribuyeron de acuerdo a la importancia relativa que cada microhábitat representó en cada punto de estudio (AQEM, 2002). Una vez tomadas las muestras se guardaron en etanol 70° hasta su traslado al laboratorio, donde cada muestra se dividió en 3 fracciones (<1 mm, 1-5 mm y >5 mm), tratándose cada fracción de forma independiente. La abundancia de macroinvertebrados se estimó submuestreando al menos 100 individuos en cada una de las 3 fracciones, mientras que para calcular el número de taxones de macroinvertebrados se extrajeron, de *visu*, los distintos taxones presentes en las dos fracciones de mayor tamaño. La identificación taxonómica se realizó hasta el nivel más bajo posible, generalmente género y especie para la mayoría de grupos (excepto Hydracarina, Ostracoda, Copepoda, Oligochaeta, Chironomidae, Dolichopodidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Stratiomyidae, Tabanidae y Tipulidae; Tachet *et al.*, 2000; Vieira-Lanera, 2000). Además, los distintos taxones se clasificaron en grupos funcionales de alimentación siguiendo las indicaciones de Merritt y Cummins (1996), Riaño (1998) y Barquín (2000). Además, también se incluyó el grupo denominado como "otros", el cual se compone de grupos funcionales de alimentación minoritarios (perforadores; *Hydroptila*), así como por macroinvertebrados que presentan una gran plasticidad en sus hábitos de alimentación (*Echinogammarus*).

### *Análisis de datos*

Debido a que las distintas alteraciones antrópicas que aparecen en la cuenca pueden afectar a la dinámica de las comunidades de macroinvertebrados se procedió, en primer lugar, a realizar una clasificación de los 9 puntos de estudio de acuerdo con sus características hidromorfológicas y físico-químicas. Para ello, se aplicó un análisis de clúster, según el método de Ward, con las distancias Euclídeas

calculadas para las variables hidromorfológicas y fisico-químicas que caracterizaron cada punto de estudio. Dicho clúster se realizó con el paquete informático STATISTICA (Versión 6.0; StatSoft Inc., 1994).

Las diferencias en las características fisico-químicas del agua entre las cuatro estaciones del año se contrastaron mediante un test de Friedman con bloqueo. La estación del año se consideró como el efecto de la medida repetida, mientras que los grupos obtenidos mediante el análisis clúster se establecieron como el factor de bloqueo y los puntos de estudio se consideraron como réplicas dentro de cada bloque (Zar, 1984). Posteriormente, se realizó el test *Matched-Pairs Signed-Ranks* de Wilcoxon, aplicando seguidamente la corrección de Bonferroni, para buscar diferencias significativas en las características fisico-químicas del agua entre cada una de las cuatro estaciones del año. Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico R (versión 2.7.1; R Development Core Team, 2008).

Para determinar si las comunidades de macroinvertebrados de la cuenca del Río Pas siguen el patrón espacial y estacional esperado, se calculó la abundancia (nº de individuos), el número de taxones, el índice de diversidad de Shannon-Weaver, así como la abundancia y diversidad de cada FFG para cada punto de estudio y época del año. Además, la importancia de los taxones que contribuyeron más a la disimilaridad entre (>50%) entre los distintos grupos descritos y las cuatro épocas se evaluaron mediante el procedimiento SIMPER, con el paquete estadístico PRIMER (versión 6.0; Clarke y Warwick, 1994). Las diferencias estacionales que mostraron estas variables biológicas, así como la abundancia de los taxones más importantes se testaron mediante un test de Friedman, realizado con la misma estructura que la indicada en el caso de las variables fisico-químicas, seguido por un test *Matched-Pairs Signed-Ranks* de Wilcoxon, aplicando posteriormente la corrección de Bonferroni para localizar diferencias entre cada época. Además, se realizaron correlaciones de Spearman para analizar las relaciones existentes entre: (1) el número de taxones de macroinvertebrados y la heterogeneidad del hábitat y (2) la abundancia de macroinvertebrados y la abundancia relativa de taxones no-insectos frente a la distancia al nacimiento y al azud más cercano al punto de estudio. Todos los análisis se realizaron con programa estadístico R (versión 2.7.1; R Development Core Team, 2008).

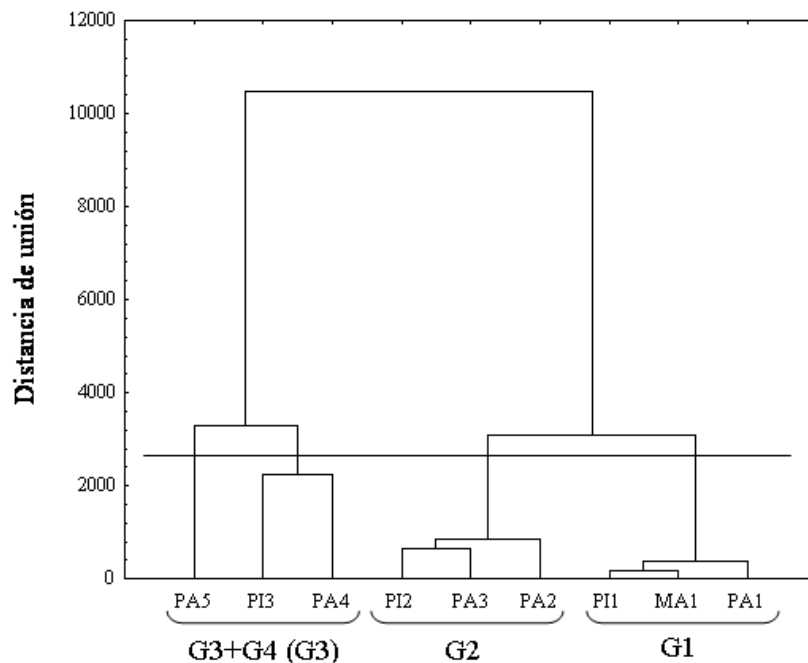
Finalmente, los patrones en la composición de las comunidades de macroinvertebrados se examinaron mediante un análisis no-paramétrico de escalado multidimensional (NMDS) realizado con el paquete estadístico PC-ORD (versión 2.0; McCune y Mefford, 1995). La distancia de Sorensen se utilizó para determinar la similaridad de la composición de la comunidad entre muestras. El examen inicial de los patrones de estrés sugirió que 3 dimensiones son apropiadas para la ordenación final. Las dimensiones se establecieron mediante 500 iteraciones en los datos. La selección final de los ejes se realizó mediante el análisis de los valores de estrés asociados a los nuevos ejes mediante un test de Montecarlo, analizando la

estabilidad de la solución final (McCune y Grace, 2002). Las relaciones entre los ejes de la ordenación resultante y los taxones más importantes de la comunidad de macroinvertebrados, seleccionados mediante el análisis SIMPER, se examinó mediante correlaciones Kendall.

## Resultados

### *Características ambientales y fisico-químicas*

Según el nivel de corte seleccionado, el análisis clúster agrupó a los 9 puntos de estudio en 4 grupos diferentes (Figura 3.3), siendo PA5 (grupo 4; G4) el punto de estudio que mostró una mayor disimilaridad frente al resto, aunque fue más similar a PI3 y PA4 (Grupo3; G3) que al resto de puntos, por lo que, para los subsecuentes análisis se optó por agrupar estos 3 puntos en un solo grupo denominado G3. De este modo el grupo 1 (G1) incluyó puntos muy poco alterados localizados en la cabecera de la cuenca (PA1, PI1 y MA1). El grupo 2 (G2) estuvo formado por puntos de la zona media de la cuenca con cierto grado de alteración antrópica (PA2, PA3 y PI2), mientras que el grupo 3 (G3) estuvo compuesto por los puntos de estudio más bajos, los cuales presentaron alteraciones antrópicas más evidentes (PA4, PI3 y PA5).



**Figura 3.3.** Dendrograma basado en las distancias Euclídeas de las características hidromorfológicas y fisico-químicas de los 9 puntos de estudio. La línea indica el nivel de corte para determinar los grupos del clúster (grupo 1= G1; clúster grupo 2= G2; grupo 3 y grupo 4 aparecen unidos como G3+G4, siendo denominados como G3 en los subsecuentes análisis).



Los puntos de estudio se situaron entre los 20 y 400 metros de altitud. El caudal fue más bajo en los puntos del G1, mientras que la anchura de la lámina de agua y la profundidad tendieron a incrementar aguas abajo. El tamaño de sustrato fue mayor en los puntos de cabecera, decreciendo desde G1 a G3 (Tabla 3.1). Los valores altos de caudal dominaron desde Noviembre hasta Abril (invierno y primavera), mostrando frecuentes crecidas en estos seis meses, mientras que desde Mayo hasta Octubre (verano y otoño) predominó el caudal basal (Figura 3.2). Así, en 7 de los 30 días previos a la toma de muestras en invierno el caudal excedió el umbral del FRE10, 6 días lo excedieron antes del muestreo de primavera, ninguno en verano y 3 en otoño. Tanto los briófitos como las comunidades de diatomeas dominaron los puntos de estudio correspondientes a G1 y G2, mientras que las algas verdes filamentosas y los macrófitos dominaron la vegetación del canal en los puntos agrupados en G3 durante el verano. La heterogeneidad de hábitats fue mayor en PI1 (2.23) y menor en PA5 (1.78; Tabla 3.1), aunque como promedio fue mayor en los puntos agrupados en G2 que en los incluidos en G3.

La media de la temperatura, conductividad, turbidez y la concentración media de *Streptococcus*, coliformes totales y amonio se incrementó aguas abajo, desde los puntos incluidos en G1 a los agrupados en G3 (Tabla 3.2). La concentración media de fosfatos fue similar en los puntos de G1 y G2 y se incrementó en los puntos incluidos en G3, mientras que la concentración media de nitratos permaneció más o menos constante en los 3 grupos (Tabla 3.2). El resto de variables fisico-químicas analizadas no mostraron ningún patrón espacial claro, aunque la concentración de la materia orgánica disuelta en el agua se incrementó en los puntos incluidos en G3.

Excepto la concentración de nitratos y fosfatos todas las variables fisico-químicas mostraron diferencias estacionales significativas (Tabla 3.2). La temperatura del agua mostró amplias diferencias en todas las estaciones del año, mientras que el pH descendió significativamente en otoño y la conductividad en invierno y primavera. La concentración de coliformes y *Streptococcus* se incrementó progresivamente desde invierno a otoño, mientras que la turbidez media y la concentración de amonio se incrementaron en otoño e invierno. La materia orgánica disuelta fue significativamente mayor en el periodo de caudal basal (verano y otoño), mientras que la concentración de oxígeno aumentó en verano e invierno respecto a primavera y otoño (Tabla 3.2).

**Tabla 3.1.** Características físicas e hidromorfológicas ( $\pm 1SE$ ) medidas en los 9 puntos de estudio. Los puntos de estudio aparecen ordenados en relación a su distancia al nacimiento.

	<b>PA1</b>	<b>PI1</b>	<b>PA2</b>	<b>MA1</b>	<b>PI2</b>	<b>PA3</b>	<b>PI3</b>	<b>PA4</b>	<b>PA5</b>
Grupo	G1	G1	G2	G1	G2	G2	G3	G3	G3
Altitud	400	260	280	210	105	175	45	55	20
Distancia al nacimiento	4	6	12	16	20	22	34	36	46
Orden	1	1	3	2	3	3	3	4	4
Caudal ( $m^3 s^{-1}$ )	0.2 $\pm 0.0$	0.2 $\pm 0.1$	0.5 $\pm 0.1$	0.6 $\pm 0.2$	0.8 $\pm 0.2$	0.6 $\pm 0.1$	0.5 $\pm 0.1$	0.5 $\pm 0.1$	0.6 $\pm 0.1$
Velocidad ( $m^3 s^{-1}$ )	0.4 $\pm 0.0$	0.3 $\pm 0.1$	0.3 $\pm 0.0$	0.5 $\pm 0.2$	0.7 $\pm 0.2$	0.2 $\pm 0.1$	0.3 $\pm 0.0$	0.3 $\pm 0.1$	0.3 $\pm 0.1$
Anchura (m)	5.7 $\pm 0.5$	5.7 $\pm 0.5$	13.6 $\pm 3.9$	8.0 $\pm 1.1$	10.0 $\pm 3.1$	13.8 $\pm 0.3$	21.0 $\pm 4.7$	10.6 $\pm 0.3$	12.1 $\pm 1.4$
Profundidad (m)	0.13 $\pm 0.02$	0.11 $\pm 0.02$	0.16 $\pm 0.02$	0.19 $\pm 0.02$	0.23 $\pm 0.03$	0.31 $\pm 0.04$	0.11 $\pm 0.02$	0.18 $\pm 0.03$	0.21 $\pm 0.02$
Diversidad de hábitats	1.95	2.23	2.11	2.04	2.20	2.06	2.01	1.92	1.78
Losa (%)	0	10	0	0	0	0	0	0	0
Bloques (%)	40	25	30	30	30	25	20	20	10
Cantos (%)	35	40	45	30	30	30	30	35	50
Guijarros (%)	25	20	25	25	20	30	50	45	40
Grava (%)	0	5	0	15	20	15	0	0	0
Arena y limo (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raíces de ribera (%)	0	10	10	0	5	0	0	5	0
Detrito vegetal (%)	10	10	15	0	10	15	0	10	0
Macrófitos (%)	0	0	0	0	0	0	50	10	20
Algas filamentosas (%)	15	50	10	10	15	0	40	70	40
Musgo (%)	10	25	10	10	5	10	5	0	0
Pozas (%)	5	15	25	15	20	15	5	0	0
Riffles (%)	25	15	15	30	30	25	50	25	20
Glides (%)	70	70	60	55	50	60	45	75	80

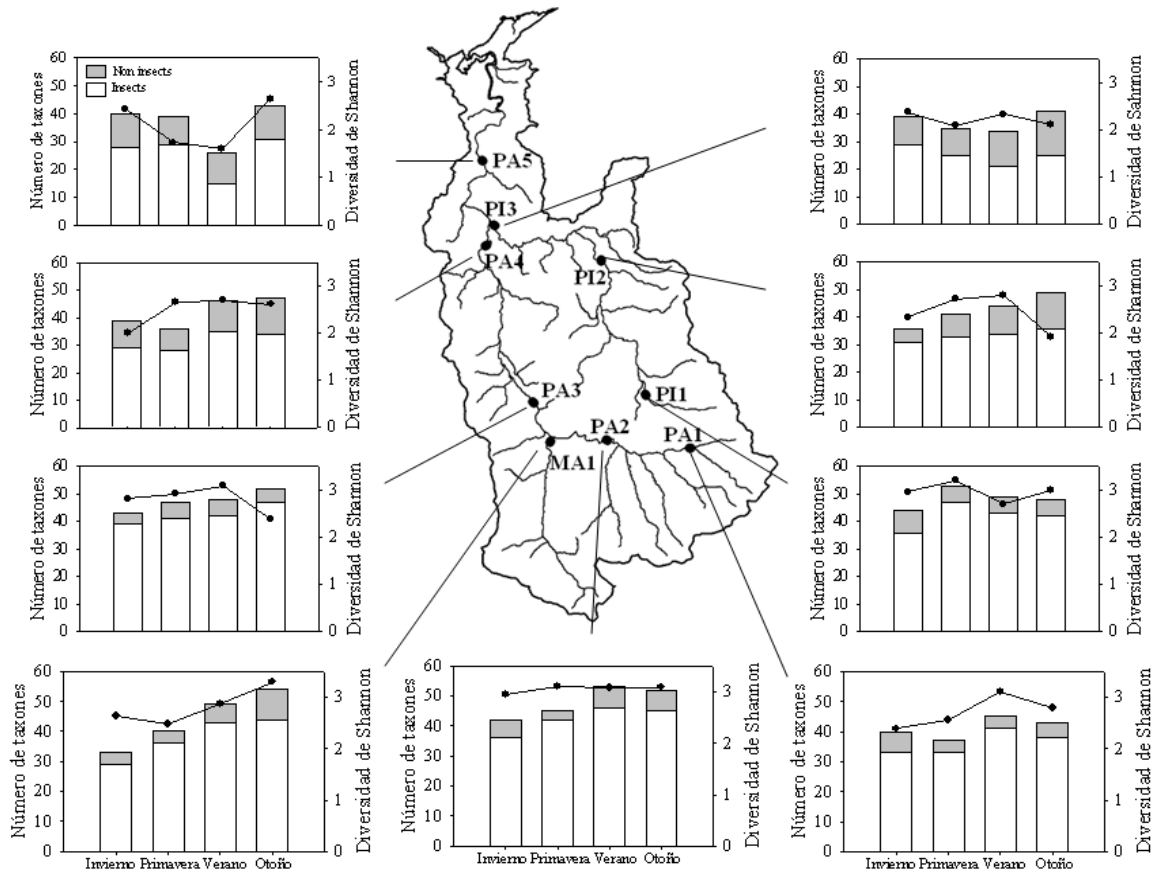
**Tabla 3.2.** Características físico-químicas del agua promediadas para cada grupo (G1, G2, y G3), y estación del año ( $\pm 1SE$ ), junto a los resultados de los tests de Friedman y Wilcoxon en relación a las diferencias estacionales (negrita=  $p < 0.05$ ; \* = 0.01). Las estaciones subrayadas no mostraron diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni (I: invierno; P, primavera; V, verano y O, otoño)

	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>invierno</b>	<b>primavera</b>	<b>verano</b>	<b>otoño</b>	$\chi^2; df=3$	<b>Wilcoxon Test</b>
Temperatura (°C)	11.9 $\pm$ 1.2	12.7 $\pm$ 1.3	14.4 $\pm$ 1.5	7.5 $\pm$ 0.3	13.8 $\pm$ 0.4	19.4 $\pm$ 0.9	11.3 $\pm$ 0.3	<b>31.2*</b>	I O P V
pH	7.64 $\pm$ 0.2	7.4 $\pm$ 0.1	7.8 $\pm$ 0.1	7.5 $\pm$ 0.1	7.6 $\pm$ 0.1	8.1 $\pm$ 0.1	7.1 $\pm$ 0.0	<b>22.8*</b>	O <u>I</u> P V
Conductividad ( $\mu S\ cm^{-2}$ )	155 $\pm$ 22	208 $\pm$ 45	458 $\pm$ 62	140 $\pm$ 25	212 $\pm$ 40	380 $\pm$ 80	362 $\pm$ 82	<b>17.9*</b>	I P <u>O</u> V
Oxígeno ( $mg\ l^{-1}$ )	10.1 $\pm$ 0.5	10.0 $\pm$ 0.5	9.6 $\pm$ 0.5	11.5 $\pm$ 0.1	9.2 $\pm$ 0.1	11.6 $\pm$ 0.3	8.0 $\pm$ 0.3	<b>26.2*</b>	<u>O</u> P V I
<i>Streptococcus</i> (UFC 100ml <sup>-1</sup> )	414 $\pm$ 126	1026 $\pm$ 255	2566 $\pm$ 814	303 $\pm$ 68	726 $\pm$ 270	1398 $\pm$ 502	2913 $\pm$ 976	<b>19.1*</b>	<u>I</u> <u>P</u> <u>V</u> <u>O</u>
Coliformes totales (UFC 100ml <sup>-1</sup> )	404 $\pm$ 139	1597 $\pm$ 368	4318 $\pm$ 982	978 $\pm$ 193	1993 $\pm$ 562	1444 $\pm$ 961	4011 $\pm$ 1203	<b>13.1*</b>	<u>I</u> P V <u>O</u>
Materia orgánica disuelta ( $mg\ l^{-1}$ )	2.4 $\pm$ 0.6	1.7 $\pm$ 0.4	3.2 $\pm$ 0.8	1.9 $\pm$ 0.4	1.4 $\pm$ 0.8	2.4 $\pm$ 0.7	4.0 $\pm$ 0.8	<b>8.0</b>	<u>I</u> P O V
Turbidez (NFTU)	5.6 $\pm$ 1.4	8.3 $\pm$ 2.3	9.7 $\pm$ 1.7	9.5 $\pm$ 1.3	4.4 $\pm$ 0.8	3.1 $\pm$ 0.5	14.4 $\pm$ 2.7	<b>23.4*</b>	<u>V</u> <u>P</u> <u>O</u> <u>I</u>
Amonio ( $mg\ l^{-1}$ )	1,0 $\pm$ 0.1	1.2 $\pm$ 0.3	1.7 $\pm$ 0.6	2.7 $\pm$ 0.4	0.3 $\pm$ 0.0	0.3 $\pm$ 0.1	2,0 $\pm$ 0.5	<b>21.8*</b>	<u>V</u> P <u>O</u> <u>I</u>
Fosfato ( $mg\ l^{-1}$ )	0.2 $\pm$ 0.1	0.1 $\pm$ 0.0	0.7 $\pm$ 0.4	0.9 $\pm$ 0.5	0.2 $\pm$ 0.1	0.1 $\pm$ 0.0	0.1 $\pm$ 0.0	6.8	-
Nitrato ( $mg\ l^{-1}$ )	1.9 $\pm$ 0.0	2.0 $\pm$ 0.1	2.0 $\pm$ 0.0	2.0 $\pm$ 0.1	1.9 $\pm$ 0.1	1.9 $\pm$ 0.0	2.0 $\pm$ 0.1	1.2	-

### *Patrones en la riqueza y abundancia de los macroinvertebrados*

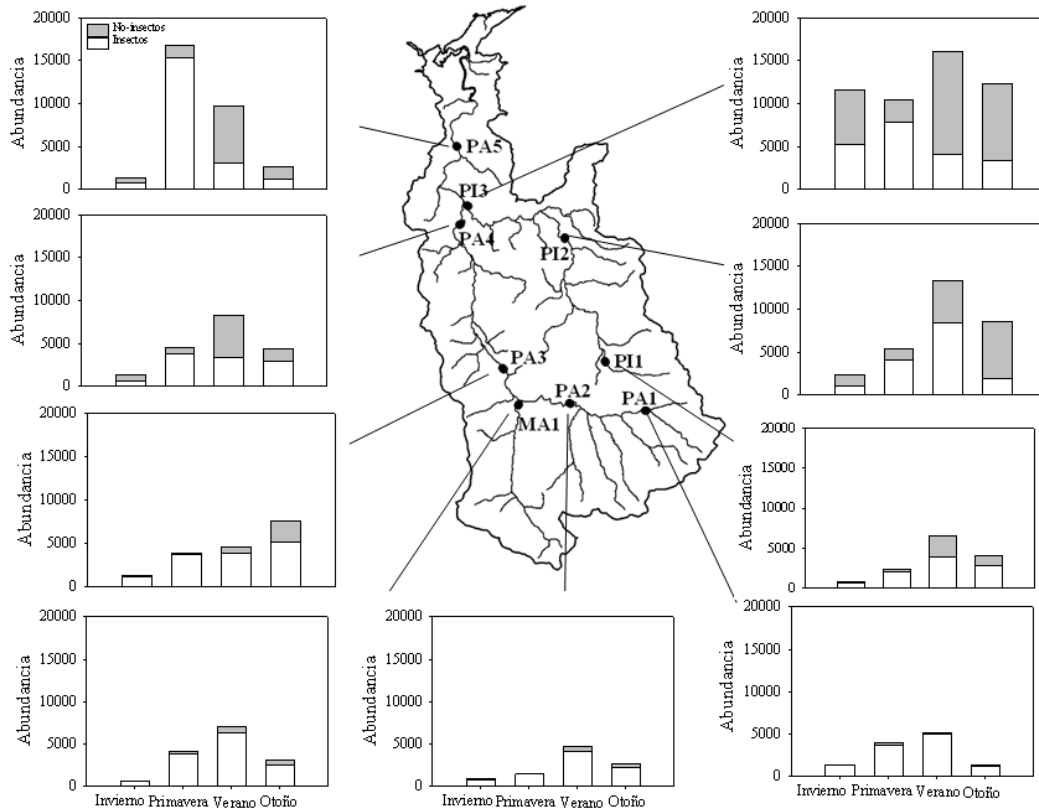
Se identificaron un total de 156 taxones diferentes en la cuenca del Río Pas (131 insectos y 25 no-insectos). Trichoptera fue el orden que tuvo una mayor riqueza taxonómica (35 taxones). Los tricópteros junto con los dípteros (26), coleópteros (21), plecópteros (17) y efemerópteros (14) representaron el 75% del total de taxones descritos en la cuenca. El número de taxones EPT decreció aguas abajo, reemplazado por taxones no-insectos (moluscos, crustáceos e hirudíneos). El mayor número de taxones de tricópteros se dio en otoño (26) y el menor en invierno y verano (19), mientras que el mayor número de taxones de plecópteros se describió en primavera (11) y el menor en invierno y otoño (7 en ambas estaciones). Los coleópteros alcanzaron su mayor riqueza taxonómica en otoño (18) y los dípteros en primavera (19). Ambos órdenes obtuvieron los valores más bajos en invierno (13 y 15, respectivamente). El número de taxones de efemerópteros se mantuvo siempre entre 10 y 11. En otoño se describieron 117 taxones diferentes, 110 en primavera, 105 en verano y 95 en invierno. Analizando todas las estaciones en conjunto, el mayor número de taxones se recolectó en PI1, MA1 y PA3 (83, 84 y 84, respectivamente) y el menor en PI3, PA5 y PA1 (67, 68 y 70 taxones, respectivamente).

El mayor número de taxones (53), así como el valor más alto de diversidad de Shannon (3.3) para un punto determinado, en una época concreta, se describió en MA1 en la campaña de otoño, mientras que PA5 en verano contó con el menor número de taxones de macroinvertebrados y la diversidad más baja (26 y 1.6, respectivamente, Figura 3.4). El número medio de taxones de macroinvertebrados por punto de estudio mostró una correlación significativa con la diversidad de elementos en el hábitat ( $R=0.83$ ;  $p<0.01$ ). El número medio de taxones por punto de estudio cambió significativamente a lo largo del año (Figura 3.4;  $\chi^2= 11.1$ ;  $p<0.05$ ), siendo mayor en otoño (48) que en invierno (40). Por el contrario el índice de diversidad de Shannon se mantuvo más o menos constante durante el periodo de estudio ( $\chi^2= 2.0$ ;  $p>0.05$ ).



**Figura 3.4.** Número de taxones (columnas) e índice de diversidad de Shannon-Weaver (puntos) para las comunidades de macroinvertebrados muestreados en la cuenca del Río Pas en 2005 (PA= Río Pas; PI= Río Pisueña y MA= Río Magdalena).

La abundancia más alta de macroinvertebrados para un punto y una época determinada se describió en PA5 en la campaña de primavera (16875 individuos) debido a la gran abundancia que alcanzó *Simulium* spp. (7435 individuos), mientras que MA1 en invierno obtuvo la más baja (590 individuos; Figura 3.5). Tanto la abundancia de macroinvertebrados como la abundancia de los taxones no-insectos se incrementó significativamente en relación a la distancia al nacimiento ( $R=0.83$ ;  $p<0.01$  y  $R=0.68$ ;  $p<0.05$ , respectivamente). Además, la abundancia relativa de los taxones no-insectos decreció en relación a la distancia con los azudes ( $R= -0.76$ ;  $p<0.05$ ). La abundancia de macroinvertebrados y de los taxones no-insectos mostraron diferencias estacionales significativas ( $\chi^2= 15.4$ ;  $p<0.05$  y  $\chi^2= 11.7$ ;  $p<0.05$ , respectivamente). La abundancia media de macroinvertebrados por punto de estudio fue más de tres veces superior en verano (8395 individuos) que en invierno (2397 individuos). PI3 fue el único punto de estudio donde la menor abundancia de macroinvertebrados no se encontró en invierno (Figura 3.5) debido al elevado número de *Potamopyrgus antipodarum* (3520 individuos), *Simulium* spp. (2705) y *Echinogammarus* spp. (1200) que se encontraron en PI3 en invierno.



**Figura 3.5.** Abundancia de las comunidades de macroinvertebrados muestreados en la cuenca del Río Pas en 2005 (PA= Río Pas; PI= Río Pisueña y MA= Río Magdalena).

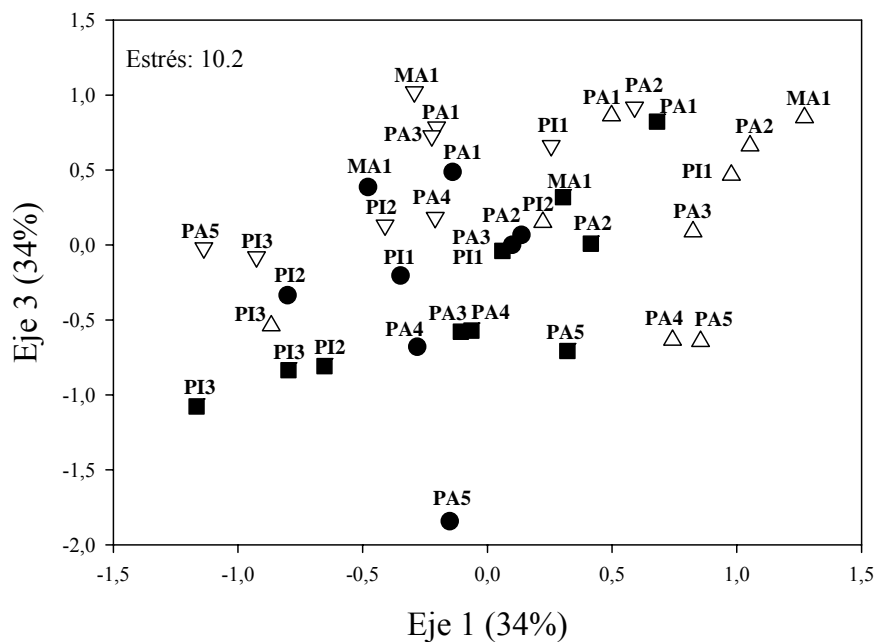
### Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados

La similaridad que mostraron las comunidades de macroinvertebrados en los tres grupos decreció aguas abajo, desde G1 (45%) a G3 (31%). Estacionalmente, la similaridad entre épocas estuvo entre el 36% (otoño) y el 43% (primavera). Trece taxones contribuyeron más de un 50% en las diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados (Tabla 3.3). *Bythinia tentaculata* sólo apareció en puntos de G3, mientras que *Ephemerella ignita*, *Simulium* spp., *P. antipodarum* y *Echinogammarus* spp. incrementaron desde G1 a G3. Ambos, *P. antipodarum* y *Echinogammarus* spp. fueron más importantes en el Río Pisueña que en los Río Pas y Magdalena. Por el contrario, la abundancia de *Baetis* spp., *Ecdyonurus* sp., *Esolus* sp. e *Hydropsyche siltalai* decreció desde G1 a G3. Finalmente, *Caenis luctuosa*, *Elmis* sp., *Limnius* sp., y Chironomini fueron más abundantes en G2 (Tabla 3.3). Siete de estos 13 taxones mostraron diferencias significativas entre épocas (*Baetis* spp., *E. ignita*, *Ecdyonurus* sp., *Elmis* sp., Chironomini, *H. siltalai* y *P. antipodarum*). *Baetis* spp. y *E. ignita* fueron significativamente más abundantes en primavera que en invierno y otoño, mientras que Chironomini incrementó en verano en relación a invierno y otoño. *Ecdyonurus* sp., *Elmis* sp. e *H. siltalai* mostraron una mayor abundancia media en verano y menor en invierno, mientras que la abundancia de *P. antipodarum* fue mayor en otoño y menor en primavera.

**Tabla 3.3.** Abundancia de los taxones más determinantes para diferenciar las comunidades de macroinvertebrados muestreadas. Las abundancias fueron promediadas para cada grupo (G1, G2 y G3) y estación del año ( $\pm 1SE$ ). También se incluyen los resultados de los tests de Friedman y Wilcoxon en relación a las diferencias estacionales en las abundancias de estos taxones (negrita=  $p < 0.05$ ; \* = 0.01). Las estaciones subrayadas no mostraron diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni (I: invierno; P, primavera; V, verano y O, otoño). También se dan los resultados de las correlaciones Kendal entre estos taxones y los ejes 1 y 3 del NMDS (los números en negrita indican correlaciones significativas). Los códigos de los grupos funcionales de alimentación (FFG) son: F, filtradores; C, colectores; C-R, colectores-raspadores; R, raspadores y O, otros.

	FFG	G1	G2	G3	invierno	primavera	verano	otoño	$\chi^2$ ; df =3	Wilcoxon Test	Eje 1	Eje 3
<i>Baetis</i> spp.	C-R	587 $\pm$ 164	307 $\pm$ 75	373 $\pm$ 136	238 $\pm$ 67	872 $\pm$ 135	372 $\pm$ 200	207 $\pm$ 40	<b>13.6*</b>	<u>O</u> <u>I</u> <u>V</u> <u>P</u>	-0.27	<b>0.39</b>
<i>Caenis luctuosa</i>	C-R	24 $\pm$ 10	441 $\pm$ 211	369 $\pm$ 102	133 $\pm$ 47	268 $\pm$ 142	209 $\pm$ 125	505 $\pm$ 262	7.6	<u>I</u> <u>V</u> <u>P</u> <u>O</u>	-0.11	<b>-0.38</b>
<i>Ephemerella ignita</i>	C-R	125 $\pm$ 47	115 $\pm$ 43	178 $\pm$ 85	23 $\pm$ 15	387 $\pm$ 88	108 $\pm$ 45	36 $\pm$ 31	<b>18.9*</b>	<u>I</u> <u>O</u> <u>V</u> <u>P</u>	<b>-0.47</b>	0.13
<i>Ecdyonurus</i>	C-R	115 $\pm$ 25	76 $\pm$ 19	23 $\pm$ 9	33 $\pm$ 8	87 $\pm$ 8	92 $\pm$ 27	72 $\pm$ 13	<b>14.9*</b>	<u>I</u> <u>O</u> <u>P</u> <u>V</u>	0.04	<b>0.50</b>
<i>Elmis</i> sp.	C-R	192 $\pm$ 51	212 $\pm$ 56	128 $\pm$ 32	74 $\pm$ 28	107 $\pm$ 40	380 $\pm$ 57	147 $\pm$ 22	<b>13.7*</b>	<u>I</u> <u>P</u> <u>O</u> <u>V</u>	<b>-0.33</b>	-0.16
<i>Esolus</i> sp.	C-R	242 $\pm$ 77	146 $\pm$ 39	39 $\pm$ 18	45 $\pm$ 10	170 $\pm$ 95	231 $\pm$ 62	120 $\pm$ 45	6.2	<u>I</u> <u>O</u> <u>P</u> <u>V</u>	-0.10	0.06
<i>Limnius</i> sp.	C-R	47 $\pm$ 20	81 $\pm$ 27	66 $\pm$ 28	31 $\pm$ 12	115 $\pm$ 42	54 $\pm$ 20	57 $\pm$ 35	2.2	<u>I</u> <u>V</u> <u>O</u> <u>P</u>	<b>-0.30</b>	-0.09
Chironomini	C	127 $\pm$ 69	288 $\pm$ 158	162 $\pm$ 83	15 $\pm$ 3	175 $\pm$ 112	528 $\pm$ 165	51 $\pm$ 14	<b>15.4*</b>	<u>I</u> <u>O</u> <u>P</u> <u>V</u>	<b>-0.37</b>	-0.20
<i>Simulium</i> spp.	F	78 $\pm$ 30	163 $\pm$ 90	1747 $\pm$ 837	334 $\pm$ 295	1726 $\pm$ 1227	258 $\pm$ 142	331 $\pm$ 157	0.7	<u>V</u> <u>O</u> <u>I</u> <u>P</u>	<b>-0.38</b>	-0.19
<i>Hydropsyche siltalai</i>	F	157 $\pm$ 43	83 $\pm$ 36	24 $\pm$ 14	27 $\pm$ 7	44 $\pm$ 17	185 $\pm$ 55	96 $\pm$ 32	<b>13.9*</b>	<u>I</u> <u>P</u> <u>O</u> <u>V</u>	0.05	0.18
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	R	329 $\pm$ 196	891 $\pm$ 389	1566 $\pm$ 613	527 $\pm$ 380	172 $\pm$ 63	1381 $\pm$ 587	1634 $\pm$ 700	<b>11.0*</b>	<u>P</u> <u>I</u> <u>V</u> <u>O</u>	<b>-0.44</b>	<b>-0.61</b>
<i>Bythinia tentaculata</i>	R	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	822 $\pm$ 423	39 $\pm$ 33	27 $\pm$ 15	939 $\pm$ 570	90 $\pm$ 57	2.0	<u>P</u> <u>I</u> <u>O</u> <u>V</u>	-0.27	-0.27
<i>Echinogamarus</i> spp.	O	101 $\pm$ 22	453 $\pm$ 211	522 $\pm$ 225	252 $\pm$ 157	278 $\pm$ 160	528 $\pm$ 310	377 $\pm$ 202	3.8	<u>I</u> <u>P</u> <u>O</u> <u>V</u>	<b>-0.44</b>	-0.05

El estrés final en el análisis NMDS fue de 10.2 lo cual indica que la ordenación obtenida es fiable (McCune y Mefford, 1995). Las comunidades de macroinvertebrados de los puntos pertenecientes al G3 se localizaron en la parte baja de la ordenación, mientras que las comunidades del grupo G1 y PA2 (G2) aparecieron representadas en la parte alta (Figura 3.6). Por lo tanto, el eje 3 podría representar la variación longitudinal del río. Además, las comunidades presentes en primavera aparecieron en la parte izquierda de la ordenación, mientras que las comunidades de verano y otoño aparecieron en la parte media de la gráfica y las de invierno en la zona derecha, siendo PI3 una excepción a este patrón (Figura 3.6). Consecuentemente, el eje 1 podría representar la variación estacional de las comunidades de macroinvertebrados. Las abundancias de *E. ignita*, *Simulium* spp., *Elmis* sp., *Limnius* sp., *P. antipodarum*, *Echinogammarus* spp. y Chironomini estuvieron negativamente correlacionadas con el eje 1 (Tabla 3.3) estando, por lo tanto, escasamente representados en las comunidades de invierno. *Baetis* spp. y *Ecdyonurus* sp. estuvieron positivamente correlacionados con el eje 3, mientras que *C. luctuosa*, *P. antipodarum* y *Oligochaeta* estuvieron negativamente correlacionados con este mismo eje. Diversos plecópteros (*Protonemura* sp. y *Perla* sp.), efemerópteros (*Torleya major* y *Epeorus* sp.) y tricópteros (*Sericostoma* sp. y *Glossosoma* sp.) incrementaron sus abundancias hacia la parte alta derecha de la ordenación, mientras que algunos moluscos (*Physa* sp. y *Lymnaea* sp.), odonatos (*Pyrrhosoma nymphula* y *Anax imperator*), dípteros (*Simulium* sp. y Limoniidae), aquetos (*Glossiphonia* sp. y *Erpobdella* sp.), copépodos y ostrácodos las incrementaron en la dirección contraria.

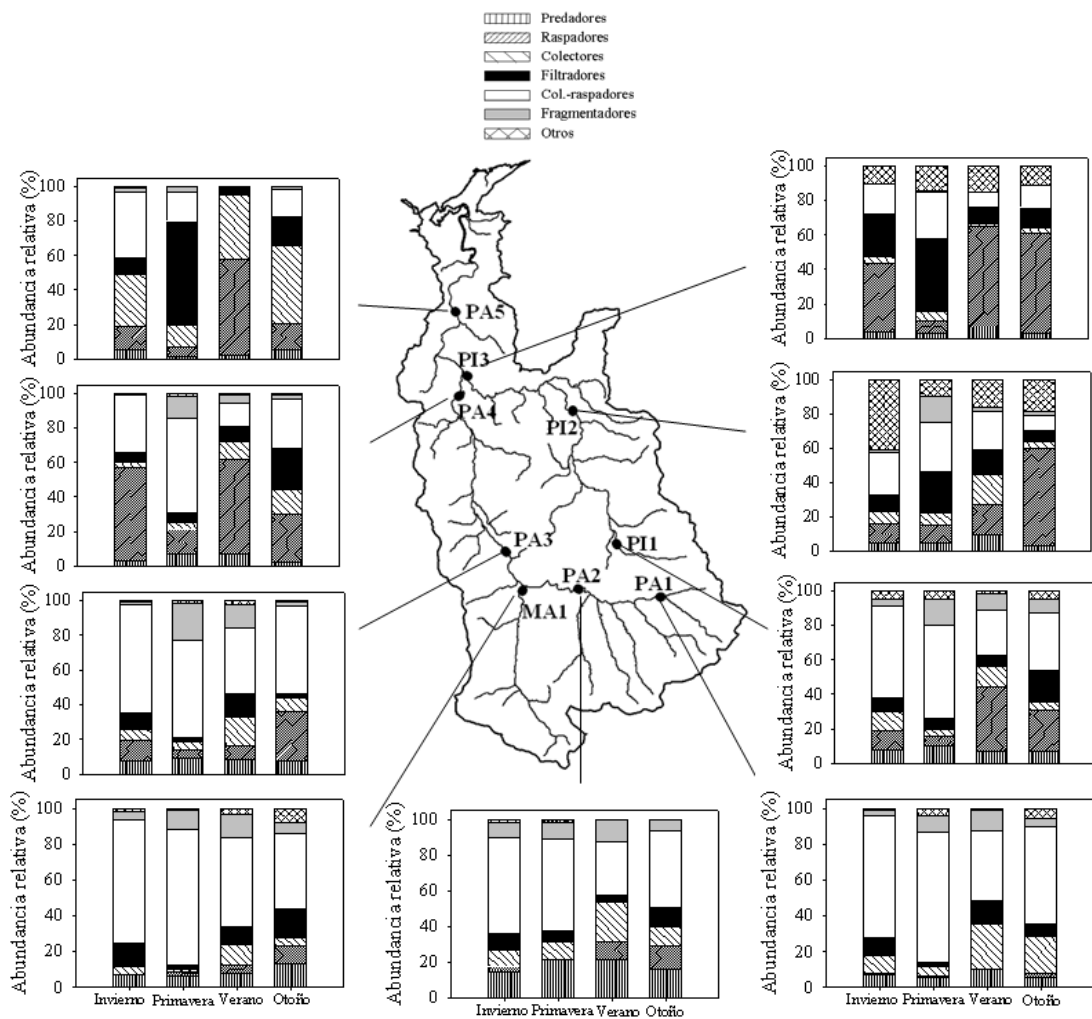


**Figura 3.6.** Ordenación multidimensional no-métrica (NMDS) del eje 1 vs. eje 3 para las comunidades de macroinvertebrados muestreadas en la cuenca del Río Pas en 2005 (PA= Río Pas; PI= Río Pisueña y MA= Río Magdalena; Δ invierno, ▽ primavera, • verano y ■ otoño).



### Composición de los grupos funcionales de alimentación

La abundancia de raspadores, colectores filtradores y "otros" se incrementó desde los puntos agrupados en G1 a los agrupados en G3, mientras que la abundancia de colectores-raspadores y fragmentadores disminuyó en G3. Finalmente, la abundancia de los predadores fue mayor en los puntos agrupados en G2, aunque su abundancia relativa fue similar en todos los puntos y épocas del año (5-10%; Figura 3.7). Por otro lado, la abundancia de todos los FFG mostró diferencias significativas entre estaciones, excepto el grupo denominado "otros" (Tabla 3.4). Los predadores, raspadores y colectores se incrementaron en verano en relación a invierno y primavera, mientras que la abundancia de filtradores, colectores-raspadores y fragmentadores se incrementó en primavera con respecto al invierno. El número de taxones raspadores fue el doble en los puntos correspondientes a G3 que en G1 y G2, mientras que el número de taxones fragmentadores mostró el patrón contrario. Los diferentes FFG mostraron un número similar de taxones en las cuatro campañas, excepto los predadores y los colectores (Tabla 3.4).



**Figura 3.7.** Abundancia relativa de los grupos funcionales de alimentación de los macroinvertebrados muestreados en la cuenca del Río Pas en 2005 (PA= Río Pas; PI= Río Pisuëña y MA= Río Magdalena).

**Tabla 3.4.** Abundancia y número de taxones de los distintos grupos funcionales de alimentación promediados para cada grupo (G1, G2 y G3), y estación del año ( $\pm 1SE$ ). También se incluyen los resultados de los tests de Friedman y Wilcoxon en relación a las diferencias estacionales de estas variables (negrita=  $p < 0.05$ ; \*= 0.01). Las estaciones subrayadas no mostraron diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni (I: invierno; P, primavera; V, verano y O, otoño).

<b>FFG Abundancia</b>	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>invierno</b>	<b>primavera</b>	<b>verano</b>	<b>otoño</b>	<b><math>\chi^2</math>; df=3</b>	<b>Wilcoxon Test</b>
Predadores	267 $\pm$ 52	448 $\pm$ 107	317 $\pm$ 79	50 $\pm$ 16	110 $\pm$ 7	265 $\pm$ 47	125 $\pm$ 28	<b>18.6*</b>	<u>I P O V</u>
Raspadores	365 $\pm$ 202	966 $\pm$ 419	2960 $\pm$ 886	269 $\pm$ 199	149 $\pm$ 48	1112 $\pm$ 412	758 $\pm$ 326	<b>11.3</b>	<u>P I O V</u>
Colectores	349 $\pm$ 115	538 $\pm$ 188	872 $\pm$ 290	65 $\pm$ 20	180 $\pm$ 88	520 $\pm$ 135	174 $\pm$ 40	<b>17.5*</b>	I <u>O P V</u>
Filtradores	312 $\pm$ 78	460 $\pm$ 162	1923 $\pm$ 823	169 $\pm$ 123	730 $\pm$ 450	311 $\pm$ 75	228 $\pm$ 57	<b>8.7</b>	<u>I O V P</u>
Colectores-raspadores	1630 $\pm$ 301	1521 $\pm$ 300	1416 $\pm$ 281	292 $\pm$ 66	884 $\pm$ 113	713 $\pm$ 134	548 $\pm$ 133	<b>11.2*</b>	<u>I O V P</u>
Fragmentadores	330 $\pm$ 81	334 $\pm$ 88	153 $\pm$ 60	13 $\pm$ 2	180 $\pm$ 35	188 $\pm$ 39	56 $\pm$ 12	<b>25.5*</b>	<u>I V O P</u>
Otros	103 $\pm$ 23	461 $\pm$ 210	554 $\pm$ 237	101 $\pm$ 63	111 $\pm$ 64	226 $\pm$ 128	160 $\pm$ 84	5.1	<u>I P V O</u>
<b>FFG nº de taxones</b>									
Predadores	12 $\pm$ 1	15 $\pm$ 1	12 $\pm$ 1	11 $\pm$ 1	13 $\pm$ 1	14 $\pm$ 1	11 $\pm$ 1	<b>11.1</b>	<u>I O P V</u>
Raspadores	3 $\pm$ 1	3 $\pm$ 1	6 $\pm$ 0	4 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1	2.02	<u>I O P V</u>
Colectores	5 $\pm$ 0	6 $\pm$ 0	5 $\pm$ 1	5 $\pm$ 0	6 $\pm$ 1	6 $\pm$ 1	6 $\pm$ 1	<b>11.0</b>	<u>I O P V</u>
Filtradores	4 $\pm$ 0	5 $\pm$ 0	3 $\pm$ 0	4 $\pm$ 0	4 $\pm$ 1	5 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1	3.8	<u>I O P V</u>
Colectores-raspadores	11 $\pm$ 0	11 $\pm$ 1	8 $\pm$ 0	10 $\pm$ 1	9 $\pm$ 1	10 $\pm$ 1	10 $\pm$ 1	6.8	<u>P I O V</u>
Fragmentadores	7 $\pm$ 1	6 $\pm$ 0	3 $\pm$ 1	5 $\pm$ 1	6 $\pm$ 1	6 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1	5.6	<u>O I P V</u>
Otros	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	-	-

## Discusión

### *Características ambientales*

Como se ha descrito en el capítulo II, así como en otros estudios desarrollados en cuencas Cantábricas (Basaguren *et al.*, 1996) el estrés hidráulico en la cuenca del Río Pas disminuyó desde las zonas de cabecera a la parte baja de la cuenca, tal y como indica el descenso en los valores de la velocidad y el incremento de la profundidad del agua. La vegetación presente en el cauce también cambió a lo largo del eje fluvial influenciada por las condiciones hidráulicas de la cuenca (Tabla 3.1). Estos resultados son coincidentes con otros estudios desarrollados en otras cuencas Europeas templado-atlánticas del norte de España (Pozo *et al.*, 1994), así como con las predicciones propuestas por el *River Continuum Concept* para ríos templados (Vannote *et al.*, 1980). En la cuenca del Río Pas el régimen hidrológico se caracterizó por presentar un periodo con frecuentes crecidas desde Noviembre hasta Abril, seguido por un periodo con dominancia del caudal basal desde Mayo a Octubre. Este patrón hidrológico se ajusta con el régimen hidrológico característico de los ríos templado-atlánticos (Basaguren *et al.*, 1996; Feminella, 1996; Howden y Burt, 2009). Además, tras analizar la serie de caudales medios diarios recogida durante los últimos 30 años en la estación de aforo de Puente Viesgo (datos no publicados; CHN), se puede considerar que en el año 2005 registro un patrón hidrológico que puede considerarse característico de la cuenca del Río Pas.

Tanto la conductividad como la concentración de *Streptococcus*, coliformes, amonio y fosfatos aumentaron en los puntos agrupados en G3, indicando cierto deterioro en la calidad del agua en dirección aguas abajo, probablemente ocasionado por el incremento en la actividad antrópica en la misma dirección. El patrón estacional en la calidad del agua estuvo ampliamente influenciado por el régimen hidrológico. Así, tanto la conductividad como la concentración de *Streptococcus*, coliformes y materia orgánica se incrementaron significativamente en el periodo de menor caudal (verano y otoño), probablemente debido a la menor capacidad de dilución que el río presenta en esta época (Elósegui y Pozo, 1994a; Morais *et al.*, 2004). Por el contrario, la turbidez y la concentración de amonio, nitratos y fosfatos se incrementaron en otoño e invierno. Este patrón estacional en la calidad del agua podría originarse por las primeras lluvias ocurridas en otoño, tras el periodo de sequía en verano, las cuales producen un lavado intenso de la cuenca que se puede prolongar hasta el invierno, como también se ha descrito en otros ríos Europeos templado Atlánticos del norte de España (Elósegui y Pozo, 1994a) e Inglaterra (Howden y Burt, 2009).

Las dinámicas estacionales que siguen los distintos recursos tróficos de los macroinvertebrados (e.g. perifiton y detritos vegetales) en la cuenca del Río Pas

están ampliamente influenciadas por la variabilidad del caudal y las características físico-químicas del agua. Diversos investigadores han descrito en ríos templado-atlánticos de España e Inglaterra, cómo la biomasa de perifiton se incrementa en verano y otoño, favorecida por la escasez de crecidas, así como por la mayor cantidad de luz y nutrientes (Elósegui y Pozo, 1998; Izaguirre y Elósegui, 2005; Kowe *et al.*, 1998). Igualmente, también se ha descrito que los ríos Europeos templado-atlánticos reciben un mayor aporte de materia orgánica particulada gruesa (MOPG) del medio terrestre adyacente durante el otoño e invierno, como describen Molinero y Pozo (2004) y Pardo y Álvarez (2006) para ríos del norte de España, así como Chauvet y Jean-Luis (1988) para ríos del oeste Francés. Estos resultados corroboran las observaciones de campo realizadas en la cuenca del Río Pas, por lo que la variabilidad ambiental en la cuenca de estudio parece corroborar las predicciones generales establecidas para ríos templado-atlánticos.

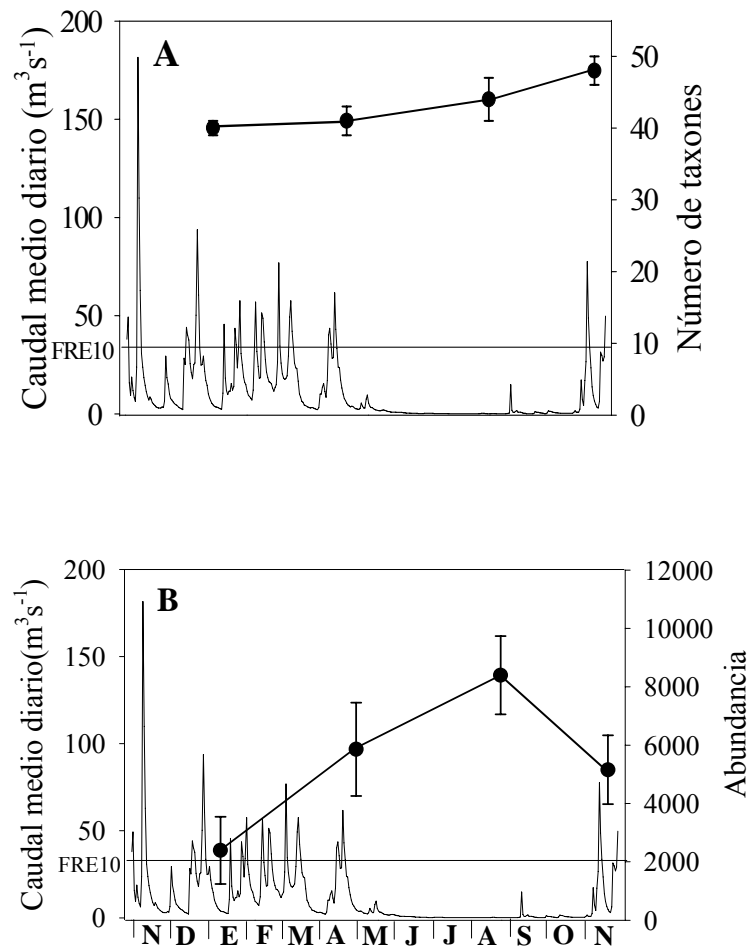
### *Patrones de abundancia y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados*

Como se indicó anteriormente, y tal y como se ha descrito en otros ríos templado-atlánticos de Inglaterra (Harper y Everard, 1998) y el oeste Francés (Cucherousset *et al.*, 2008), el patrón espacial que siguió el número de taxones de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas es altamente dependiente de la diversidad de elementos que muestra el hábitat, ya que se encontró una alta correlación entre la riqueza taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados y la diversidad de elementos físicos que caracterizaron los tramos muestreados. Temporalmente, tanto el promedio, como número total de taxones de macroinvertebrados por estación del año se incrementó progresivamente desde el invierno al otoño. Por lo tanto, de manera sorprendente, el número de taxones de macroinvertebrados se incrementó ligeramente en primavera, un periodo que contó con numerosas crecidas del caudal. Igualmente, también se incrementó en verano, con condiciones de máxima estabilidad hidrológica (Figura 3.8A). Estos resultados contradicen, al menos en parte, la primera predicción enunciada en este capítulo según los modelos propuestos por la *Intermediate Disturbance Hypothesis* y la *Dynamic Equilibrium Hypothesis*, aunque el número de taxones alcanzó el valor máximo en otoño, la época que mostró niveles intermedios de perturbación hidrológica (Figura 3.8A). Por lo tanto, parece que la dinámica estacional que sigue el número de taxones de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas no está exclusivamente influenciada por las perturbaciones hidrológicas, sino que otros factores también podrían estar jugando un papel determinante. Así, la sincronización de los ciclos de vida que muestran los macroinvertebrados podría determinar en gran medida la dinámica estacional que sigue la riqueza taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas. Por ejemplo, en primavera e invierno las comunidades de macroinvertebrados estuvieron compuestas mayoritariamente por taxones reofílicos, mientras que en otoño

apareció una mezcla de taxones más lénticos, característicos de la época estival, junto con nuevos taxones reofilícos, que más tarde dominaron las comunidades de macroinvertebrados en invierno. Así, la comunidad de macroinvertebrados de otoño aparece localizada entre las comunidades de verano e invierno en la ordenación realizada por el NMDS, indicando que la comunidad de otoño puede ser considerada como una comunidad de transición o puente entre las comunidades de macroinvertebrados presentes en verano e invierno. Además, la segregación estacional que mostraron ciertos FFG, la cual se detallará más adelante, parece confirmar la segregación estacional de diversos grupos de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas. Por lo tanto, la dinámica estacional que siguió el número de taxones de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas podría estar principalmente influenciada por la segregación temporal de taxones, que a su vez, podría venir determinada por la alta predictibilidad hidrológica de periodos estables y de crecidas que mostró la cuenca del Río Pas y que también se ha descrito en otras cuencas Europeas templado-atlánticas (Howden y Burt, 2009; Prego *et al.*, 2008). Por lo tanto, las perturbaciones hidrológicas podrían jugar un papel secundario en determinar la variabilidad estacional del número de taxones, lo que difiere con el punto de vista general establecido para ríos templado-atlánticos (Barquín y Death, 2004; McCabe y Gotelli, 2000). Sin embargo, sería necesario analizar una base de datos más extensa, con registros provenientes de diferentes estaciones y años, para establecer la importancia específica que juegan distintos factores ambientales como la predictibilidad hidrológica, la sincronización de los ciclos de vida de los macroinvertebrados y la segregación temporal de taxones, en el establecimiento y control de la dinámica estacional de la riqueza taxonómica en las cuencas Europeas templado-atlánticas.

Como se indicó en el capítulo II, la abundancia de macroinvertebrados se incrementó notablemente aguas abajo tanto en el Río Pas como en el Río Pisueña, siendo casi cuatro veces mayor en la época de caudal basal (verano) que en el periodo de crecidas (invierno, Figura 3.8B), lo que corrobora la segunda expectativa enunciada en el presente capítulo. Como ya se ha mencionado en el capítulo anterior, este patrón podría estar ocasionado por el efecto que el estrés hidráulico ejerce en la deriva de los macroinvertebrados (Imbert *et al.*, 2005), así como en la abundancia de determinados recursos tróficos (e.g. perifiton o materia orgánica; Clausen y Biggs, 1997; Izaguirre y Elósegui, 2005). En la cuenca del Río Pas el patrón espacial que siguió la abundancia de macroinvertebrados se podría amplificar a causa del incremento en la concentración de nutrientes en los tramos bajos de la cuenca, los cuales se incorporan al cauce a través de los diversos vertidos orgánicos que aparecen en la zona baja de la cuenca. La mayor abundancia de macroinvertebrados en verano (Figura 3.8B) parece confirmar que esta variable biológica es altamente dependiente de la estabilidad hidrológica en ríos templado-atlánticos, debido a que las crecidas parecen influir negativamente en el número de macroinvertebrados tanto directa como indirectamente (Basaguren y Riaño, 1994). Sin embargo, en la cuenca del Río Pas la abundancia de

macroinvertebrados se incrementó en primavera, un periodo que mostró frecuentes crecidas, con respecto a invierno. Este incremento viene determinado por las elevadas abundancias que alcanzaron *Baetis* spp. y *Simulium* spp. los cuales son considerados como taxones altamente resistentes y resilientes frente a perturbaciones hidrológicas (Giller y Malmqvist, 1997).



**Figura 3.8.** Variación estacional del número de taxones (A) y abundancia de macroinvertebrados (B) promediados ( $\pm 1SE$ ) frente a la variación del caudal medio diario ( $m^3 s^{-1}$ ) en la estación de aforo de Puente Viesgo (Noviembre 2004 a Noviembre 2005). El FRE10, calculado como 10 veces el valor de la mediana del caudal, se tomó como valor umbral para determinar el número de perturbaciones hidrológicas.

## *Cambios espaciales en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados*

Tanto el número de taxones como la abundancia de EPT decrecieron gradualmente aguas abajo en los Río Pas y Pisueña, siendo reemplazados por moluscos, oligoquetos y dípteros. Este resultado cumple con la tercera expectativa enunciada en el presente capítulo y coincide parcialmente con el patrón de distribución espacial expuesto en capítulo II de la presente tesis. Por lo tanto, el patrón de distribución espacial observado en la cuenca del Pas parece corresponderse con la distribución espacial natural de las comunidades de macroinvertebrados, aunque también pudiera enmascarar cierto deterioro en la calidad del agua, como se ha descrito en numerosos ríos (Azrina *et al.*, 2006; Dahl *et al.*, 2004). Estos resultados también son coincidentes con los resultados expuestos por Death y Joy (2004) los cuales describieron cómo la importancia de EPT decrece en puntos con elevada alcalinidad y conductividad, siendo reemplazados por moluscos, aquetos y quironómidos. Sin embargo, la abundancia relativa de efemerópteros y plecópteros fue mayor en el Río Pas en comparación con el Río Pisueña, donde moluscos y anfípodos (*Echinogammarus* spp. y *P. antipodarum*) fueron 10 veces más abundantes, pese a que estas subcuencas se incluyeron en las mismas clases del modelo *Random Forest* (Figura 3.1). Parece que las diferencias entre ambos ríos no pueden deberse exclusivamente a la variación en los valores de la conductividad, debido a que esta variable mostró valores similares en los ríos Pas y Pisueña. Abella y González (1986) describieron en una cuenca cercana (cuenca del Nalón) que la abundancia de moluscos es mayor en puntos cercanos a presas. Tiemman *et al.* (2005) también describieron que las zonas influenciadas por azudes y presas muestran una reducción en el número de taxones y abundancia de EPT. Siguiendo estos resultados es de esperar que el incremento de *Echinogammarus* spp. y *P. antipodarum*, así como el descenso de efemerópteros y plecópteros en el Río Pisueña puedan estar relacionados con la gran abundancia de azudes que aparecen en este tributario. Tanto los anfípodos como los caracoles mencionados podrían encontrar las condiciones hidráulicas y los recursos tróficos adecuados en las zonas cercanas a los azudes, pudiendo desarrollar en estos puntos importantes poblaciones. Diversos estudios han descrito que tanto las poblaciones de *Echinogammarus* como las de *P. antipodarum* se ven muy afectadas por el efecto de las crecidas (Gayraud *et al.*, 2000; Lysne y Koetsier, 2006), aunque presentan la capacidad de recolonizar los tramos afectados en un corto espacio de tiempo si cuentan con una población "fuente" cercana (Kerans *et al.*, 2005). Por lo tanto, el patrón de abundancia que mostraron *P. antipodarum* y *Echinogammarus* en el Río Pisueña podría ser el resultado de una dinámica metapoblacional, por la cual anfípodos y caracoles podrían recolonizar gran parte del eje del Río Pisueña después de un período de crecidas desde los diversos azudes localizados en este río. Por lo tanto, como se enunció en la tercera expectativa del presente capítulo, las modificaciones antropogénicas de las

condiciones hidráulicas y la calidad del agua pueden producir cambios en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados, reflejándose generalmente en la reducción del ratio entre EPT y taxones no-insectos.

### *Cambios estacionales en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados*

Los cambios temporales en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas estuvieron dominados por las fluctuaciones en la abundancia de 13 taxones (Tabla 3.3). Los resultados expuestos en la Tabla 3.3 indican que cada uno de estos 13 taxones respondió de manera diferente frente a los cambios en las condiciones ambientales que se dieron en la cuenca. Por ejemplo, *Baetis* spp. y *Simulium* spp., los cuales son considerados como taxones altamente resistentes y resilientes (Giller y Malmqvist, 1997), alcanzaron sus mayores abundancias en primavera, un periodo caracterizado por presentar un elevado número de crecidas. En el caso de *Simulium* spp. las diferencias estacionales en su abundancia no fueron significativas porque solamente incrementó en los puntos más bajos de la cuenca (G3). Este patrón temporal podría venir determinado por la elevada velocidad que el agua toma en primavera, lo cual podría mejorar el mecanismo de alimentación por filtración que presenta la familia Simuliidae, siendo capaz de filtrar un mayor volumen de agua. Además la aparición de ciertos macrófitos en primavera podría aumentar el sustrato disponible para el asentamiento de los simúlidos (Wright y Symes, 1999). Por otro lado, diversos taxones sensibles a las crecidas, como *P. antipodarum*, *B. tentaculata* y Chironomini son generalmente considerados como taxones tolerantes al deterioro en la calidad del agua (Extence *et al.*, 1999; Merigoux y Doledec, 2004; Ortiz *et al.*, 2005). Estos taxones se incrementaron en verano y otoño, lo cual podría estar relacionado con la estabilidad hidrológica y las condiciones fisico-químicas del agua, como se ha descrito en otros estudios (Chaves *et al.*, 2005; Morais *et al.*, 2004). La variabilidad estacional que mostraron otros taxones importantes para determinar las dinámicas estacionales de las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas, como *E. ignita*, *C. luctuosa*, *Echinogammarus* spp., Hydropsychidae o los distintos élmidos descritos, no se pueden entender atendiendo exclusivamente a la variabilidad estacional de las condiciones hidráulicas y las características fisico-químicas del agua. Otros factores como la partición de recursos tróficos (Giller y Malmqvist, 1997) o las características de sus ciclos de vida (González *et al.*, 2000; González *et al.*, 2001) podrían ser importantes a la hora de establecer el patrón estacional que mostraron.



### *Patrones en la dinámica de los grupos funcionales de alimentación*

Los raspadores y predadores alcanzaron sus mayores abundancias en verano, cuando sus recursos tróficos (perifiton e invertebrados, respectivamente) pudieron alcanzar los valores más elevados, lo que parece corroborar la cuarta expectativa enunciada en el presente capítulo. Sin embargo, no todos los raspadores alcanzaron la máxima abundancia en la misma época. Por ejemplo, *B. tentaculata* alcanzó la mayor abundancia en verano, mientras que *P. antipodarum* fue más abundante en otoño. Entre los colectores, oligoquetos y quironómidos alcanzaron sus máximas abundancias en invierno y verano, respectivamente, lo que ha sido señalado en otros estudios como una evidencia de la repartición estacional de los recursos tróficos (Barquín, 2000; Mihaljevic *et al.*, 1998). Otro ejemplo de segregación estacional de taxones dominantes del mismo grupo funcional de alimentación en la cuenca del Río Pas fue la alternancia entre los géneros de filtradores *Simulium*, que dominó en primavera, e *Hydropsyche* y *Polycentropus*, los cuales fueron más abundantes en verano. Este mismo patrón también se ha descrito por otros autores (Giller y Malmqvist, 1997). Dentro de los colectores-raspadores *Elmis* sp. y *Esolus* sp. alcanzaron la máxima densidad en verano, mientras que *Limnius* sp. lo hizo en primavera, probablemente debido a las diferentes respuestas que estos taxones muestran frente a las perturbaciones físicas, ya que los ciclos de vida de estos élmidos muestran patrones diferentes (Elliott, 2006). Finalmente *C. luctuosa* y *E. ignita*, también colectores-raspadores, alcanzaron sus máximas densidades en otoño y primavera respectivamente, siendo confirmado este patrón por González *et al.* (2000; 2001) en la cuenca del río Agüera. Por lo tanto, la segregación estacional de taxones del mismo grupo funcional puede ser otro indicador del grado de predictibilidad en las condiciones ambientales (régimen de caudales y recursos tróficos) en la cuenca del Río Pas y por extensión en las cuencas Cantábricas.

## Conclusiones

El patrón espacial que siguieron las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas parece que estuvo principalmente determinado por las condiciones hidráulicas, la heterogeneidad del hábitat, la disponibilidad de los recursos tróficos y las presiones antrópicas. Por otro lado, la predictibilidad de las condiciones hidrológicas y la disponibilidad estacional de los distintos recursos tróficos podrían desempeñar un papel determinante en la segregación temporal de los taxones de macroinvertebrados, por lo que también influirían en las dinámicas estacionales establecidas por la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados. Por el contrario, las perturbaciones hidrológicas podrían jugar un papel secundario para determinar el patrón estacional del número de taxones de macroinvertebrados. Por otro lado, el régimen de perturbaciones hidrológicas si parece jugar un papel importante a la hora de determinar el patrón estacional que sigue la abundancia de macroinvertebrados.



## *CAPÍTULO IV*

***Efectos del microhábitat  
en la distribución de los  
macroinvertebrados en  
tramos afectados y no  
afectados por efluentes  
orgánicos***



## Introducción

Tal y como se ha descrito en los capítulos anteriores los macroinvertebrados bentónicos se distribuyen atendiendo a diferentes parámetros ambientales. A nivel geográfico se puede destacar tanto la geología como las características climáticas de la zona, aunque la historia biogeográfica también podría jugar un papel importante (Murria, 2009). Por otro lado, la distribución que siguen los macroinvertebrados a lo largo del eje fluvial parece ser más dependiente de las condiciones hidráulicas, de la estructura y composición del hábitat físico, de las características fisico-químicas del agua, así como de la disponibilidad de los distintos recursos tróficos.

Diversos estudios también han investigado los patrones de distribución que siguen los macroinvertebrados en relación a diversas variables ambientales a escala de microhábitat, como son: las condiciones hidráulicas (velocidad y profundidad del agua, shear stress, etc; Brooks *et al.*, 2005), la composición y estructura del sustrato (Eedy y Giberson, 2007; Rabeni *et al.*, 2005) y la disponibilidad de recursos tróficos (Reice, 1980). Sin embargo, resulta complicado valorar la importancia específica que cada una de estas variables desempeña en estructurar las comunidades de macroinvertebrados debido a la fuerte interrelación que muestran entre sí. Por ejemplo, las condiciones hidráulicas pueden afectar a la microdistribución de los macroinvertebrados de forma directa, diferenciando a los macroinvertebrados en función de sus requerimientos hidráulicos (i.e. taxones reofilicos y lénticos) e indirecta, ya que las variables hidráulicas también afectan a la composición del sustrato y al nivel de recursos tróficos (Buffagni *et al.*, 2000). Además, la complejidad estructural que presenta cada microhábitat, definida por Beisel *et al.* (1998) como *heterogeneidad intra-hábitat*, es determinante a la hora de establecer la riqueza taxonómica y abundancia de macroinvertebrados, ya que sustratos estructuralmente heterogéneos, como las raíces de ribera o las matas de musgo, ofrecen una mayor diversidad de recursos tróficos y de refugio frente a las perturbaciones físicas y las interacciones bióticas (i.e. depredación). Scarsbrook y Townsend (1993) también observan que los tramos fluviales con mayor cantidad de microhábitats que ofrecen refugio a los macroinvertebrados muestran un mayor número de taxones e individuos que los tramos con menor disponibilidad de refugio. Igualmente la disponibilidad de los recursos tróficos es otro factor que parece determinar la microdistribución de los macroinvertebrados (Townsend, 1989).

Numerosos trabajos han evaluado los efectos que generan los vertidos orgánicos sobre la estructura, composición y organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados, siendo la escala del tramo fluvial la que

predomina en este tipo de estudios (AQEM, 2002; Arimoro *et al.*, 2007; Morais *et al.*, 2004). Sin embargo, son pocos los estudios que han analizado los efectos que un efluente orgánico genera sobre la comunidad de macroinvertebrados en un determinado microhábitat, por ejemplo en *riffles* (ver Nedeau *et al.*, 2003), no habiéndose encontrado estudios que analicen el efecto de un mismo vertido sobre diferentes microhábitats. Debido a que a nivel de microhábitat existen diferencias ambientales importantes, los cambios que un determinado efluente orgánico produce sobre la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados puede que no tenga la misma magnitud en los distintos microhábitats presentes en un mismo tramo fluvial. Por ejemplo, las comunidades de macroinvertebrados presentes en microhábitats con mayor estrés hidráulico (i.e. *riffles*) aparecen dominadas por taxones predominantemente reofílicos, los cuales son generalmente considerados como taxones sensibles a la polución orgánica, como es el caso de los órdenes de insectos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT; Bonada *et al.*, 2006b). Sin embargo, bajo condiciones más lénticas (i.e. pozas o *glides*) tanto el número de taxones EPT, como su abundancia relativa tiende a disminuir, siendo reemplazados por taxones predominantemente lénticos, como es el caso de diversos quironómidos y taxones no-insectos, los cuales son considerados como taxones más tolerantes frente al enriquecimiento orgánico del agua (Arimoro *et al.*, 2007; Coimbra *et al.*, 1996). En este sentido, cabe esperar que las comunidades características de *riffles* se vean más afectadas por el incremento de la carga orgánica que aquéllas que aparecen en *glides* o pozas. Sin embargo, en los *riffles* la velocidad del agua suele ser mayor y el flujo más turbulento, lo que favorece la oxigenación del agua y facilita que el transporte de la carga orgánica sea más rápido, pudiendo así minimizar los efectos que un determinado vertido produce sobre las comunidades bentónicas. Por este motivo, no queda muy claro si un mismo vertido orgánico tiene un efecto similar en las comunidades de macroinvertebrados desarrolladas en distintos microhábitats fluviales.

En numerosos programas de monitorización biológica desarrollados en los ecosistemas fluviales, las muestras de macroinvertebrados se componen de numerosas submuestras repartidas en los diferentes microhábitats que aparecen en el tramo considerado en función de la superficie que ocupa cada uno de estos microhábitats (AQEM, 2002). Por lo tanto, la evaluación del efecto de los impactos antrópicos se realiza a nivel de tramo fluvial, lo que impide conocer el efecto sobre las comunidades de macroinvertebrados que aparecen en los diferentes microhábitats muestreados. Además, el hecho de utilizar muestras compuestas puede introducir una gran variabilidad en la definición de las condiciones de referencia a escala de tramo, sobre todo en el diseño de los controles operativos (*sensu* DMA), lo cual aumentaría sustancialmente la probabilidad de concurrir en errores de tipo I y II (Downes *et al.*, 2002).

En este capítulo se pretende determinar cómo se distribuyen los macroinvertebrados en diferentes microhábitats característicos de los ecosistemas fluviales Cantábricos (*glides, riffles*, acúmulos de detritos vegetales y raíces de ribera), así como determinar los distintos factores ambientales que intervienen en su microdistribución, para conocer qué microhábitats presentan mayores similitudes y diferencias entre sí respecto a la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados. Además, también se pretende analizar los cambios que un vertido orgánico genera sobre la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados en los microhábitats estudiados, así como determinar la sensibilidad de las comunidades de macroinvertebrados características de cada microhábitat frente al vertido orgánico.

Partiendo del conocimiento actual sobre los patrones de microdistribución de los macroinvertebrados, se espera encontrar diferentes tipos de repuestas. En los tramos no afectados por los vertidos: (1) mayor número de taxones en los microhábitats que presentan mayor complejidad estructural, así como mayor abundancia de macroinvertebrados en los microhábitats que cuenten con menor estrés hidráulico y (2) mayor riqueza taxonómica y abundancia relativa de EPT en microhábitats reófilos, así como de taxones no-insectos en microhábitats con escaso estrés hidráulico. Por otro lado, en los tramos afectados por los vertidos se espera encontrar: (3) un número de taxones similar al descrito en condiciones de no-afección, debido al reemplazamiento de taxones tolerantes por taxones sensibles, y una mayor abundancia de macroinvertebrados, debido al enriquecimiento orgánico del agua. Igualmente, se espera que (4) la riqueza y abundancia relativa de los taxones EPT sean mayores en los tramos no afectados por los vertidos, mientras que la riqueza y abundancia de los taxones no-insectos incrementen en los tramos afectados. Sin embargo, es difícil proponer predicciones sobre cuál será el efecto del vertido sobre las comunidades de macroinvertebrados a nivel de microhábitat por todos los motivos expuestos anteriormente.

## Material y métodos

### *Área de estudio*

Este estudio se realizó en dos tramos fluviales Cantábricos localizados en las cuencas de los Ríos Deva (43°10'N, 4°36'W) y Miera (43°20'N, 3°43'W). El área geográfica donde ambos tramos están situados se encuentra dentro de la zona submediterránea hiper-oceánica templada (Rivas-Martínez *et al.*, 2004) y se caracteriza por presentar condiciones templado-húmedas, aunque la cuenca del Deva presenta ciertas características Mediterráneas. Ambas cuencas cuentan con un periodo de fuertes lluvias en invierno y primavera, seguido de un periodo más seco en verano y otoño. Por lo tanto, desde Junio a Septiembre estas cuencas

suelen mostrar condiciones de caudal basal. Sin embargo, el patrón hidrológico en la cuenca del Río Deva no sólo aparece influenciado por las precipitaciones, ya que el deshielo en los Picos de Europa incrementa el caudal en primavera, desde Marzo a Junio.

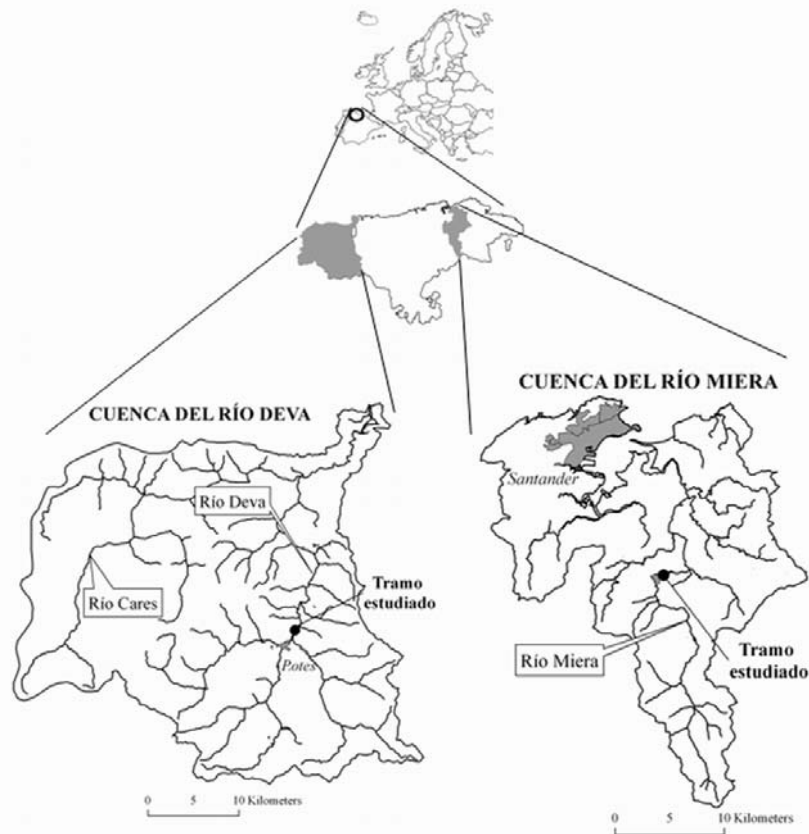
Los Ríos Deva y Miera cuentan con longitudes (63 y 42 Km, respectivamente), densidades de población (20 hab km<sup>-2</sup> y 40 hab km<sup>-2</sup>) y usos del suelo similares. Además, ambas cuencas cuentan una geología predominantemente calcárea. Los tramos estudiados se situaron en la parte media de cada río, a unos 25 km del nacimiento (Figura 4.1), donde la vegetación riparia estuvo dominada por sauces (*Salix* spp.), avellanos (*Corylus avellana*), alisos (*Alnus glutinosa*), y chopos (*Populus nigra*) en ambos casos. Sin embargo, como se observa en la clasificación propuesta en el capítulo II de la presente tesis para los ríos de Cantabria (modelo *Random Forest*; Figura 2.13), las subcuencas donde ambos tramos aparecen localizados se corresponden con clases fluviales diferentes. Así, el tramo del Río Deva se incluye en la clase 10, mientras que el tramo del Río Miera aparece incluido en la clase 2. La temperatura media anual del agua ronda los 10°C en ambas subcuencas, mientras que la precipitación media anual es mayor en la subcuenca del Río Miera (Tabla 4.1; GESHA, 2006). La subcuenca donde se sitúa el tramo estudiado del Río Deva muestra mayor altitud, superficie de drenaje y caudal medio anual, así como una pendiente más pronunciada, mientras que la subcuenca donde aparece el tramo estudiado en el Río Miera cuenta con un caudal medio específico mayor, debido a que la superficie de drenaje es menor y la precipitación media anual es mayor (Tabla 4.1; GESHA, 2006).

Los dos tramos estudiados reciben el efluente orgánico de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR). El tramo situado en el Río Deva recibe el vertido de la EDAR de Castro Cillórgo (tratamiento secundario), la cual está diseñada para tratar la carga producida por 18500 habitantes equivalentes. Esta EDAR vertía un caudal de 324 m<sup>3</sup> hora<sup>-1</sup> en el momento del muestreo. Igualmente, sobre el tramo del Río Miera vierte la EDAR de Liérganes (tratamiento primario), la cual está diseñada para tratar la carga producida por 2500 habitantes equivalentes. En el momento del muestreo esta EDAR vertía un caudal de 84 m<sup>3</sup> hora<sup>-1</sup>.

**Tabla 4.1.** Características ambientales de las subcuencas donde están situados los tramos de estudio.

	<b>Deva</b>	<b>Miera</b>
Caudal medio anual (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	14.7	5.2
Caudal basal medio específico (verano; (l s <sup>-1</sup> )(km <sup>-2</sup> ))	4.9	5.2
Área de drenaje de la subcuenca (km <sup>2</sup> )	644	162
Altitud (m)	846	299
Altitud relativa. Incremento entre el punto inicial y final de la subcuenca (%)	50.7	35.0
Temperatura media anual del agua (°C)	10.1	11.0
Precipitación media anual (mm)	1169	1686



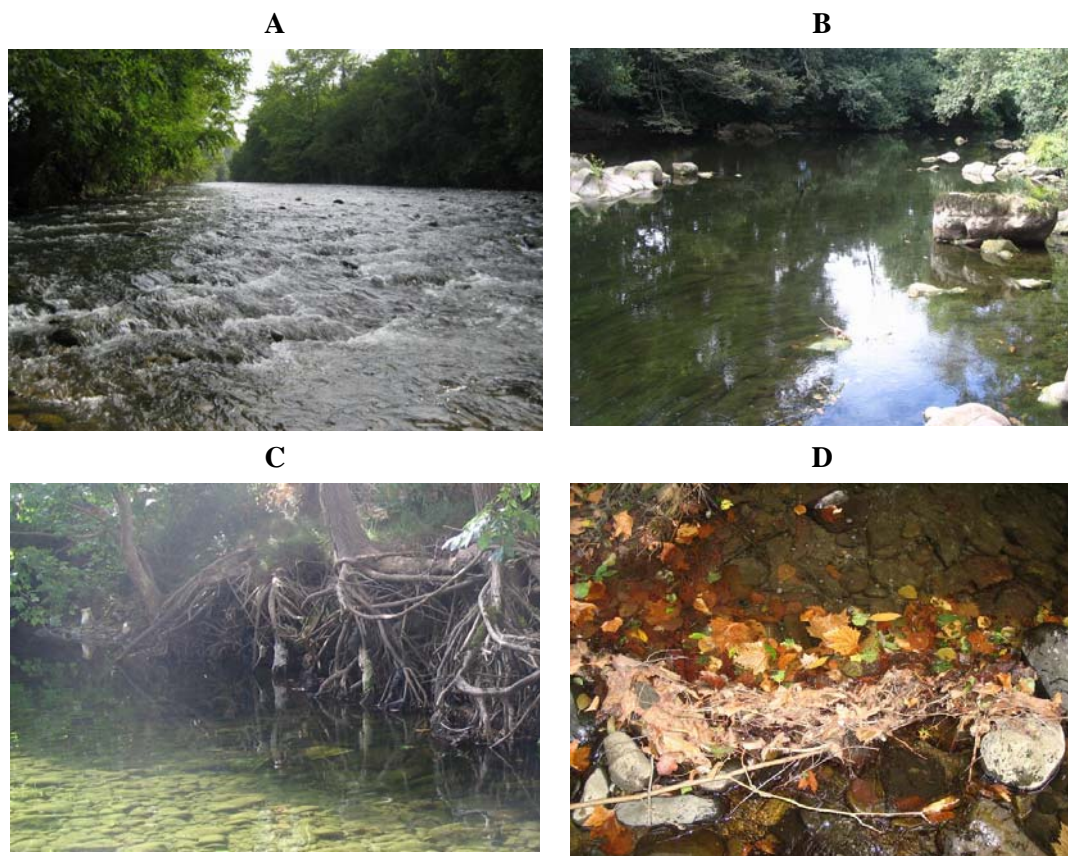


**Figura 4.1.** Tramos estudiados en los Ríos Deva y Miera, Cantabria, norte de España. Estos tramos se caracterizaron en Noviembre de 2006.

### *Toma de datos*

Con el objetivo de investigar los patrones de microdistribución que siguen los macroinvertebrados se situaron dos puntos de estudio en cada tramo estudiado, un punto de estudio aguas arriba (no afectado) y otro punto aguas abajo (afectado) de cada EDAR. En cada punto de estudio se tomaron 5 muestras de macroinvertebrados ( $0.5 \text{ m}^2$  por muestra) en 4 microhábitats diferentes (*riffles*, *glides*, acúmulos de detritos vegetales y raíces de ribera; Figura 4.2), recolectando 20 muestras aguas arriba y 20 muestras aguas abajo del vertido (40 unidades de muestreo por cada tramo de río) en Noviembre del año 2006. Desafortunadamente, el punto de estudio situado aguas abajo de la EDAR de Liérganes (Río Miera) no contó con la presencia de raíces de ribera, por lo que en este punto de estudio sólo se tomaron 15 muestras. Los *riffles* y *glides* se consideraron de acuerdo con la definición dada por Parasiewicz (2007), quien define a los *riffles* como tramos someros con una velocidad del agua media-alta y con superficie turbulenta, mientras que considera a los *glides* como tramos moderadamente someros y con dominancia de flujo laminar. Las muestras tomadas sobre detritos vegetales se tomaron siempre sobre acúmulos de ramas y hojas de al menos 4 especies diferentes de árboles (*Salix* spp., *C. avellana*, *A. glutinosa*, *P. nigra*, *Fagus sylvatica*, *Platanus híbrida* y *Prunus* sp.), mientras que todas las muestras de raíces

de ribera se tomaron sobre raíces de aliso (*A. glutinosa*). Las muestras no afectadas por la incorporación del vertido se tomaron entre 50 y 100 metros aguas arriba del efluente, mientras que las muestras afectadas por los vertidos se tomaron en los primeros 50 metros aguas abajo de los mismos. Las unidades de muestreo correspondientes a *riffles*, *glides* y raíces de ribera se tomaron mediante la elección de cuadrantes al azar (sensu Underwood, 1997), mientras que las unidades de muestreo sobre detritos vegetales se seleccionaron al azar entre todos los acúmulos de detrito mayores de 0.5 m<sup>2</sup> que estuvieron presentes en cada punto de estudio.



**Figura 4.2.** Ejemplos de los microhábitats donde se tomaron las muestras de macroinvertebrados en los tramos estudiados en los Ríos Deva y Miera en Noviembre de 2006. A) *Riffles*, B) *Glides*, C) Raíces de ribera y D) Detritos vegetales.

Los macroinvertebrados se muestrearon con una red *kicker* de 500 micras de malla. Las muestras se preservaron en alcohol al 70% y se trasladaron al laboratorio, donde se dividieron en 2 fracciones (0.5-1 mm y >1 mm). La abundancia de macroinvertebrados se estimó mediante el submuestreo de al menos 100 individuos en cada fracción, mientras que para calcular el número de taxones de macroinvertebrados se identificaron todos los taxones presentes en la fracción de mayor tamaño. La identificación taxonómica se realizó hasta el nivel más bajo posible, generalmente género y especie para la mayoría de grupos (excepto Hydracarina, Ostracoda, Copepoda, Oligochaeta, Chironomidae, Dolichopodidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Tabanidae y Tipulidae; Tachet *et al.*, 2000; Vieira-

Lanera, 2000). Los distintos taxones identificados se clasificaron en grupos funcionales de alimentación (FFG) siguiendo el criterio indicado en capítulo III de la presente tesis.

Las características ambientales y fisicoquímicas de los tramos estudiados se midieron en Noviembre del año 2006, junto con los muestreos de macroinvertebrados. La velocidad del agua se midió 2 cm sobre el lecho del río con un velocímetro FLO-MATE Marsh-McBirney 2000. La velocidad del agua, junto con la profundidad y la composición del sustrato (losa, S1 (>300 mm), S2 (300-130 mm), S3 (130-90 mm), S4 (90-65 mm), S5 (65-45 mm), S6 (45-30 mm), S7 (30-20 mm) S8 (20-10 mm), grava, arena y limo) se estimaron en cada una de las 75 unidades de muestreo (40 en el Río Deva y 35 en el Río Miera). En cada tramo el caudal se estimó como el producto de la velocidad del agua, la profundidad y la anchura del cauce en un transecto representativo de cada tramo, tomando medias de velocidad y profundidad cada 50 cm. Además, también se estimó visualmente la composición de la vegetación presente en el cauce en cada tramo.

Las características fisicoquímicas del agua se midieron aguas arriba y 10 metros aguas abajo de cada efluente, los cuales también se caracterizaron. El análisis de las características fisico-químicas del agua se realizó atendiendo a los protocolos indicados en el *Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater* (APHA, 1980). La conductividad, temperatura, concentración de oxígeno disuelto y el pH se determinaron con un medidor multiparamétrico YSI 556, mientras que la concentración de nitratos, amonio y fosfatos se midió con un espectrofotómetro HACH-DR5000 mediante el método Nessler, el método de reducción por cadmio y el del ácido ascórbico, respectivamente. La concentración de coliformes fecales y *Streptococcus* se obtuvo por filtración de membrana (0.45  $\mu\text{m}$ ) e incubación en medio selectivo. Finalmente, la concentración de sólidos en suspensión (SS) se determinó por gravimetría mediante la técnica de filtración por membrana (1  $\mu\text{m}$ ).

### *Análisis de datos*

Debido a que los dos tramos estudiados pertenecen a dos tipologías diferentes, los análisis de datos correspondientes a ambos tramos se realizaron de forma independiente.

El número de Froude (número Fr) se calculó para cada unidad de muestreo como medida para caracterizar el estrés hidráulico. Valores altos del número Fr indican flujos rápidos y someros, mientras que valores bajos indican condiciones lénticas y profundas. El número Fr se calcula según la ecuación:

$$\text{Número Fr} = U / \sqrt{gd}$$

En esta ecuación  $U$  corresponde a la velocidad del agua,  $g$  es la constante de la fuerza de la gravedad y  $d$  es la profundidad del agua.

El grosor del sustrato se calculó para cada unidad de muestreo según el procedimiento indicado por Negishi *et al.* (2002). Primero, a cada una de las 12 clases de tamaño medidas se le adjudicó un código numérico que varía entre 0 y 12 (S1=12, S2=11, S3=10, S4=9, S5=8, S6=7, S7=6, S8=5, grava=4, arena=3, limo=2, y losa=1). Posteriormente, el porcentaje de cobertura que cada clase de tamaño presentó en cada unidad de muestreo se multiplicó por su correspondiente código. Seguidamente, se realizó el sumatorio de los valores obtenidos en el paso anterior y se dividió entre 12 (número de clases de tamaño). Por lo tanto, tras aplicar este método el valor final del grosor del sustrato en cada unidad de muestreo varía entre 8 (100% losa) y 100 (100% S1).

La velocidad y profundidad del agua, el número Fr y el grosor del sustrato se calcularon para cada unidad de muestreo. Las diferencias que estas variables ambientales mostraron entre los 4 tipos de microhábitats estudiados se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, tomándose el microhábitat como factor fijo. Cuando se detectaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) se realizó un test *post hoc* de Tukey para establecer comparaciones múltiples entre cada uno de los 4 microhábitats descritos. Para alcanzar la homocedasticidad de los datos las variables descritas se transformaron antes del análisis mediante  $\log_{10}(x+1)$ . Estos análisis se realizaron con el paquete informático STATISTICA (versión 6.0; StatSoft Inc., 1994).

La abundancia y el número de taxones de macroinvertebrados, el índice de diversidad de Shannon-Weaver, el coeficiente de rarefacción de la diversidad ( $ES_9$ ) y la abundancia de los distintos FFG se calcularon para cada unidad de muestreo. El coeficiente de rarefacción de la diversidad ( $ES_9$ ) se calculó como el número de taxones que se espera encontrar en cada unidad de muestreo tras extraer 9 individuos al azar, ya que éste fue el menor número de individuos que se obtuvo en las 75 muestras. Para determinar si las diferencias que se dieron en estas variables biológicas entre los 4 microhábitats estudiados aguas arriba del efluente son significativas, se realizó un ANOVA de una vía para los Ríos Deva y Miera, siguiendo la misma estructura de ANOVA que la indicada anteriormente. Además, también se analizaron las diferencias que estas variables biológicas mostraron entre microhábitats y tratamientos (afección/no afección). Para ello se realizó un análisis de la varianza anidado (*nested ANOVA*) donde cada microhábitat se consideró como el factor anidado dentro de cada tratamiento. Debido a que en el punto de estudio afectado del Río Miera no aparecieron raíces de ribera, este microhábitat no se incluyó en el ANOVA anidado realizado para el Río Miera. Estos análisis se realizaron con el paquete informático STATISTICA (versión 6.0; StatSoft Inc., 1994).

La importancia de los taxones que contribuyeron más a la disimilaridad entre los tratamientos y los microhábitats en los dos ríos estudiados (>50%) se evaluaron mediante un análisis del porcentaje de similaridad (SIMPER) realizado con el paquete estadístico PRIMER (versión 6.0; Clarke y Warwick, 1994). Las diferencias en la abundancia de los taxones más importantes, tanto entre tratamientos como entre microhábitats, se examinaron mediante un ANOVA anidado realizado con la misma estructura que la descrita anteriormente. Además, las diferencias que mostraron las comunidades de macroinvertebrados en los distintos microhábitats, tanto en los tramos no afectados por los vertidos como en los afectados, se analizaron mediante un análisis de similaridad (ANOSIM) utilizando el programa informático PRIMER versión 6.0.

Los patrones en la composición de las comunidades de macroinvertebrados se examinaron mediante un análisis no-paramétrico de escalado multidimensional (NMDS) realizado con el paquete estadístico PC-ORD (versión 2.0; McCune y Mefford, 1995). La distancia de Sorensen se utilizó para determinar la similaridad de la composición de la comunidad entre muestras. El examen inicial de los patrones del estrés que siguieron los datos sugirió que las 3 dimensiones son apropiadas para la ordenación final. Las dimensiones se establecieron mediante 500 iteraciones en los datos. La selección final de los ejes se realizó mediante el análisis de los valores de estrés asociados a los nuevos ejes utilizando el test de Montecarlo, así como analizando la estabilidad de la solución final (McCune y Grace, 2002). Debido a las amplias diferencias que mostraron las comunidades de macroinvertebrados de ambos tramos se realizaron otros dos NMDS para representar la ordenación espacial de las comunidades de macroinvertebrados de los Ríos Deva y Miera por separado. Las relaciones entre los ejes de las ordenaciones resultantes y los taxones más importantes de la comunidad de macroinvertebrados en cada tramo de río estudiado se examinaron mediante correlaciones Kendall.

Finalmente, se realizaron correlaciones de Spearman para analizar las relaciones existentes entre los taxones más importantes y la abundancia y riqueza de macroinvertebrados con la velocidad y profundidad del agua, el número Fr y el tamaño del sustrato en cada unidad de muestreo. Estas correlaciones se calcularon con el paquete informático STATISTICA (versión 6.0; StatSoft Inc., 1994).

## Resultados

### *Características ambientales*

Los dos tramos estudiados mostraron caudales y anchuras similares (Tabla 4.2), así como una vegetación de cauce muy parecida, exclusivamente compuesta por briófitos y algas diatomeas aguas arriba de los efluentes de las EDARs, mientras

que aguas abajo aparecieron agrupaciones de algas verdes filamentosas y colonias de hongos blancos no identificados taxonómicamente. En el momento de estudio las características físico-químicas del agua fueron similares en los puntos situados aguas arriba de los efluentes (Tabla 4.2) y tan sólo fueron mayores las concentraciones de SS en el Deva y de coliformes en el Miera. Los cambios más importantes aguas abajo del efluente en el tramo del Río Deva fueron el incremento de la conductividad y la concentración de fosfatos, SS y coliformes (Tabla 4.2), mientras que en el tramo del Río Miera fue el incremento en la concentración de amonio, nitratos, SS y *Streptococcus* (Tabla 4.2).

La velocidad y profundidad del agua y el número Fr siguieron patrones similares en los dos tramos estudiados. Tanto la velocidad del agua como el número Fr indicaron un mayor estrés hidráulico en los *riffles* y menor en las raíces de ribera. Las muestras de *glides* fueron las que mostraron mayor profundidad, mientras que las muestras tomadas sobre acúmulos de detritos vegetales fueron las más someras, aunque las diferencias en la profundidad del agua no fueron significativas en el Río Miera (Tabla 4.3). En el Río Deva el sustrato fue significativamente mayor en los *riffles*, mientras que en el tramo Río Miera fue significativamente más pequeño bajo los acúmulos de detritos vegetales (Tabla 4.3).

*Efectos del microhábitat en la distribución de los macroinvertebrados en tramos afectados y no afectados por efluentes orgánicos*

**Tabla 4.2.** Características físico-químicas del agua en los Ríos Deva y Miera, aguas arriba (Ar) y aguas abajo (Ab) de los efluentes (E). También se incluye el caudal y la anchura del cauce.

	Caudal (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Ancho (m)	Temperatura (°C)			Conductividad (μS cm <sup>-2</sup> )			Oxígeno (mg l <sup>-1</sup> )			pH			Amonio (mg l <sup>-1</sup> )			Nitratos (mg l <sup>-1</sup> )			Fosfatos (mg l <sup>-1</sup> )			SS (mg l <sup>-1</sup> )			Coliformes (UFC100ml <sup>-1</sup> )			Streptococcus (UFC100ml <sup>-1</sup> )		
			Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab	Ar	E	Ab
<b>Deva</b>	2.4	14	9.3	14.9	12.1	123	362	230	12.0	9.1	10.3	8.7	7.7	7.9	0.1	0.1	0.0	0.6	0.8	0.6	0.1	6.5	0.6	10.0	26.6	53.3	3100	13600	13100	500	1100	600
<b>Miera</b>	1.2	11	11.3	14.7	11.4	151	358	157	12.1	5.1	11.9	8.5	7.9	8.4	0.2	4.6	2.5	0.4	2.8	1.1	0.1	1.5	0.2	0.3	1.6	12.0	11700	20800	24400	300	700	1200

**Tabla 4.3.** Resultados del ANOVA realizado para evaluar las diferencias de las variables ambientales ( $\pm 1SE$ ; negrita=  $p < 0.05$ ; \* =  $p < 0.01$ ). También se incluyen los resultados del análisis de Tukey (las líneas indican microhábitats sin diferencias significativas;  $p > 0.05$ ; Rf= riffles, G= glides, DV= detritos vegetales y RR= Raíces de ribera).

	Deva						Miera					
	Riffles	Glides	Det. vegetal	Raíces	$F_{(3, 36)}$	Test de Tukey df 36	Riffles	Glides	Det. vegetal	Raíces	$F_{(3, 31)}$	Test de Tukey df 31
Velocidad (m s <sup>-1</sup> )	0.60 ±0.06	0.30 ±0.08	0.31 ±0.09	0.15 ±0.05	<b>6.9*</b>	<u>RR</u> <u>G</u> <u>DV</u> Rf	0.55 ±0.08	0.09 ±0.02	0.14 ±0.04	0.03 ±0.01	<b>21.5*</b>	<u>RR</u> <u>G</u> <u>DV</u> Rf
Profundidad (cm)	35 ±3	60 ±3	25 ±4	40 ±5	<b>12.0*</b>	<u>DV</u> <u>Rf</u> <u>RR</u> G	28 ±4	44 ±8	20 ±2	36 ±9	2.9	-
Número de Froude	0.34 ±0.03	0.13 ±0.03	0.26 ±0.08	0.08 ±0.04	<b>5.5*</b>	<u>RR</u> <u>G</u> <u>DV</u> Rf	0.38 ±0.06	0.05 ±0.01	0.12 ±0.04	0.02 ±0.00	<b>22.1*</b>	<u>RR</u> <u>G</u> <u>DV</u> Rf
Tamaño sustrato	81 ±2	66 ±2	52 ±8	51 ±8	<b>5.5*</b>	<u>RR</u> <u>DV</u> <u>G</u> Rf	75 ±4	62 ±4	42 ±7	73 ±2	<b>6.5*</b>	<u>DV</u> <u>G</u> <u>RR</u> Rf

### *Patrones en la riqueza y abundancia de los macroinvertebrados*

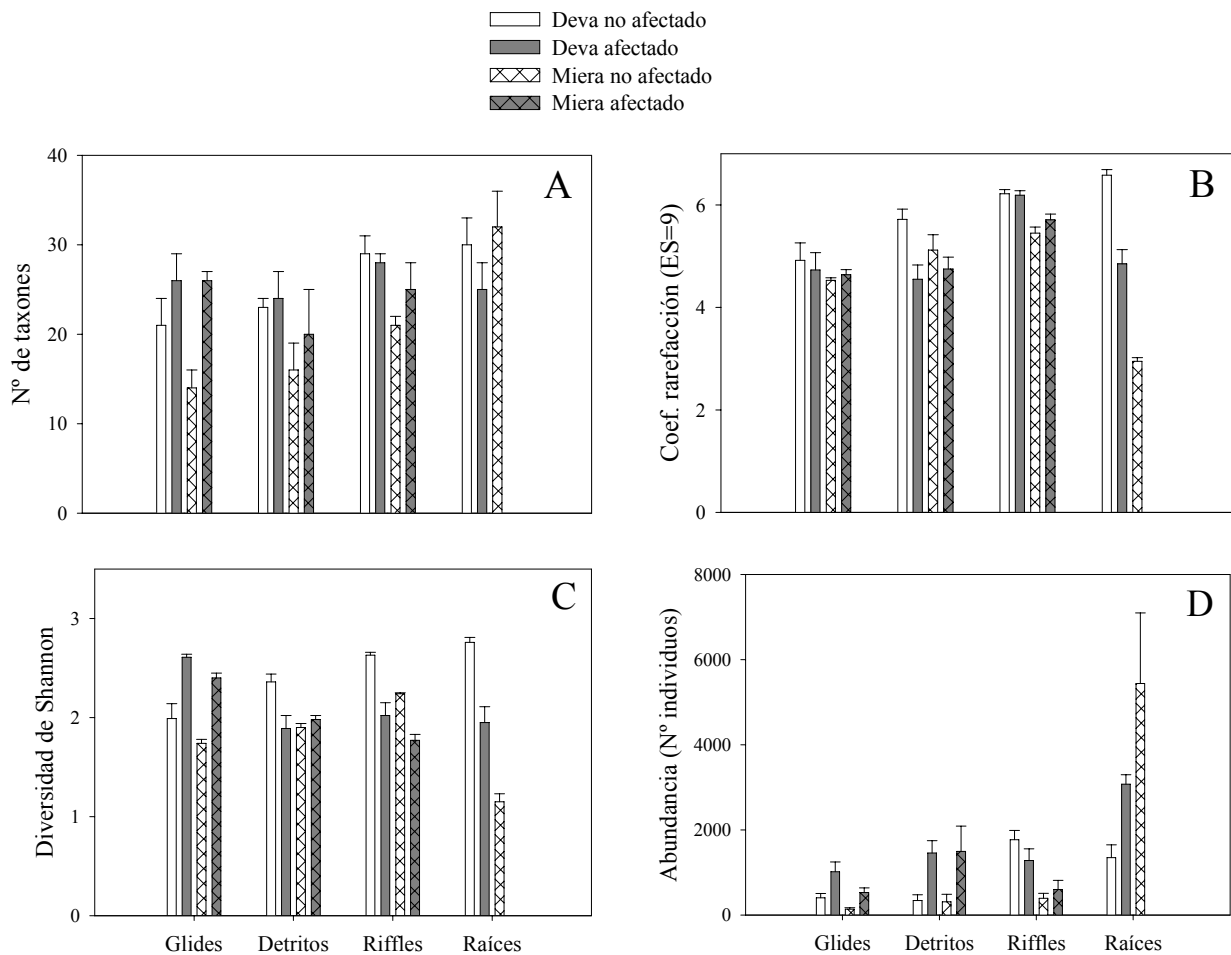
En el Río Deva se identificaron un total de 78 taxones (59 insectos y 19 no-insectos), mientras que en el Río Miera se identificaron 94 (75 insectos y 19 no-insectos). En el Río Deva Diptera fue el orden con mayor número de taxones en los 4 microhábitats estudiados, tanto aguas arriba del vertido (12 taxones en las raíces de ribera y detritos vegetales y 11 taxones en *riffles* y *glides*) como aguas abajo del mismo (11 taxones en los 4 microhábitats). En el Río Miera Trichoptera fue el orden con mayor número de taxones en todos los microhábitats muestreados aguas arriba del vertido (14 taxones en raíces de ribera, 12 en *riffles* y 7 en *glides* y detritos vegetales) mientras que Diptera lo fue aguas abajo (12 taxones en detritos vegetales y 11 en *glides* y *riffles*). El número medio de taxones de macroinvertebrados por microhábitat aguas arriba del vertido siguió el mismo patrón en los dos ríos estudiados, siendo significativamente más alto en las raíces de ribera (30 taxones en el Deva y 32 en el Miera), seguidas de los *riffles* (29 en el Deva y 21 en el Miera), los detritos vegetales (23 en el Deva y 16 en el Miera) y los *glides* (21 en el Deva y 14 en el Miera, Figura 4.3A y Tabla 4.4). En el Río Deva el número total de taxones no estuvo significativamente afectado por el efluente orgánico (Tabla 4.4). Así, tras tomar todas las muestras en conjunto, el número de taxones fue idéntico aguas arriba y aguas abajo del efluente (68 taxones). Por el contrario, en el Río Miera tanto el número medio de taxones por unidad de muestreo, como el número total de taxones incrementó aguas abajo del efluente (Tabla 4.4; 75 taxones aguas arriba y 81 aguas abajo). En el Río Deva el número de taxones EPT disminuyó aguas abajo del efluente, pasando de 25 a 20 taxones, mientras que el número de taxones no-insectos incrementó de 14 a 18. En el Río Miera el número de taxones EPT también disminuyó aguas abajo del efluente orgánico (de 26 a 23 taxones), mientras que los taxones del orden Coleoptera (de 12 a 17 taxones) y Diptera (de 13 a 18), así como los taxones no-insectos (de 14 a 18) incrementaron.

En el Río Deva el coeficiente de rarefacción de la diversidad y el índice de diversidad de Shannon no mostraron diferencias significativas entre los 4 tipos de microhábitats aguas arriba del efluente (Tabla 4.4). Sin embargo, el coeficiente de rarefacción de la diversidad disminuyó significativamente aguas abajo del efluente, mientras que el índice de diversidad de Shannon no se vio significativamente afectado por el mismo. En el Río Miera el coeficiente de rarefacción de la diversidad y el índice de diversidad de Shannon siguieron patrones similares. Aguas arriba del vertido ambos fueron significativamente más altos en *riffles* que en las raíces de ribera (Tabla 4.4, Figuras 4.3B y 4.3C) y no mostraron diferencias significativas entre el punto de estudio situado aguas arriba del efluente y el situado aguas abajo.

Finalmente, aguas arriba del efluente, tanto en el Río Deva como en el Río Miera, la abundancia de macroinvertebrados fue significativamente mayor en las muestras tomadas en las raíces de ribera y en los *riffles* que en las muestras de



glides y detritos vegetales (Tabla 4.4, Figura 4.3D). La abundancia de macroinvertebrados se vio significativamente afectada por el incremento de la carga orgánica. Así, el número de macroinvertebrados aumentó significativamente aguas abajo de las EDARs en ambos ríos. Porcentualmente, el mayor incremento en la abundancia de macroinvertebrados se dio en los acúmulos de detrito vegetal, donde la abundancia de macroinvertebrados incrementó alrededor del 400% en los tramos afectados de ambos ríos. Tanto la abundancia como la importancia relativa de EPT fueron mayores aguas arriba del vertido en el Río Deva, siendo más abundantes en los *riffles*. Sin embargo, en el río Miera la abundancia de EPT se incrementó aguas abajo del vertido debido al aumento de *Caenis luctuosa*. El único microhábitat del Río Miera donde la abundancia de *C. luctuosa* no aumentó aguas abajo del vertido fue en los *riffles*.



**Figura 4.3.** Número de taxones de macroinvertebrados (A), coeficiente de rarefacción (ES= 9; B), índice de diversidad de Shannon (C) y abundancia de macroinvertebrados (D) en los *glides*, *riffles*, detritos vegetales y raíces de ribera de los puntos de estudio localizados aguas arriba y abajo de los efluentes orgánicos.

**Tabla 4.4.** Resultados del ANOVA realizado para examinar las diferencias en el número de taxones de macroinvertebrados, el índice de diversidad de Shannon, el coeficiente de rarefacción (ES=9) y la abundancia de macroinvertebrados entre los 4 microhábitats aguas arriba de los vertidos de los Ríos Deva y Miera (negrita=  $p < 0.05$ ; \*=  $p < 0.01$ ) y test de Tukey (las líneas indican que no hay diferencias significativas entre microhábitats; Rf= ripples, G= glides, DV= Detritos vegetales y RR= Raíces de ribera). También se incluyen los resultados del ANOVA anidado para examinar las diferencias de estas variables biológicas entre tipos de microhábitat aguas arriba y aguas abajo de los vertidos en los Ríos Deva y Miera.

	Deva					Miera				
	Microhábitats no afectados	Test de Tukey	Tratamiento	Microhábitat	Intercept	Microhábitats no afectados	Test de Tukey	Tratamiento	Microhábitat	Intercept
	$F_{(3,16)}$	$df\ 16$	$F_{(1,32)}$	$F_{(6,32)}$	$F_{(1,32)}$	$F_{(3,16)}$	$df\ 16$	$F_{(1,24)}$	$F_{(4,24)}$	$F_{(1,24)}$
Nº taxones	<b>3.8</b>	<u>G DV Rf RR</u>	0.1	1.8	<b>837.2*</b>	<b>8.0*</b>	<u>G DV Rf RR</u>	<b>8.4*</b>	1.3	<b>321.9*</b>
Índice diversidad Shannon	2.9	-	3.4	1.9	<b>724.1*</b>	<b>14.9*</b>	RR <u>G DV Rf</u>	0.9	<b>5.9*</b>	<b>1684.7*</b>
Coeficiente de rarefacción	2.4	-	<b>4.3</b>	1.9	<b>855.5*</b>	<b>8.9*</b>	RR <u>G DV Rf</u>	0.0	1.8	<b>1006.6*</b>
Abundancia	<b>13.0*</b>	<u>DV G RR Rf</u>	<b>7.2</b>	<b>4.5*</b>	<b>93.6*</b>	<b>17.8*</b>	<u>G DV Rf RR</u>	<b>4.7</b>	0.5	<b>526.7*</b>

### Patrones en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados

La estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados difirieron significativamente entre los microhábitats no afectados por los efluentes, tanto en el río Deva (R Global=0.69;  $p<0.01$ ) como en el Río Miera (R Global=0.75;  $p<0.01$ ). En ambos casos las comunidades muestreadas en los detritos vegetales fueron las que mostraron las menores diferencias con respecto a las comunidades de riffles y glides (Tabla 4.5). Estas comunidades también fueron las que mostraron mayor heterogeneidad en su estructura y composición, ya que obtuvieron los porcentajes de similaridad más bajos de los 4 microhábitats estudiados en ambos ríos (Tabla 4.5).

Igualmente, la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados presentes en los microhábitats afectados por los vertidos mostraron diferencias significativas tanto en el Río Deva (R Global=0.42;  $p<0.01$ ) como en el Río Miera (R Global=0.40;  $p<0.01$ ). Todas las comunidades presentes en los microhábitats afectados del Río Deva mostraron porcentajes de similaridad en torno al 45% (Tabla 4.5), mientras que en el Río Miera las comunidades presentes en los glides y en los detritos vegetales fueron las más y las menos similares entre sí, respectivamente (59 y 25%).

**Tabla 4.5.** Análisis de similaridad (valor R del ANOSIM) por pares de microhábitats para examinar las diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados muestreadas en los diferentes microhábitats, afectados y no afectados por vertidos, en los tramos de los Ríos Deva y Miera. También se incluyen la similaridad media (Sim.) que presentaron las comunidades de macroinvertebrados en cada microhábitat (negrita =  $p<0,05$  y \* =  $p<0,01$ ; DV= detritos vegetales; Rf= riffles; G= glides y RR= raíces de ribera).

		Deva					Miera				
		Sim.	Rf	G	DV	RR	Sim.	Rf	G	DV	RR
<b>Tramos no afectados</b>	Rf	60%	-	-	-	-	50%	-	-	-	-
	G	49%	<b>0.96*</b>	-	-	-	51%	<b>0.60*</b>	-	-	-
	DV	32%	<b>0.64*</b>	<b>0.33</b>	-	-	30%	0.23	<b>0.69*</b>	-	-
	RR	44%	<b>0.68*</b>	<b>0.76*</b>	<b>0.80*</b>	-	53%	<b>0.98*</b>	<b>1*</b>	<b>0.93*</b>	-
<b>Tramos afectados</b>	Rf	47%	-	-	-	-	51%	-	-	-	-
	G	42%	<b>0.34</b>	-	-	-	59%	<b>0.43</b>	-	-	-
	DV	48%	<b>0.82*</b>	0.10	-	-	25%	0.31	<b>0.35</b>	-	-
	RR	45%	<b>0.91*</b>	<b>0.34</b>	0.00	-	-	-	-	-	-

Trece taxones contribuyeron más de un 50% en la diferenciación de las comunidades de macroinvertebrados en el Río Deva (Tabla 4.6). De estos 13 taxones, Oligochaeta, Chironomini y Potamopyrgus antipodarum fueron los únicos 3 taxones que incrementaron significativamente su abundancia aguas abajo del efluente orgánico, mientras que Limnius sp. y Epeorus sp. siguieron el patrón

contrario (Tabla 4.6). Por otro lado, las abundancias de Chironomini, Tanypodinae, Orthoclaadiinae y *Atrhipsoidea* sp. no mostraron diferencias significativas entre microhábitats aguas arriba y aguas abajo del efluente orgánico, aunque Orthoclaadiinae mostró predilección por ambientes predominantemente reófilos, mientras que *Atrhipsoidea* sp. y Tanypodinae estuvieron correlacionados con microhábitats profundos y someros, respectivamente (Tablas 4.6 y 4.7). Por otra parte, 6 taxones contribuyeron más de un 50% en la diferenciación de las comunidades de macroinvertebrados en el Río Miera (Tabla 4.8). En este caso, Chironomini, *P. antipodarum* y *C. luctuosa* incrementaron su abundancia significativamente en los microhábitats afectados por el vertido orgánico (Tabla 4.8). *Baetis* sp., *Hydropsyche* sp. y *Simulium* sp. mostraron cambios significativos en sus patrones de microdistribución aguas arriba y aguas abajo de los efluentes. Estos taxones incrementaron su abundancia en los *glides* afectados, mientras que disminuyeron en los detritos vegetales (Tabla 4.8). Por otro lado, estos 3 taxones estuvieron positivamente correlacionados con flujos de alta velocidad y sustratos de gran tamaño (Tabla 4.7).

**Tabla 4.6.** Abundancia media (Ab) y relativa (%) de los taxones que presentan una mayor importancia en la diferenciación de las comunidades de macroinvertebrados aguas arriba y aguas abajo del vertido en el Río Deva. Se incluyen los resultados del ANOVA anidado examinando las diferencias en la abundancia de estos taxones entre tipos de microhábitat aguas arriba y aguas abajo del vertido (negrita=  $p < 0.05$ ; \*=  $p < 0.01$ ). Además, también se incluyen los códigos de los grupos funcionales de alimentación (FFG) a los que pertenece cada uno de estos taxones: C= colectores, C-R= colectores-raspadores, F= filtradores, P= predadores y R= raspadores.

	FFG	Deva no afectado por vertido								Deva afectado por vertido								Tratamiento Microhábitats Intercept		
		Glides		Detritos		Riffles		Raíces		Glides		Detritos		Riffles		Raíces		$F_{(1,32)}$	$F_{(6,32)}$	$F_{(1,32)}$
		Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%			
Oligoquetos	C	435	43	67	8	32	1	159	5	1060	42	1870	51	144	4	3424	45	<b>22.8*</b>	<b>5.3*</b>	<b>35.0*</b>
Chironomini	C	67	7	62	7	138	3	131	4	234	9	346	9	167	5	506	7	<b>6.9</b>	0.9	<b>26.0*</b>
Orthoclaadiinae	C	35	3	83	10	363	8	215	6	76	3	126	3	130	4	248	3	0.3	2.3	<b>34.0*</b>
<i>Atripsoides</i> sp.	C	40	4	11	1	101	2	201	6	246	10	22	1	122	4	120	2	0.7	1.9	<b>23.1*</b>
<i>Elmis</i> sp.	C-R	18	2	21	2	775	18	146	4	43	2	38	1	488	15	50	1	1.3	<b>8.3*</b>	<b>28.7*</b>
<i>Oulimnius</i> sp.	C-R	8	1	8	1	104	2	235	7	87	3	22	1	133	4	74	1	0.1	<b>4.9*</b>	<b>40.6*</b>
<i>Limnius</i> sp.	C-R	19	2	8	1	168	4	7	0	35	1	0	0	48	1	0	0	<b>7.7*</b>	<b>14.8*</b>	<b>44.4*</b>
<i>Baetis</i> sp.	C-R	78	8	283	33	862	20	174	5	224	9	46	1	767	24	44	1	0.7	<b>6.7*</b>	<b>42.7*</b>
<i>Epeorus</i> sp.	C-R	0	0	22	3	148	3	0	0	4	0	0	0	64	2	0	0	<b>6.4</b>	<b>15.0*</b>	<b>35.2*</b>
<i>Hydropsyche</i> sp.	F	37	4	24	3	536	12	189	6	139	5	16	0	256	8	68	1	1.7	<b>4.9*</b>	<b>29.1*</b>
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	F	17	2	12	1	65	1	433	13	16	1	122	3	30	1	554	7	0.6	<b>7.2*</b>	<b>26.8*</b>
Tanypodinae	P	6	1	22	3	47	1	204	6	4	0	70	2	19	1	404	5	0.6	2.3	<b>7.8*</b>
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	R	78	8	7	1	34	1	82	2	63	2	297	8	46	1	700	9	<b>8.7*</b>	<b>3.9*</b>	<b>18.0*</b>

**Tabla 4.7.** Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables ambientales medidas en cada unidad de muestreo y los taxones que presentan una mayor importancia en la diferenciación de las comunidades de macroinvertebrados en los tramos con y sin vertido de los Ríos Deva y Miera. También se incluyen las correlaciones entre el número de taxones y la abundancia total de macroinvertebrados y estas variables ambientales (negrita=  $p < 0.05$ ; \* =  $p < 0.01$ ).

	<b>Velocidad</b>	<b>Profundidad</b>	<b>Número Fr</b>	<b>Tamaño sustrato</b>
Número de taxones	0,03	-0,09	0,05	0,12
Abundancia	0,01	-0,07	0,01	-0,10
Oligochaeta	-0,17	0,16	-0,17	<b>-0,32*</b>
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	<b>-0,26</b>	-0,01	<b>-0,24</b>	<b>-0,36*</b>
<i>Elmis</i> sp.	0,21	-0,05	0,17	<b>0,37*</b>
<i>Oulimnius</i> sp.	0,03	<b>0,25</b>	-0,03	0,14
Chironomini	0,19	0,11	0,20	-0,16
Orthoclaadiinae	<b>0,45*</b>	-0,08	<b>0,46*</b>	0,17
Tanypodinae	-0,11	<b>-0,31*</b>	-0,02	-0,01
<i>Simulium</i> sp.	<b>0,56*</b>	<b>-0,46*</b>	<b>0,64*</b>	<b>0,33*</b>
<i>Baetis</i> sp.	<b>0,70*</b>	-0,14	<b>0,69*</b>	<b>0,36*</b>
<i>Caenis luctuosa</i>	<b>-0,24</b>	<b>-0,28</b>	-0,20	-0,08
<i>Hydropsyche</i> sp.	<b>0,51*</b>	0,18	<b>0,44*</b>	<b>0,32*</b>
<i>Athripsoides</i> sp.	0,04	<b>0,46*</b>	-0,08	0,16
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-0,14	0,19	-0,16	-0,03
<i>Epeorus</i> sp.	<b>0,69*</b>	-0,10	<b>0,66*</b>	<b>0,47*</b>
<i>Limnius</i> sp.	<b>0,28</b>	0,06	0,22	<b>0,33*</b>

**Tabla 4.8.** Abundancia media (Ab) y relativa (%) de los taxones que presentan una mayor importancia en la diferenciación de las comunidades de macroinvertebrados aguas arriba y aguas abajo del vertido en el Río Miera. Se incluyen los resultados del ANOVA anidado examinando las diferencias en la abundancia de estos taxones entre tipos de microhábitat aguas arriba y aguas abajo del vertido (negrita=  $p < 0.05$ ; \* =  $p < 0.01$ ). Además, también se incluyen los códigos de los grupos funcionales de alimentación (FFG) a los que pertenece cada uno de estos taxones: C= colectores, C-R= colectores-raspadores, F= filtradores, P= predadores y R= raspadores.

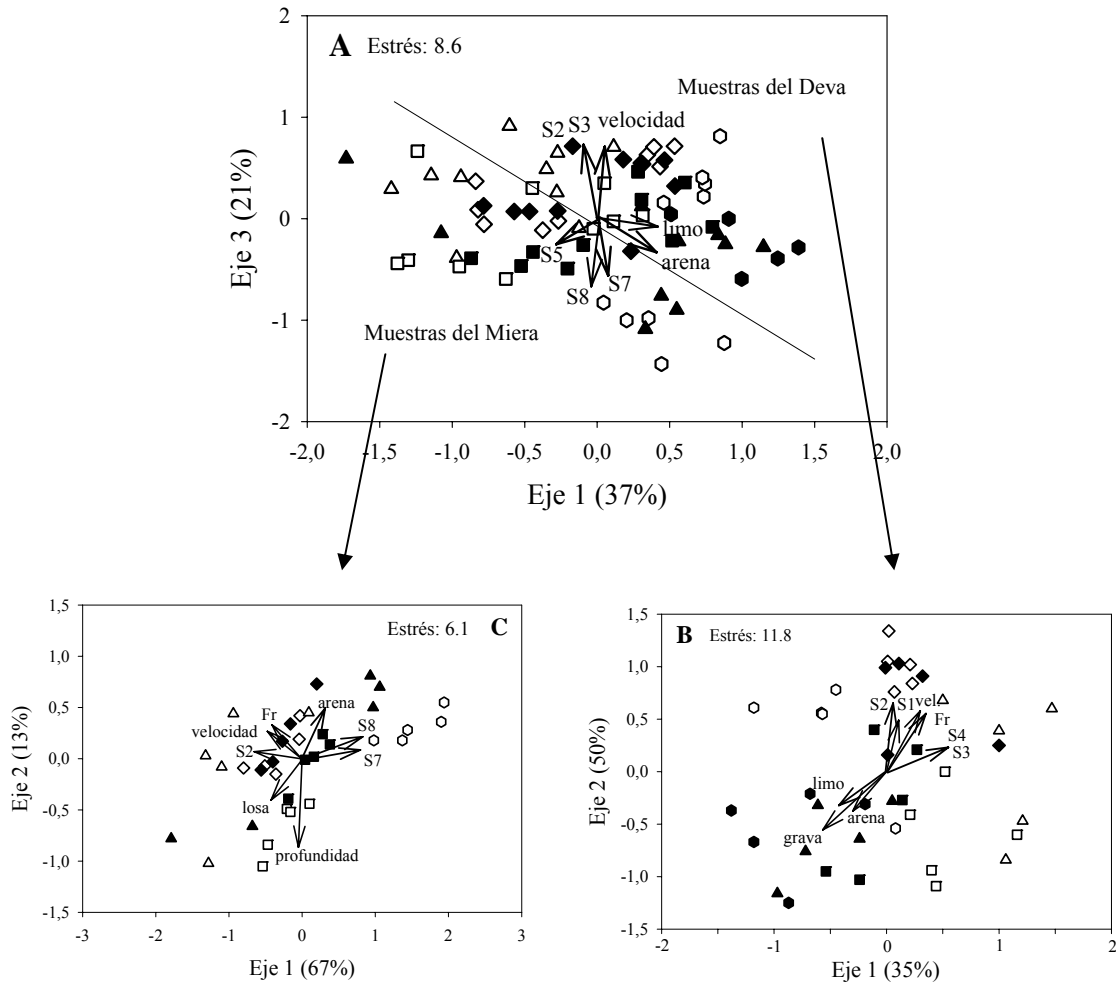
	FFG	Miera no afectado por vertido								Miera afectado por vertido								Tratamiento	Microhábitats	Intercept	
		Glides		Detritos		Riffles		Raíces		Glides		Detritos		Riffles		$F_{(1,24)}$	$F_{(4,24)}$				$F_{(1,24)}$
		Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%						
<i>Caenis luctuosa</i>	C-R	186	74	173	26	354	41	10339	87	732	65	1346	75	346	33	<b>6.1</b>	1.2	<b>272.5*</b>			
<i>Baetis sp.</i>	C-R	2	1	38	6	113	13	1	0	36	3	7	0	133	13	0.6	<b>16.1*</b>	<b>194.2*</b>			
Chironomini	C	13	5	25	4	22	3	21	0	64	6	84	5	50	5	<b>7.6</b>	0.1	<b>69.9*</b>			
<i>Simulium sp.</i>	F	1	0	266	39	145	17	0	0	21	2	2	0	167	16	3.4	<b>24.4*</b>	<b>186.6*</b>			
<i>Hydropsyche spp.</i>	F	11	4	38	6	76	9	33	0	39	3	2	0	75	7	0.4	<b>6.6*</b>	<b>85.0*</b>			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	R	35	14	29	4	37	4	359	3	34	3	1277	71	44	4	<b>5.6</b>	2.5	<b>104.8*</b>			

El análisis NMDS realizado con las muestras de los Ríos Deva y Miera indica que las muestras correspondientes a los dos tramos de río estudiados mostraron una clara separación. Así, las muestras correspondientes al tramo del Río Deva aparecieron situadas en la parte derecha-alta de la ordenación, mientras que las muestras del Río Miera se situaron en la zona izquierda-baja (Figura 4.4A). Dado el valor del estrés (8.2) se puede estimar que la ordenación resultante es fiable (McCune y Mefford, 1995)

El NMDS realizado exclusivamente con las muestras del Río Deva mostró un estrés de 11.8, indicando que la ordenación es fiable. En esta ordenación la gran mayoría de muestras afectadas por el efluente orgánico se correlacionaron negativamente con los ejes 1 y 2, por lo que aparecieron situadas en la zona inferior de la ordenación. Las comunidades de macroinvertebrados correspondientes a los *riffles* afectados por el vertido parecen ser una excepción, ya que se correlacionaron positivamente con estos dos ejes. Los taxones Nematoda, *Helobdella stagnalis*, *Chironomus* gr. thumni y Oligochaeta mostraron altas correlaciones negativas con los ejes 1 y 2, por lo que se pueden considerar como taxones característicos de las comunidades afectadas por la carga orgánica en el Río Deva. Por otro lado, los taxones *Elmis* sp., *Hydropsyche* sp., *Baetis* sp. y *Atherix* sp. siguieron el patrón contrario y mostraron correlaciones positivas con el eje 2, siendo características de microhábitats con flujo rápido y somero y con dominancia de partículas de gran tamaño en el lecho del río (Figura 4.4B).

El NMDS realizado con las muestras del tramo correspondiente al Río Miera tuvo un valor de estrés de 6.1 (Figura 4.4C). En este caso, casi todas las muestras tomadas aguas abajo de la incorporación del vertido se situaron en la parte central de la ordenación espacial. Una ordenación similar mostraron diversos taxones como Oligochaeta, *Chironomus* gr. thumni, Copepoda o Psychodidae, los cuales serían característicos de las comunidades de macroinvertebrados afectadas por el vertido. Otros taxones como *Simulium* spp., *Baetis* sp. y *Epeorus* sp. estuvieron muy negativamente correlacionados con el eje 1 y positivamente con el eje 2, siendo característicos de microhábitats predominantemente reófilos, mientras que otros taxones como *Haementeria costata*, *Proasellus* sp. y *Boyeria irene* siguieron el patrón contrario y, por tanto, fueron más abundantes en microhábitats lénticos y profundos (Figura 4.4C).





**Figura 4.4.** Análisis no-paramétrico de escalado multidimensional (NMDS) para las comunidades de macroinvertebrados muestreada en los Ríos Deva y Miera de forma conjunta (A) y por separado (Río Deva B, y Río Miera C). Los símbolos negros representan las muestras afectadas por los vertidos orgánicos, mientras que los símbolos en blanco representan las muestras no afectadas (*glides*: □, detritos vegetales: Δ, *riffles*: ◇ y raíces de ribera: ○)

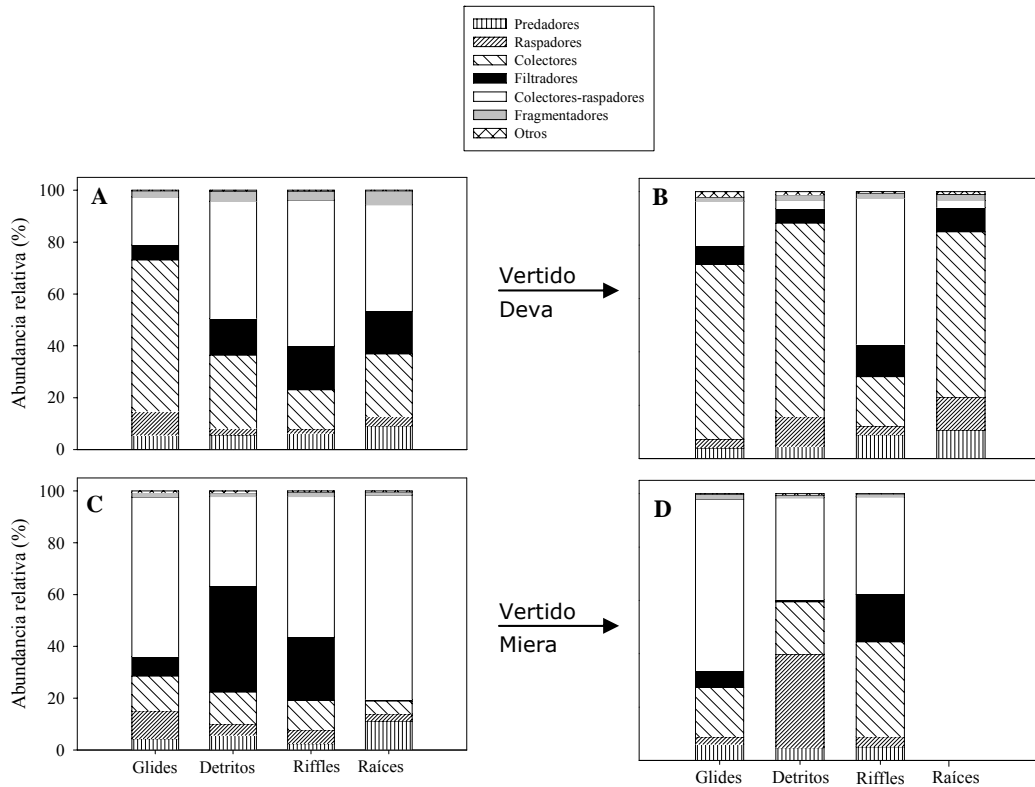
### Patrones en los grupos funcionales de alimentación

Con respecto a los tramos no afectados por efluentes, todos los FFG, excepto el grupo denominado "otros", mostraron una distribución significativamente diferente entre microhábitats (Tabla 4.9). Así, la abundancia de los predadores, fragmentadores y raspadores fue significativamente mayor en las raíces de ribera de ambos ríos, mientras que la abundancia de los filtradores fue significativamente mayor en los *riffles*. Por el contrario, los colectores y los colectores-raspadores siguieron patrones diferentes en los dos ríos estudiados. En el Río Deva estos dos FFG fueron significativamente más abundantes en los *riffles*, mientras que en el Río Miera fueron más abundantes en las raíces de ribera.

Aguas abajo del efluente orgánico del Río Deva la abundancia e importancia relativa de los raspadores y colectores incrementó significativamente ( $p < 0.01$ ; Tabla

4.9 y Figura 4.5). En el Río Miera la abundancia de todos los FFG se incrementó significativamente aguas abajo de la incorporación del efluente orgánico, excepto el grupo de los filtradores y el grupo denominado "otros".

La abundancia relativa de los predadores fue del 5% en todos los casos estudiados, excepto en las raíces de ribera, donde supusieron el 10% de la comunidad (Figura 4.5). El patrón que mostraron los filtradores estuvo principalmente determinado por la variabilidad de *Simulium* sp., *Hydropsyche* sp. y *P. flavomaculatus* cuya distribución pareció estar muy relacionada con las condiciones del flujo (Tabla 4.7). Los colectores-raspadores siguieron patrones diferentes en los dos tramos estudiados. En el Río Deva su abundancia relativa disminuyó aguas abajo del vertido tanto en las raíces de ribera como en los detritos vegetales (del 45% al 3% en ambos microhábitats), siendo reemplazados por los colectores, los cuales aumentaron su porcentaje, pasando del 25% al 65%. En el tramo del Río Miera la abundancia relativa de los colectores-raspadores decreció en los riffles afectados, siendo reemplazados por los colectores (Figura 4.5). Como en el caso de los colectores, el mayor incremento en la abundancia relativa de los raspadores se dio en las muestras correspondientes a los detritos vegetales y las raíces de ribera de los tramos afectados por los vertidos. Finalmente, tanto los fragmentadores como el grupo "otros" mostraron abundancias relativas similares en todos los casos estudiados (Tabla 4.9).



**Figura 4.5.** Abundancia relativa de los grupos funcionales de alimentación muestrados en los cuatro microhábitats estudiados en el Río Deva, afectados (A) y no afectados por el vertido (B) y en el Río Miera, afectados (C) y no afectados por el vertido (D).

**Tabla 4.9.** Resultados del ANOVA realizado para examinar las diferencias en la abundancia de los grupos funcionales de alimentación de las comunidades de macroinvertebrados muestreadas en los 4 microhábitats aguas arriba de los vertidos de los Ríos Deva y Miera (negrita=  $p < 0.05$ ; \* =  $p < 0.01$ ) y test de Tukey (las líneas indican que no hay diferencias significativas entre microhábitats; Rf= riffles, G= glides, DV= Detritos vegetales y RR= Raíces de ribera). También se incluyen los resultados del ANOVA anidado para examinar las diferencias entre las abundancias de los grupos funcionales de alimentación entre tipos de microhábitat aguas arriba y aguas abajo de los vertidos en los Ríos Deva y Miera.

	Deva					Miera				
	Microhábitats no afectados $F_{(3,16)}$	Test de Tukey $df\ 16$	Tratamiento $F_{(1,32)}$	Microhábitat $F_{(6,32)}$	Intercept $F_{(1,32)}$	Microhábitats no afectados $F_{(3,16)}$	Test de Tukey $df\ 16$	Tratamiento $F_{(1,24)}$	Microhábitat $F_{(4,24)}$	Intercept $F_{(1,24)}$
Predadores	<b>18.7*</b>	<u>G DV Rf RR</u>	1.03	<b>6.8*</b>	<b>397.8*</b>	<b>27.7*</b>	<u>G Rf DV RR</u>	<b>12.9*</b>	0.7	<b>222.9*</b>
Raspadores	<b>3.2</b>	<u>DV G Rf RR</u>	<b>6.2</b>	<b>2.9</b>	<b>185.1*</b>	<b>10.4*</b>	<u>G Rf DV RR</u>	<b>4.6</b>	1.8	<b>81.0*</b>
Filtradores	<b>17.8*</b>	<u>G DV RR Rf</u>	0.1	<b>3.6*</b>	<b>350.1*</b>	<b>3.9</b>	<u>G RR DV Rf</u>	0.5	<b>8.8*</b>	<b>217.5*</b>
Fragmentadores	<b>6.5*</b>	<u>DV G Rf RR</u>	0.1	<b>3.9*</b>	<b>239.2*</b>	<b>10.8*</b>	<u>G DV Rf RR</u>	<b>6.2</b>	0.4	<b>178.6*</b>
Colectores	<b>3.6</b>	<u>DV G RR Rf</u>	<b>36.3*</b>	<b>6.5*</b>	<b>758.4*</b>	<b>4.6</b>	<u>G DV Rf BR</u>	<b>23.4*</b>	0.3	<b>131.7*</b>
Colectores-raspadores	<b>7.2*</b>	<u>DV G RR Rf</u>	2.3	<b>6.3*</b>	<b>454.6*</b>	<b>21.4*</b>	<u>DV G Rf RR</u>	<b>5.4</b>	1.1	<b>369.4*</b>
Otros	1.9	-	<b>27.5*</b>	1.4	<b>59.1*</b>	1.3	-	1.6	<b>7.6*</b>	<b>16.5*</b>

## Discusión

### *¿Como afectó el microhábitat a los patrones de diversidad y abundancia de los macroinvertebrados?*

En el tramo no afectado por el vertido del Río Deva, tanto el número de taxones de macroinvertebrados, como la diversidad de Shannon y el coeficiente de rarefacción de la diversidad mostraron valores más elevados en las raíces de ribera que en los otros 3 microhábitats estudiados, aunque las diferencias sólo fueron significativas para el número de taxones. En el tramo no afectado del Río Miera el número de taxones también fue mayor en las raíces de ribera, mientras que la diversidad de Shannon y el coeficiente de rarefacción de la diversidad alcanzaron valores más altos en los *riffles*. Esto se debió principalmente al mayor número de taxones que mostraron los órdenes de insectos Odonata, Coleoptera, Heteroptera y Diptera, así como de los taxones no-insectos. La estructura tridimensional y la estabilidad que ofrecen las raíces de ribera parece que pueda ser el factor clave para favorecer la presencia de un mayor número de taxones de macroinvertebrados. Como han indicado diversos autores, los microhábitats que cuentan con mayor complejidad estructural suelen presentar un mayor número de taxones de macroinvertebrados, probablemente porque son utilizados por gran parte de la comunidad como refugio frente a diversos predadores y perturbaciones ambientales (Beisel *et al.*, 1998; Grenouillet *et al.*, 2002; Hrodey *et al.*, 2008). Por el contrario, las unidades de muestreo donde la presencia de losa dominó la composición del sustrato obtuvieron los valores más bajos de riqueza taxonómica en ambos ríos, probablemente debido a que estos sean los microhábitats en los que los macroinvertebrados quedan más expuestos frente a las perturbaciones. Este patrón también se ha descrito en otros estudios, que concluyen que los microhábitats donde el sustrato muestra una estructura más homogénea (i.e. losa) presentan menor capacidad para ofrecer refugio a los macroinvertebrados, así como menor cantidad de recursos tróficos (Chadwick y Huryn, 2007). Por lo tanto, estos resultados parecen confirmar la primera expectativa enunciada en este capítulo con respecto al número de taxones de macroinvertebrados, al observar un incremento en el número de taxones en relación a la complejidad estructural que muestra el microhábitat.

La abundancia de macroinvertebrados no mostró una relación directa con la velocidad del agua (Tabla 4.7). Así, aguas arriba de la EDAR del Río Deva la abundancia de macroinvertebrados fue mayor en los *riffles* debido al aumento de individuos EPT, los cuales supusieron el 50% de la comunidad en este microhábitat. Por otro lado, aguas arriba de la EDAR del Río Miera la abundancia de macroinvertebrados fue más elevada en las raíces de ribera, las cuales mostraron unas condiciones predominantemente lénticas. Por lo tanto, la expectativa del incremento de la abundancia de macroinvertebrados en microhábitats con menor estrés hidráulico tan sólo se cumplió en el Río Miera. Sin embargo, los resultados

expuestos en este capítulo tan sólo recogieron los patrones de microdistribución de los macroinvertebrados en caudales bajos. Es posible que en época de crecidas la abundancia de los macroinvertebrados sea mayor en aquellos microhábitats que actúen como refugio (i.e. raíces de ribera) y se reduzca en los microhábitats con mayor estrés hidráulico (Negishi *et al.*, 2002; Scarsbrook y Townsend, 1993). Con respecto a otras variables, la abundancia de macroinvertebrados tampoco mostró una relación clara con el tamaño del sustrato ni con la profundidad del agua. Del mismo modo, diferentes autores han aportado resultados contradictorios, ya que, mientras que algunos estudios indican que la abundancia de macroinvertebrados muestra una relación negativa con el tamaño del sustrato (Eedy y Giberson, 2007), otros apuntan el patrón contrario (Rabeni *et al.*, 2005). En los tramos estudiados la abundancia de macroinvertebrados respondió de manera diferente tanto a las variables hidráulicas como a la composición del sustrato, por lo que puede que sea más dependiente de otros factores como puede ser la disponibilidad de recursos tróficos. En este sentido, el análisis de la respuesta de la abundancia de macroinvertebrados frente al incremento en la carga orgánica originado por los vertidos de las EDARs, suponiendo que contribuya a una mayor biomasa de productores primarios, podría aportar resultados que ayuden a comprender los patrones de la abundancia de macroinvertebrados en los tramos estudiados (ver a continuación).

### *¿Como afectaron las características del microhábitat en la microdistribución de los macroinvertebrados?*

Las características ambientales que mostraron los 4 microhábitats estudiados siguieron un patrón similar en los Ríos Deva y Miera. En general, los microhábitats con mayor velocidad del agua y número Fr fueron los más someros y los que contaron con un mayor tamaño de partícula. La microdistribución de los macroinvertebrados pareció responder a los patrones que siguieron las variables ambientales indicadas.

La estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados difirió significativamente en casi todos los microhábitats estudiados aguas arriba de los vertidos (Tabla 4.5). Las comunidades más heterogéneas fueron las que se muestrearon en los detritos vegetales de ambos ríos, las cuales mostraron un 30% de similaridad, mientras que las comunidades del resto de microhábitats mostraron en torno al 50%. Este hecho podría venir determinado porque los acúmulos de detritos vegetales presentaron valores intermedios con respecto a las condiciones hidráulicas (i.e número Fr), lo que podría facilitar la aparición de diversos taxones con diferentes requerimientos hidráulicos, los cuales parecen concurrir ocasionalmente en este tipo de microhábitat (Reice, 1980). Así, las comunidades presentes en los detritos vegetales del Río Deva fueron las más similares a las comunidades muestreadas en los *glides* y *riffles* de este río, que a su vez, fueron las

que mayores diferencias mostraron entre sí, estando dominadas por taxones lénticos y reofílicos, respectivamente. En el Río Miera se obtuvo un patrón similar aunque en este caso la gran abundancia que *C. luctuosa* alcanzó en todos los microhábitats hizo que microhábitats con diferentes condiciones hidráulicas, como los *glides* y los *riffles*, no mostrasen disimilaridades tan altas como en el Río Deva.

Atendiendo a la segunda expectativa enunciada en este capítulo, los taxones EPT dominaron los *riffles* de los Ríos Deva y Miera. Además, la abundancia relativa de EPT disminuyó conjuntamente con el descenso del número Fr lo que confirma un patrón ampliamente descrito (e.g. Bonada *et al.*, 2006b; Sagnes *et al.*, 2008). Por otro lado, la abundancia e importancia relativa de los taxones no-insectos siempre fue mayor en las raíces de ribera y los *glides* que en los *riffles* y los detritos vegetales. Por lo tanto, los resultados indicados confirman los patrones esperados en cuanto a la microdistribución de los taxones EPT y no-insectos.

Un claro ejemplo de cómo la microdistribución de los macroinvertebrados varía en relación a los requerimientos del hábitat que muestra cada taxón se puede observar mediante el análisis de los distintos FFG y los taxones más importantes de las comunidades descritas. Por ejemplo, la variabilidad de los taxones filtradores estuvo dominada por la fluctuación en la abundancia de un díptero (*Simulium* sp.) y dos tricópteros (*Hydropsyche* sp. y *P. flavomaculatus*). Como se ha descrito en numerosos estudios tanto *Simulium* sp. como *Hydropsyche* sp. estuvieron fuertemente correlacionados con las variables hidráulicas calculadas (velocidad del agua y número Fr), por lo que aguas arriba del vertido alcanzaron las mayores abundancias en los *riffles* (Eedy y Giberson, 2007; Gallardo-Mayenco y Ruiz, 2007; Sagnes *et al.*, 2008; Tachet *et al.*, 2000). Sin embargo, *Hydropsyche* sp. también alcanzó elevadas abundancias en microhábitats con menor estrés hidráulico, como es el caso de las raíces de ribera. Por lo tanto, parece que *Hydropsyche* sp. no es tan especialista como *Simulium* sp. a la hora de seleccionar un determinado microhábitat, probablemente porque, pese a que ambos taxones son filtradores, muestran diferentes estrategias de filtrado. Por ejemplo, la capacidad de filtración de *Simulium* sp. depende exclusivamente de la superficie que alcancen sus premandíbulas para filtrar el agua circulante, por lo que necesita medios en los que el agua se mueva a una determinada velocidad. Sin embargo, *Hydropsyche* sp. puede utilizar la estructura tridimensional que forman las raíces de ribera para tejer redes que puedan cubrir una gran superficie, lo que les hace posible filtrar mayores volúmenes de agua aunque el paso del flujo sea más lento (Giller y Malmqvist, 1997; Hilsenhoff, 1991). Por otro lado, *P. flavomaculatus* mostró ligeras relaciones negativas con la velocidad del agua y el número Fr y alcanzó una mayor abundancia en los detritos vegetales del tramo del Río Deva. Este patrón puede estar relacionado con la capacidad de este tricóptero para hilar redes filtradoras en forma de trompeta sobre los restos de hojas y ramas, lo que favorece su presencia en este tipo de microhábitat (Drury y Kelso, 2000).

Los taxones predadores mostraron abundancias relativas similares en todos los microhábitats estudiados (5%) excepto en las comunidades presentes en las raíces de ribera, donde llegaron a alcanzar el 10% de la comunidad, probablemente debido a la mayor abundancia de macroinvertebrados en este microhábitat. Sin embargo, no todos los predadores siguieron el mismo patrón. En las raíces de ribera aparecieron un gran número de predadores pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos, los cuales muestran rasgos anatómicos y morfologías corporales muy diversas, como es el caso de los grupos Hydracarina, Coleoptera (larvas y adultos), Heteroptera y Odonata. Sin embargo, en las comunidades de *riffles* dominaron los predadores con un tamaño corporal reducido y/o una morfología corporal fusiforme, como son *Atherix* sp. y Tanypodinae. La anatomía de estos predadores les permite reducir el estrés hidráulico que el caudal ejerce en los *riffles*, viéndose sometidos a un menor número de Reynolds que otros predadores que presentan grandes tamaños corporales y prominentes apéndices articulados (Sagnes *et al.*, 2008).

Dentro de los colectores-raspadores también aparecieron taxones con diferentes requerimientos ambientales. Por ejemplo, *Baetis* sp. y *Epeorus* sp. mostraron una relación positiva con la velocidad del agua, el número Fr y las partículas de sustrato de gran tamaño, por lo que incrementaron su abundancia en las comunidades presentes en *riffles*. Lancaster y Belyea (2006) indicaron que la abundancia local del género *Baetis* tiende a incrementar con la velocidad del agua, sugiriendo que esta relación parece estar inducida por el mecanismo de oxigenación que muestran los baétidos. *Baetis* toma el oxígeno del agua a través de las branquias que presenta en el abdomen de su cuerpo, las cuales cubren una superficie muy baja en relación a su masa corporal. Para solucionar este problema *Baetis* suele seleccionar microhábitats en los que la velocidad del agua es alta, lo que les permite incrementar la tasa de intercambio de oxígeno. Por otro lado, otros colectores-raspadores como *C. luctuosa* presentaron requerimientos hidráulicos diferentes, incrementando cuando las condiciones del hábitat fueron predominantemente lénticas. Sin embargo, la mayor diferencia en la abundancia de *C. luctuosa* se dio entre los dos ríos estudiados pese a que las características hidráulicas de ambos ríos fueron similares. Así, este efemeróptero fue el taxón más abundante en el Río Miera, mientras que en el Río Deva apenas contó con unos pocos individuos, lo que podría estar relacionado con diferencias en el ciclo vital de la especie (González *et al.*, 2001) o con otros factores biogeográficos (Murria, 2009). Otros colectores-raspadores como los géneros de élmidos *Elmis* sp. y *Oulimnius* sp. parecieron ser más generalistas que *Baetis* sp., *Epeorus* sp. y *C. luctuosa* a la hora de seleccionar hábitats con unas determinadas condiciones ambientales. Se ha descrito que determinados élmidos pueden aparecer bajo un amplio rango de condiciones ambientales, probablemente porque sus requerimientos, tanto tróficos como ambientales, difieren entre las distintas especies, así como entre las diferentes etapas del ciclo vital de una determinada especie, de manera más acentuada que la descrita para otros grupos de macroinvertebrados (Elliott, 2006; Lloyd y Sites, 2000).

El grupo de los raspadores estuvo dominado por *P. antipodarum*, el cual estuvo negativamente afectado por el estrés hidráulico. Lysne y Koetsier (2006) y Alonso y Castro-Díez (2008) describen a *P. antipodarum* como un taxón muy generalista en sus requerimientos tróficos y de calidad de agua. Sin embargo, estos autores apuntan que *P. antipodarum*, como la mayoría de caracoles fluviales, se ve severamente afectado por el estrés hidráulico, mostrando una velocidad máxima de desprendimiento del sustrato de  $0,5 \text{ m s}^{-1}$  (Lysne y Koetsier, 2006). Por lo tanto, como se ha indicado en capítulos anteriores, las condiciones hidráulicas también jugaron un papel fundamental en la microdistribución de *P. antipodarum* y otros taxones raspadores.

El grupo funcional de los colectores fue relativamente abundante tanto en condiciones reófilas como lénticas. Oligochaeta y Chironomini, estuvieron negativamente correlacionados con el tamaño del sustrato, aunque como se describirá a continuación, parece que la abundancia de ambos taxones estuvo más influenciada por las características químicas del agua. Finalmente, los fragmentadores mostraron un patrón de distribución similar en todos los microhábitats estudiados, lo cual contrasta con los resultados obtenidos en otros estudios en los que su abundancia absoluta y relativa fue mayor en los acúmulos de detritos vegetales (Egglislaw, 1964; Hawkins y Sedell, 1981; Reice, 1980).

### *¿Como afectaron los efluentes orgánicos sobre la comunidad de macroinvertebrados?*

El efecto que los efluentes orgánicos generaron sobre las características fisico-químicas del agua en los Ríos Deva y Miera fue moderado en comparación con otros estudios similares (Arimoro *et al.*, 2007; Martí *et al.*, 2004; Ortiz *et al.*, 2005; Ortiz y Puig, 2007). Sin embargo, la incorporación de ambos efluentes produjo cambios notables en diversos parámetros fisico-químicos. Así, la concentración de oxígeno disuelto y el pH decrecieron ligeramente aguas abajo de ambos efluentes, mientras que la conductividad y la temperatura del agua incrementaron, aunque las variaciones en el Río Miera fueron muy ligeras, mostrando valores similares a los descritos en otros ríos cercanos de características similares y no afectados por contaminación orgánica severa (Elósegui y Pozo, 1994a; GESHA, 2006). Por otro lado, el aumento ocasionado en la concentración de nitratos y fosfatos indicó un nivel de nutrientes relativamente alto aguas abajo de las dos EDARs estudiadas. Finalmente, la EDAR de Liérganes (Río Miera) produjo un incremento más acusado en la concentración de amonio y de las variables microbiológicas medidas, mientras que aguas abajo de la EDAR de Castro Cillorigo (Río Deva) el incremento en la concentración de sólidos en suspensión fue más acusado.



La riqueza taxonómica y la abundancia de macroinvertebrados siguieron patrones diferentes aguas abajo de las EDARs en los dos ríos estudiados. En el Río Deva el número medio de taxones por unidad de muestreo no cambió significativamente con la incorporación del vertido de la EDAR, mientras que en el Río Miera el número de taxones de macroinvertebrados incrementó de manera significativa aguas abajo de la EDAR, lo que contradice, en parte, la tercera expectativa enunciada en el presente capítulo. En cualquier caso, estos resultados no apoyan la idea generalizada de que el número de taxones de macroinvertebrados puede ser considerado como un indicador robusto de la calidad del agua y por lo tanto, como una métrica adecuada para incluirla en los programas de biomonitorización de los ecosistemas fluviales (e.g. Buffagni *et al.*, 2006; ver capítulo V de la presente tesis). Por otro lado, como también se indicó en la tercera expectativa enunciada en el presente capítulo, la abundancia de macroinvertebrados incrementó aguas abajo de ambos vertidos orgánicos debido al gran aumento que mostraron diversos taxones tolerantes a la polución orgánica, como Oligochaeta, Tanypodinae o Chironomini. Cabe mencionar que este patrón no ha sido confirmado por otros estudios realizados en ríos Mediterráneos (Ortiz y Puig, 2007) y centro-europeos (Spanhoff *et al.*, 2007).

Finalmente, como se indicó en la cuarta expectativa del presente capítulo, tanto el número de taxones, como la abundancia relativa de EPT decrecieron aguas abajo de las EDARs en los dos ríos estudiados, mientras que los taxones no-insectos (e.g. Oligochaeta o *P. antipodarum*) incrementaron drásticamente en la misma dirección. A escala de microhábitat, las raíces de ribera y los detritos vegetales fueron los microhábitats donde más disminuyó la importancia relativa de los taxones EPT aguas abajo de las EDARs. Igualmente, éstos fueron los microhábitats donde más se incrementó la abundancia relativa de los taxones no-insectos. Además, ambos microhábitats mostraron los mayores cambios en las abundancias relativas de los distintos FFG. Así, aguas abajo de la EDAR del Río Deva los colectores-raspadores disminuyeron su abundancia relativa, principalmente en los detritos vegetales y las raíces de ribera, viéndose reemplazados por el grupo de los colectores. El aumento de los colectores en estos microhábitats se produjo por el incremento en la abundancia relativa de los oligoquetos, los cuales suelen aparecer como taxones dominantes en las comunidades de macroinvertebrados presentes en tramos fluviales afectados por vertidos orgánicos (Azrina *et al.*, 2006; Morais *et al.*, 2004; Ortiz *et al.*, 2005; Spanhoff *et al.*, 2007). El reemplazamiento de los colectores-raspadores por el grupo de los colectores no fue tan claro en el Río Miera, porque en este tramo el taxón dominante, tanto aguas arriba como aguas abajo del efluente orgánico, fue *C. luctuosa* (colector-raspador). La abundancia relativa de los filtradores también disminuyó en las comunidades muestreadas en los acúmulos de detritos vegetales y las raíces de ribera aguas abajo de los vertidos, aunque en este caso las diferencias no fueron significativas (Tabla 4.9). El taxón filtrador más afectado por los efluentes orgánicos fue *Simulium* sp., probablemente porque la elevada concentración de sólidos en suspensión que presentaron los tramos

afectados por efluentes pudo interferir en el mecanismo de alimentación de los simúlidos mediante la obstrucción de su aparato filtrador, como ya apuntaron Rabeni *et al.* (2005). Aunque las diferencias sólo fueron significativas en el tramo del Río Miera, la abundancia de los predadores incrementó en todos los microhábitats situados aguas abajo de los vertidos. La abundancia relativa de los raspadores también incrementó aguas abajo de las EDARs, principalmente en las muestras recolectadas sobre los acúmulos de detritos vegetales y en las raíces de ribera. El incremento en la concentración de nitratos podría favorecer el crecimiento de microorganismos heterótrofos sobre la materia orgánica vegetal en descomposición, como es el caso de los hyphomicetes (Graca, 2001), los cuales son utilizados por muchos raspadores y otros FFG (colectores-raspadores) como una fuente de recursos tróficos. Este podría ser un factor importante por el cual las muestras tomadas sobre los acúmulos de detritos vegetales presentaron el mayor incremento porcentual en la abundancia total de macroinvertebrados tras comparar los tramos situados aguas arriba y aguas abajo de los vertidos de las EDARs. Este resultado reforzaría el uso de los acúmulos de detritos vegetales en el monitoreo de vertidos orgánicos.

Tras analizar los cambios en la estructura, composición y organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados en los diferentes microhábitats muestreados, se puede concluir que las comunidades desarrolladas sobre los detritos vegetales y las raíces de ribera fueron las que más cambios mostraron tras la incorporación de los vertidos de las EDARs. Este hecho podría venir determinado porque ambos microhábitats parecen tener mayor capacidad que los *riffles* y los *glides* para retener los compuestos orgánicos que introducen los vertidos de las EDARs (Spanhoff *et al.*, 2007) facilitando, a su vez, el asentamiento de colonias de microorganismos que pueden ser utilizados como un nuevo recurso trófico para determinados grupos de macroinvertebrados (Graca, 2001). Por otro lado, las comunidades de macroinvertebrados muestreadas en los *riffles* y *glides* fueron las que mostraron menos cambios en las abundancias relativas de los distintos FFG tras la entrada de los efluentes. La estructura y composición taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados mostró las menores variaciones en los *riffles*, donde los porcentajes de EPT fueron similares en condiciones de afección y no afección. Igualmente, las comunidades de *riffles* afectadas por los vertidos fueron las que más próximas aparecieron a las comunidades no afectadas en la ordenación dada por el NMDS, lo que parece confirmar que las comunidades de macroinvertebrados propias de los *riffles* fueron las que menos acusaron los cambios que produjeron las EDARs sobre la calidad del agua.

## Conclusiones

El número de taxones presente en cada microhábitat pareció depender de la complejidad estructural que éste ofrece, mientras que la carga orgánica del agua no pareció ser determinante a la hora de establecer el número de taxones de macroinvertebrados que componen la comunidad. Por otro lado, la abundancia de macroinvertebrados no mostró relaciones evidentes con las variables físicas mediante las que se caracterizó el hábitat. Sin embargo, la abundancia de macroinvertebrados se incrementó en casi todos los casos estudiados aguas abajo de los efluentes orgánicos, lo que parece indicar que la abundancia de macroinvertebrados responde al enriquecimiento orgánico del agua y probablemente a la cantidad de recursos tróficos disponibles. Sin embargo, para corroborar esta aproximación sería necesario analizar la cantidad y calidad de los distintos recursos tróficos en las diferentes condiciones estudiadas.

Los macroinvertebrados se distribuyeron en los distintos microhábitats según sus requerimientos ambientales, diferenciando taxones reofílicos y lénticos, por lo que se describieron taxones de un mismo FFG en microhábitats con condiciones ambientales opuestas. Los mayores cambios en las comunidades de macroinvertebrados tras la incorporación de los efluentes orgánicos se observaron en las comunidades desarrolladas en los detritos vegetales y en las raíces de ribera, mientras que las comunidades propias de *riffles* fueron las que menos cambios mostraron en su estructura y composición. Estos resultados pudieran deberse a que los detritos vegetales y las raíces de ribera parecen tener mayor capacidad para retener los nutrientes aportados por los efluentes. Además, la mayor velocidad del agua en los *riffles* podría minimizar los efectos ocasionados por el incremento de la carga orgánica. Por lo tanto, parece que la toma de muestras sobre detritos vegetales y/o en las raíces de ribera aportaría resultados más contundentes para la monitorización biológica de la calidad del agua en los Ríos Cantábricos.

Finalmente, cabe indicar que los resultados expuestos en este capítulo muestran la importancia de conservar la diversidad de condiciones hidromorfológicas y estructurales de los cauces fluviales para mantener la integridad de las comunidades de macroinvertebrados.





## **CAPÍTULO V**

***Variabilidad estacional  
de diversas métricas de  
macroinvertebrados en  
una cuenca Cantábrica.***

***Análisis de su  
sensibilidad frente a  
diferentes gradientes  
de presión***



## Introducción

El creciente impacto que las actividades humanas generan sobre las aguas continentales ha promovido un cambio en la legislación referente a los ecosistemas acuáticos en todo el mundo. En Europa, la puesta en marcha de la Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000) ha promovido el desarrollo de diversos programas y técnicas de biomonitorización para poder realizar una valoración adecuada del estado ecológico de las masas de agua fluviales. En este contexto, la valoración del estado ecológico requiere evaluar la integridad de todos los componentes del ecosistema fluvial: hidrológicos, geomorfológicos, fisico-químicos y biológicos.

Los macroinvertebrados acuáticos son uno de los grupos de organismos seleccionados por la DMA para evaluar la integridad de las comunidades biológicas dentro del proceso de valoración del estado ecológico de las masas de agua. Las comunidades de macroinvertebrados están compuestas por herbívoros, predadores y descomponedores, por lo que constituyen un vínculo importante entre las diversas fuentes de energía presentes en el medio fluvial y los predadores superiores (Allan, 1995). Además, las comunidades de macroinvertebrados se pueden considerar como una herramienta adecuada y eficaz dentro de los programas de biomonitorización de los ecosistemas fluviales porque, entre otros motivos anteriormente expuestos, (1) son buenos indicadores de diversas presiones antrópicas, como las alteraciones fisico-químicas del agua (Armitage *et al.*, 1983) o las alteraciones hidrológicas (García de Jalón *et al.*, 1994) y geomorfológicas de la cuenca (Negishi *et al.*, 2002), (2) están ampliamente distribuidos por todo el mundo y (3) la relación entre los costes económicos que requiere su análisis y los resultados que generan es muy productiva. Éstos son los principales motivos por los cuales en los últimos años se han desarrollado un gran número de metodologías y métricas utilizando las comunidades de macroinvertebrados para biomonitorizar los ecosistemas fluviales (e.g. AQEM, 2002; Buffagni *et al.*, 2006).

Sin embargo, el uso de las comunidades de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del medio fluvial también plantea diversos inconvenientes. El principal problema viene derivado por la amplia variabilidad natural que presentan, ya que su estructura y composición no sólo cambia como consecuencia del estrés originado por las alteraciones antrópicas, sino que varía de manera natural tanto espacial, como temporalmente (Hawkins y Sedell, 1981; Vannote *et al.*, 1980). Por lo tanto, la variabilidad natural de las comunidades de macroinvertebrados representa el principal problema para establecer programas de biomonitorización fidedignos, ya que puede enmascarar el efecto generado por las presiones antrópicas. Igualmente, la variabilidad natural también representa un

serio problema a la hora de establecer las condiciones de referencia de las diferentes clases fluviales (Loeb y Spacie, 1994). El problema que genera la variabilidad temporal de las comunidades de macroinvertebrados se suele abordar (1) mediante la toma de distintas muestras de macroinvertebrados en diferentes épocas de un mismo año para poder caracterizar su variabilidad estacional (Furse *et al.*, 1984) o (2) elaborando bases de datos que contengan registros de más 10 años que recojan la variabilidad intra e interanual de las comunidades de macroinvertebrados (Hering *et al.*, 2004).

En muchas ocasiones los programas de biomonitorización de los ecosistemas acuáticos están limitados por los presupuestos establecidos, por lo que no es posible realizar varias campañas de muestreo en un mismo año. Igualmente, estos programas son novedosos en determinados Estados y regiones que no cuentan con datos previos de partida. Por estos motivos, la variabilidad estacional de las comunidades de macroinvertebrados genera un alto nivel de incertidumbre en el proceso de valoración de las masas de agua fluviales en diversos Estados y regiones de Europa, por lo que, en estos casos, es necesario identificar la mejor época del año para detectar las alteraciones antrópicas y/o seleccionar las métricas más sensibles a las alteraciones y que además ofrezcan resultados estacionalmente homogéneos (Sporka *et al.*, 2006).

Diversos estudios que han abordado este problema no lo han referido a gradientes de estrés hidromorfológicos y/o de calidad del agua (Czerniawska-Kusza, 2005; Chaves *et al.*, 2005; Sporka *et al.*, 2006) por lo que resulta difícil discernir cuándo la variabilidad de las comunidades de macroinvertebrados está ocasionada por cambios naturales y cuándo se genera por los efectos derivados de un determinado gradiente de estrés. En el presente capítulo se definirá un gradiente de estrés hidromorfológico y otro de calidad del agua para conocer la respuesta que ofrecen un conjunto de métricas comúnmente utilizadas en Europa, así como otras propuestas en este capítulo (Tabla 5.1). Además, en el presente capítulo también se explorará la variabilidad estacional de estas métricas y se determinará cuál es la estación del año más sensible para muestrear las comunidades de macroinvertebrados en los ríos Cantábricos, y por extensión templado-atlánticos, dentro de los programas de evaluación del estado ecológico de las masas de agua fluviales.

## Material y métodos

### *Área de estudio y toma de datos*

Este capítulo se elaboró con los datos expuestos en el capítulo III del presente documento, por lo que el área de estudio del presente capítulo, así como



el proceso de toma de datos biológicos, fisico-químicos e hidromorfológicos se puede consultar en el capítulo III.

### *Análisis de datos*

Para poder establecer un gradiente de estrés hidromorfológico y fisico-químico se realizaron dos Análisis de Componentes Principales (ACP) con las características hidromorfológicas y fisico-químicas de los 9 puntos de estudio, respectivamente. Además de las características físicas definidas para los puntos de estudio en el capítulo III, el ACP realizado para establecer el estrés hidromorfológico incluyó otras variables. Éstas son: el valor obtenido del Índice Hidrogeomorfológico (IHG; Ollero *et al.*, 2008), el porcentaje de encauzamiento que presentaron los tramos donde se situaron los 9 puntos de estudio, el número de azudes localizados aguas arriba de los 9 puntos de estudio y la distancia que cada punto presenta con respecto al azud más cercano, tanto en dirección aguas arriba como aguas abajo. Estos gradientes de estrés se determinaron mediante los componentes principales (PC) que indicaron un deterioro hidromorfológico (HM) y en la calidad del agua (WQ) y que, además, explicaron gran parte de la variabilidad de la ordenación obtenida en cada ACP. Ambos ACPs se realizaron con el programa STATISTICA (versión 6.0; StatSoft Inc., 1994).

Las variables que no mostraron altas correlaciones entre sí (coeficiente de correlación de Spearman  $<0.75$ ) fueron seleccionadas para elaborar los gradientes de estrés indicados, con el objetivo de minimizar la redundancia en los ejes de los ACPs. Las variables hidráulicas incluidas en el ACP hidromorfológico sólo se estimaron en verano debido a que es la época del año en que mejor se discrimina entre las diferentes condiciones hidráulicas (i.e. *riffles*, *glides* y pozas) presentes en el tramo, mientras que el resto de variables hidromorfológicas se mantienen constantes durante todo en año (e.g. azudes, encauzamientos). Por lo tanto, el ACP elaborado con las variables hidromorfológicas no representa ningún componente de variabilidad estacional, mientras que el ACP realizado con las variables fisicoquímicas si representa la variabilidad estacional de la calidad del agua.

La respuesta de la comunidad de macroinvertebrados a los gradientes de estrés hidromorfológicos y de calidad del agua se valoró observando las relaciones establecidas entre los gradientes de estrés y un conjunto de 19 métricas, 14 de ellas comúnmente utilizadas en programas de biomonitorización de ríos Europeos Atlánticos (métricas 1 a 14 en la Tabla 5.1) y 5 nuevas métricas propuestas en este estudio (métricas 15 a 19 en la Tabla 5.1). Las 5 métricas propuestas en este estudio son: el porcentaje de abundancia de moluscos, aquetos y quironómidos (MACH%), la abundancia relativa de taxones no-insectos (NoIns%), la abundancia relativa de taxones con alta movilidad (HM%), los cuales se definen como taxones nadadores según los rasgos de locomoción propuestos por Tachet *et al.* (2000), el

número de taxones reofílicos (Rhet), los cuales fueron seleccionados de los grupos I, II y III propuestos por Extence *et al.* (1999), y un índice multimétrico compuesto por 3 métricas que mostraron escasa variabilidad estacional (AsMet). El AsMet se calculó por la fórmula:  $(0.5 \cdot ASPT) + (0.25 \cdot \text{Índice de diversidad de Shannon}) + (0.25 \cdot EPT \text{ número de taxones})$ . Las relaciones entre las métricas calculadas mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados y los gradientes de estrés se establecieron mediante el coeficiente de correlación de Spearman.

Las diferencias estacionales que presentaron las métricas estudiadas se valoraron mediante un test de Friedman con bloques. La estación del año se consideró como el efecto de la medida repetida, mientras que los grupos obtenidos mediante el análisis clúster descrito en el capítulo III del presente documento se establecieron como el factor de bloque (G1 incluyó a los puntos de estudio PI1, PA1 y MA1, G2 incluyó a PI2, PA2 y PA3 y G3 incluyó a PI3, PA4 y PA5; Figura 3.3). Finalmente, los puntos de estudio se consideraron como réplicas dentro de cada bloque (Zar, 1984). Posteriormente al test de Friedman, se realizó un test *Matched-Pairs Signed-Ranks* de Wilcoxon, aplicando posteriormente la corrección de Bonferroni para buscar diferencias significativas en las distintas métricas entre cada una de las cuatro estaciones del año. Estos análisis se realizaron con programa estadístico R (versión 2.7.1; R Development Core Team, 2008)

**Tabla 5.1.** Métricas seleccionadas para este estudio y repuesta esperada frente a alteraciones hidromorfológicas (HM) y deterioro de la calidad del agua (WQ).

Métrica	Acrónimo	Diseñada	Deterioro WQ	Alteraciones HM	Fuente/Referencias
<b>1</b> Número de taxones de macroinvertebrados	R	HM/WQ	Decrece	Decrece	e.g. Vinson y Hawkins (1998); AQEM (2002)
<b>2</b> Índice de diversidad de Shannon-Weaver	H'	HM/WQ	Decrece	Decrece	e.g. Shannon y Weaver (1949); Morais <i>et al.</i> (2004)
<b>3</b> Intercalibration Common Metric invertebrate	ICMi	HM/WQ	Decrece	Decrece	e.g. Buffagnit <i>et al.</i> (2006)
<b>4</b> Número de taxones Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	EPTt	WQ	Decrece	Decrece	e.g. Plafkin <i>et al.</i> (1989); Morais <i>et al.</i> (2004)
<b>5</b> Porcentaje de abundancia Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	EPT%	WQ	Decrece	Decrece	e.g. Plafkin <i>et al.</i> (1989); Tiemman <i>et al.</i> (2005)
<b>6</b> Número de taxones de Ephemeroptera y Plecoptera	EPT	WQ	Decrece	Decrece	e.g. AQEM (2002)
<b>7</b> Abundancia de invertebrados	A	WQ	Incrementa	¿?	e.g. Ortiz <i>et al.</i> (2005); AQEM (2002)
<b>8</b> Porcentaje de abundancia quironómidos	Ch%	WQ	Incrementa	¿?	e.g. Arimoro <i>et al.</i> (2007)
<b>9</b> Índice sapróbico de Zelinka y Marvan	SI	WQ	Incrementa	¿?	e.g. Zelinka y Marvan (1961)
<b>10</b> Iberian Biomonitoring Working Party	IBMWP	WQ	Decrece	¿?	e.g. Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988)
<b>11</b> Average Score per Taxon	ASPT	WQ	Decrece	¿?	e.g. Armitage <i>et al.</i> (1983); Morais <i>et al.</i> (2004)
<b>12</b> Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation index	LIFE	HM	¿?	Decrece	e.g. Extence <i>et al.</i> (1999); AQEM (2002)
<b>13</b> Rheoindex (abundancia)	Rhe	HM	¿?	Decrece	e.g. Banning (1998)
<b>14</b> Porcentaje de abundancia individuos semi-sésiles	SS%	HM	¿?	Incrementa	e.g. AQEM (2002)
<b>15</b> Aseasonal metric	AsMet	HM/WQ	Decrece	Decrece	Este estudio
<b>16</b> Porcentaje de abundancia taxones no-insectos	NoIns%	HM/WQ	Incrementa	Incrementa	Este estudio
<b>17</b> Porcentaje de abundancia Mollusca, Achaeta y Chironomidae	MACH%	WQ	Incrementa	¿?	Este estudio
<b>18</b> Porcentaje de abundancia taxones con elevada movilidad	HM%	HM	¿?	Decrece	Este estudio
<b>19</b> Número de taxones reofílicos	Rhet	HM	¿?	Decrece	Este estudio

## Resultados

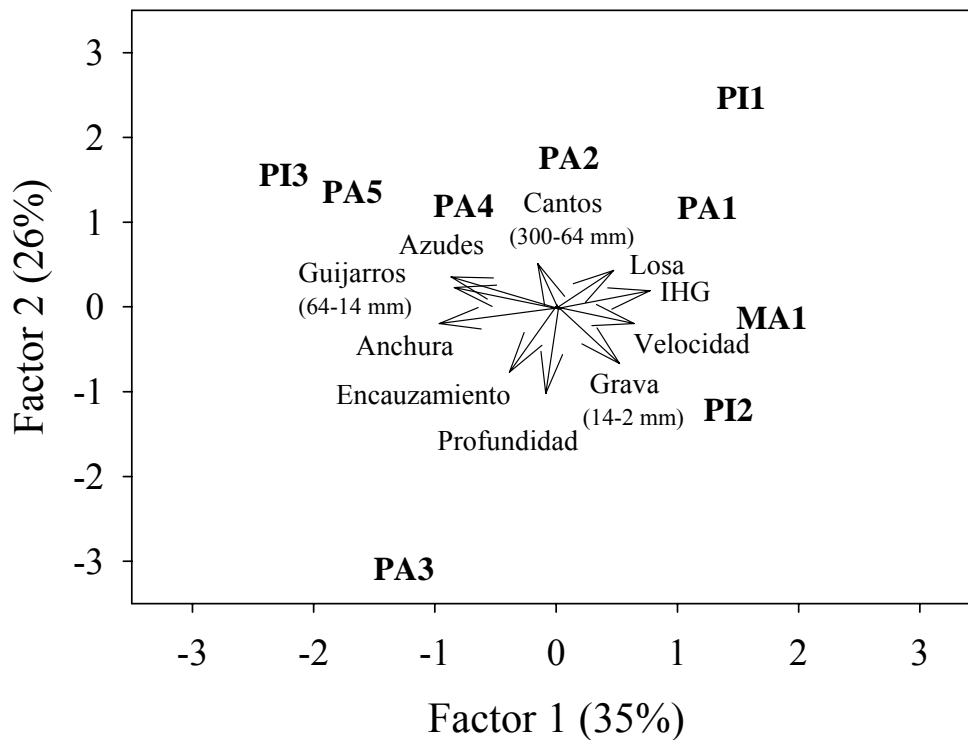
### Caracterización hidromorfológica

Los 3 componentes del índice IHG, así como el valor global del propio índice, tendieron a disminuir aguas abajo. Los valores más altos del IHG se obtuvieron en el punto de estudio localizado en el Río Magdalena (MA1; Tabla 5.2). El número de azudes fue mucho mayor en el Río Pisueña, que mostró 12 azudes aguas arriba de PI3 (0,5 azudes por kilómetro de río), que en los Río Pas, que contó con 4 azudes aguas arriba de PA4 (0,1 azudes por kilómetro de río) y Magdalena, que no mostró ningún azud. Por el contrario, tanto la longitud total encauzada, como el porcentaje de longitud encauzada, fueron ligeramente superiores en el Río Pas (30%) que en los Río Pisueña (20%) y Magdalena (5%; Tabla 4.2).

**Tabla 5.2.** Resultados totales y parciales del índice IHG para los 9 puntos de estudio caracterizados en la cuenca del Río Pas en Agosto del año 2005, los cuales aparecen ordenados en relación a su distancia al nacimiento.

Descriptor hidromorfológico	PA1	PI1	PA2	MA1	PI2	PA3	PI3	PA4	PA5
IHG (0-90)	72	69	68	74	63	53	55	58	48
IHG S.1 (Funcionalidad ecosistema; 0-30)	28	26	25	28	23	21	20	15	13
IHG S.2 (Calidad del canal fluvial; 0-30)	23	23	22	24	22	15	21	22	18
IHG S.3 (Calidad riparia; 0-30)	21	20	21	22	18	17	14	21	17
Porcentaje del canal encauzado	10	1	11	5	1	53	5	7	13
Número de azudes aguas arriba	0	2	0	0	9	0	13	4	17
Distancia al azud más cercano	28.0	0.6	21.3	16.4	0.4	12.5	2.0	1.7	0.9

El primer y segundo eje del ACP realizado con las características hidromorfológicas de los 9 puntos de estudio (HMPC1 y HMPC2, respectivamente) explicaron, respectivamente, el 35% y 26% de la variabilidad total de la ordenación obtenida (Figura 5.1). HMPC1 mostró una correlación positiva con el índice IHG y negativa con el porcentaje de cobertura de guijarros (64-14 mm) así como con la anchura del canal fluvial, mientras que HMPC2 se correlacionó negativamente con la profundidad del agua (Tabla 5.3). Por lo tanto, HMPC1 puede ser interpretado como un eje indicador de las condiciones hidráulicas e hidromorfológicas, mientras que HMPC2 podría ser indicativo de condiciones profundas/someras (Figura 5.1). MA1, PI1, PA1, PI2 y PA2, aparecieron localizadas en la parte derecha de la ordenación, indicando escasa alteración de las condiciones hidromorfológicas y elevada velocidad del agua. Sin embargo, los puntos situados en la zona baja de la cuenca, PA4, PA3, PA5 y PI3, aparecieron desplazados hacia la parte izquierda de la ordenación, revelando cierto grado de estrés hidromorfológico (Figura 5.1). En relación a HMPC2, casi todos los puntos de estudio se localizaron en la parte positiva de este eje, excepto MA1, PI2 y PA3. El segundo componente principal se ha omitido en los subsecuentes análisis debido a que no representa ningún gradiente de estrés hidromorfológico.



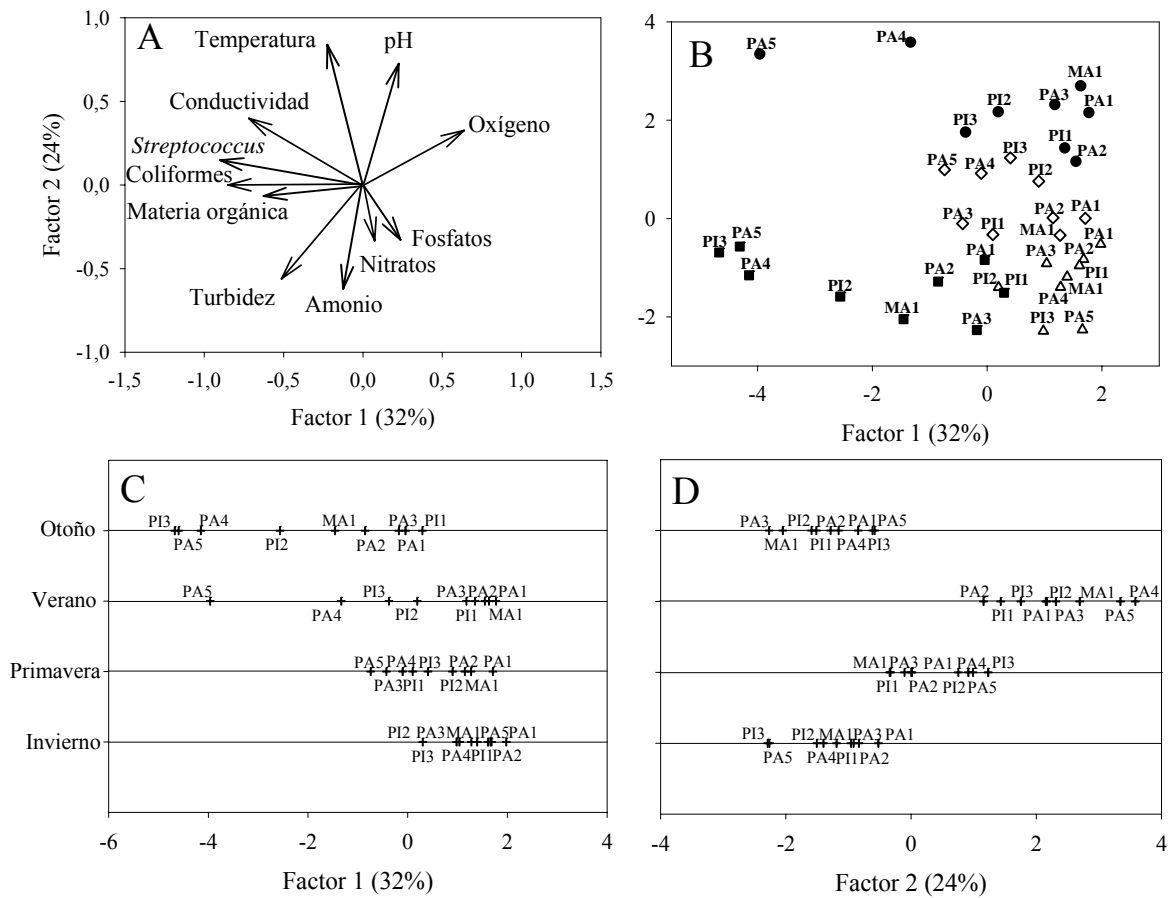
**Figura 5.1.** Ordenación mediante Análisis de Componentes Principales de los 9 puntos de estudio muestreados en la Cuenca del Río Pas para las 10 variables hidromorfológicas representadas.

**Tabla 5.3.** Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables seleccionadas para definir el gradiente de estrés hidromorfológico y los ejes del ACP 1 y 2 (HMPC1 y HMPC2, respectivamente; negrita=  $p < 0.05$  y \* =  $p < 0.01$ ).

Variables hidromorfológicas	HMPC1	HMPC2
Anchura (m)	<b>-0.867*</b>	-0.067
Profundidad (cm)	-0.117	<b>-0.862*</b>
Velocidad ( $m s^{-1}$ )	0.552	-0.318
Losa (%)	0.547	0.548
Cantos (%)	-0.026	0.568
Guijarros (%)	<b>-0.885*</b>	0.060
Grava (%)	0.523	-0.606
IHG	<b>0.833*</b>	-0.083
Canal encauzado (%)	-0.596	-0.235
Número de azudes aguas arriba	-0.452	0.279

### *Caracterización de la calidad del agua*

El primer (WQPC1) y segundo (WQPC2) componente principal del ACP realizado con las características físico-químicas del agua explicaron, respectivamente, un 32% y un 24% de la variabilidad total (Figura 5.2). WQPC1 se correlacionó positiva y significativamente con la concentración de oxígeno y negativamente con la concentración de *Streptococcus*, coliformes totales, materia orgánica disuelta, conductividad y turbidez. En cambio, WQPC2 se correlacionó positiva y significativamente con la temperatura del agua y el pH y negativamente con la turbidez y la concentración de amonio y nitratos (Figura 5.2 A y Tabla 5.4). Por lo tanto, WQPC1 puede ser interpretado como un eje que indica un gradiente de estrés por polución orgánica, mientras que WQPC2 podría estar relacionado con la variabilidad estacional de las características del agua, indicando procesos de escorrentía por el lavado de la cuenca (Figura 5.2B, 5.2C y 5.2D). En relación a WQPC1, PI3, PA4 y PA5 (G3) aparecieron desplazados hacia la izquierda de la ordenación en la mayoría de las 4 estaciones representadas, lo que podría indicar que son los puntos de estudio más afectados por procesos de enriquecimiento orgánico del agua, mientras que los puntos menos afectados aparecerían hacia la derecha de la ordenación (Figura 5.2B y 5.2C). Los puntos de estudio aparecieron más agrupados en las ordenaciones correspondientes a invierno y primavera que en las correspondientes a verano y otoño, lo que indica que las características físico-químicas del agua fueron más homogéneas a lo largo del eje fluvial en invierno y primavera que en verano y otoño (Figura 5.2C). Además, las campañas de invierno y primavera mostraron mayores concentraciones de oxígeno disuelto y menores concentraciones de materia orgánica disuelta, *Streptococcus*, coliformes totales, así como valores de conductividad y turbidez más bajos que las campañas de verano y otoño (Figura 5.2C). En relación con WQPC2, las muestras correspondientes a la campaña de verano estuvieron desplazadas a la derecha de este eje (Figura 5.2D), como consecuencia de las altas temperaturas alcanzadas en verano, mientras que las muestras de las campañas de otoño e invierno se localizaron más a la izquierda debido a la elevada turbidez y concentración de amonio y nitratos.



**Figura 5.2.** Análisis de Componentes Principales para las características físico-químicas del agua mediadas en invierno, primavera, verano y otoño del año 2005 en la Cuenca del Río Pas (A y B;  $\Delta$  invierno,  $\diamond$  primavera,  $\bullet$  verano y  $\square$  otoño). Las muestras de agua se ordenaron para cada una de las cuatro épocas en relación al factor 1 (WQPC1; C) y factor 2 (WQPC2; D).

**Tabla 5.4.** Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables físico-químicas seleccionadas para definir los gradientes de calidad del agua y los ejes del ACP 1 y 2 (WQPC1 y WQPC2, respectivamente; **negrita**=  $p < 0.05$  y  $*$ =  $p < 0.01$ ).

Variables físico-químicas	WQPC1	WQPC2
Oxígeno	<b>0,674*</b>	0,274
pH	0,312	<b>0,646*</b>
Conductividad	<b>-0,645*</b>	0,295
Turbidez	<b>-0,512*</b>	<b>-0,735*</b>
Temperatura	-0,269	<b>0,832*</b>
Nitratos	0,005	<b>-0,331</b>
Amonio	-0,054	<b>-0,758*</b>
Fosfatos	0,309	0,069
Coliformes	<b>-0,752*</b>	-0,186
Streptococcus	<b>-0,828*</b>	0,058
Materia orgánica disuelta	<b>-0,567*</b>	-0,115

## *Relación entre las métricas de macroinvertebrados y los gradientes de estrés*

Cinco métricas mostraron correlaciones significativas y positivas con HMPC1 en otoño y verano y tres en primavera e invierno ( $p < 0.05$ ; Tabla 5.5), siendo el índice LIFE el único que se correlacionó significativamente con HMPC1 en las cuatro estaciones del año. Por otro lado, WQPC1 no mostró correlaciones significativas con ninguna métrica en invierno y tan sólo con el índice LIFE en primavera. WQPC1 estuvo significativamente correlacionado con 9 métricas en otoño y con 13 en verano, mientras que WQPC2 mostró el patrón contrario y se correlacionó mejor con las métricas en primavera (13 métricas con correlaciones significativas) e invierno (9 métricas) que en otoño (3 métricas) y en verano (ninguna métrica; Tabla 5.5). Los índices IBMWP, ASPT, EPTt, EPt, LIFE, Rhet, y AsMet mostraron correlaciones positivas con WQPC1 por lo que decrecieron en la misma dirección en la que incrementó la conductividad y la concentración de *Streptococcus*, coliformes y materia orgánica disuelta, mientras que MACH% y NoIns% siguieron el patrón contrario. Por otro lado, diversas métricas (EPTt, EPt, SI, ASPT, AsMet, MACH% y Rhet) mostraron relaciones contrarias con WQPC2 en primavera e invierno (Tabla 5.5)

Las métricas R, IBMWP e ICMi mostraron diferencias estacionales significativas alcanzando los valores más altos en otoño (Tabla 5.6). Por el contrario, los índices LIFE y Rheoindex incrementaron en el periodo de mayor inestabilidad hidrológica (invierno y primavera), mientras que los valores más bajos se dieron en épocas de mayor estabilidad (verano y otoño), aunque el test de Wilcoxon sólo mostró diferencias significativas para el Rheoindex. Se esperaba que las métricas Ch%, NoIns%, MACH%, A y SI incrementasen con el enriquecimiento orgánico del agua. Estas métricas mostraron diferencias significativas entre las cuatro estaciones del año, alcanzando los valores más altos en periodo de caudal basal. El resto de métricas analizadas (H', ASPT, EPTt, EPT%, EPt, AsMet, LIFE, SS%, HM% y Rhet) no mostraron diferencias estacionales significativas ( $p > 0.05$ ; Tabla 5.6).



**Tabla 5.5.** Resultados de los coeficientes de correlación de Spearman entre los gradientes de estrés hidromorfológicos y fisico-químicos y las métricas calculadas (negrita=  $p < 0.05$ ; \*=  $p < 0.01$ ).

	invierno	primavera	verano	otoño	invierno	primavera	verano	otoño	invierno	primavera	verano	otoño
	HMPC1	HMPC1	HMPC1	HMPC1	WQPC1	WQPC2	WQPC1	WQPC2	WQPC1	WQPC2	WQPC1	WQPC2
R	-0.185	0.533	0.577	0.521	0.151	0.269	-0.100	<b>-0.666</b>	0.636	-0.377	0.412	<b>-0.874*</b>
H'	0.333	0.517	0.383	0.500	0.450	0.517	0.050	-0.500	<b>0.833*</b>	-0.300	0.467	-0.100
ICMi	0.017	<b>0.700</b>	<b>0.717</b>	<b>0.767</b>	0.300	0.567	0.067	<b>-0.866*</b>	<b>0.833*</b>	-0.600	0.517	<b>-0.750</b>
EPTt	0.536	0.628	0.467	0.445	0.326	<b>0.879*</b>	0.276	<b>-0.853*</b>	<b>0.750</b>	-0.033	<b>0.824*</b>	-0.496
EPT%	0.517	0.233	0.500	<b>0.683</b>	0.607	<b>0.767</b>	0.000	0.583	<b>0.817*</b>	-0.100	0.483	-0.017
EPT	0.303	0.604	0.345	0.387	0.538	<b>0.941*</b>	0.298	<b>-0.808*</b>	<b>0.824*</b>	-0.269	<b>0.824*</b>	-0.336
A	-0.533	-0.500	-0.250	-0.217	-0.550	-0.433	-0.317	<b>0.700</b>	-0.617	0.250	-0.367	-0.300
Ch%	0.417	-0.333	0.000	0.067	-0.067	0.183	-0.550	0.500	0.150	-0.033	-0.133	0.167
SI	<b>-0.717</b>	-0.619	-0.233	-0.367	-0.667	<b>-0.683</b>	-0.611	<b>0.795</b>	-0.633	-0.217	-0.400	-0.133
IBMWP	0.008	0.636	<b>0.850*</b>	<b>0.683</b>	0.293	0.561	0.017	<b>-0.853*</b>	<b>0.800*</b>	-0.600	<b>0.667</b>	<b>-0.717</b>
ASPT	0.452	0.550	<b>0.767</b>	0.583	0.293	<b>0.879*</b>	0.250	<b>-0.866*</b>	<b>0.933*</b>	-0.450	<b>0.917*</b>	-0.367
LIFE	<b>0.733</b>	<b>0.694</b>	<b>0.800*</b>	<b>0.750</b>	0.017	0.417	<b>0.666</b>	<b>-0.755</b>	<b>0.867*</b>	-0.267	<b>0.900*</b>	-0.467
Rheoindex	0.350	0.183	0.533	-0.067	0.567	0.617	0.300	-0.550	<b>0.867*</b>	-0.100	0.483	-0.067
SS%	-0.317	-0.450	0.117	-0.383	-0.417	-0.433	-0.517	<b>0.750</b>	-0.133	0.100	-0.583	0.450
AsMet	0.483	<b>0.750</b>	0.500	0.550	0.300	<b>0.883*</b>	0.433	<b>-0.983*</b>	<b>0.800*</b>	-0.250	<b>0.783</b>	-0.433
NoIns%	-0.479	-0.283	-0.567	-0.368	-0.639	<b>-0.782</b>	-0.400	0.600	<b>-0.900*</b>	0.183	<b>-0.703</b>	0.176
MACh %	-0.500	-0.400	-0.533	-0.567	-0.317	<b>-0.667</b>	-0.633	<b>0.766</b>	<b>-0.850*</b>	0.167	<b>-0.750</b>	0.283
HM%	<b>0.700</b>	0.452	0.483	<b>0.700</b>	0.017	0.367	0.594	-0.611	0.550	-0.100	0.350	-0.117
Rhet	0.536	0.695	<b>0.740</b>	0.644	0.176	<b>0.762</b>	0.184	<b>-0.945*</b>	<b>0.765</b>	-0.454	<b>0.711</b>	-0.628

**Tabla 5.6.** Valores promediados de las 15 métricas utilizadas en este capítulo en función de su asignación a los 3 grupos (G1, G2 y G3) establecidos a partir de las características físico-químicas e hidromorfológicas de cada punto de estudio y estación del año ( $\pm 1SE$ ). También se incluyen los resultados de los tests de Friedman y Wilcoxon analizando las diferencias estacionales en las métricas (negrita=  $p < 0.05$ ; \* =  $p < 0.01$ ). Las estaciones subrayadas no mostraron diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni (I: invierno, P: primavera, V: verano, O: otoño).

	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>invierno</b>	<b>primavera</b>	<b>verano</b>	<b>otoño</b>	<b><math>\chi^2</math>; df=3</b>	<b>Wilcoxon Test</b>
R	45 $\pm$ 2	46 $\pm$ 2	39 $\pm$ 2	40 $\pm$ 1	41 $\pm$ 2	44 $\pm$ 3	48 $\pm$ 2	<b>11.1</b>	<u>I P V O</u>
H`	2.8 $\pm$ 0.1	2.8 $\pm$ 0.1	2.3 $\pm$ 0.1	2.5 $\pm$ 0.1	2.6 $\pm$ 0.2	2.7 $\pm$ 0.2	2.6 $\pm$ 0.2	2.0	<u>I O P V</u>
ICMi	10.4 $\pm$ 0.3	10.2 $\pm$ 0.3	8.6 $\pm$ 0.3	9.3 $\pm$ 0.3	9.4 $\pm$ 0.3	9.5 $\pm$ 0.6	10.6 0.4	<b>11.0</b>	<u>P V I O</u>
EPTt	21 $\pm$ 1	20 $\pm$ 1	9 $\pm$ 1	16 $\pm$ 2	18 $\pm$ 2	16 $\pm$ 2	18 $\pm$ 3	3.8	<u>I V P O</u>
EPT%	56.1 $\pm$ 5.1	42.4 $\pm$ 6.6	21.6 $\pm$ 5.4	47.2 $\pm$ 7.9	53.5 $\pm$ 6.6	28.8 $\pm$ 6.6	29.5 $\pm$ 8.0	6.8	<u>V O P I</u>
EPt	12 $\pm$ 1	10 $\pm$ 1	5 $\pm$ 1	9 $\pm$ 2	10 $\pm$ 1	8 $\pm$ 1	8 $\pm$ 1	5.6	<u>V O I P</u>
A (nº indiv)	3355 $\pm$ 625	4730 $\pm$ 1050	8267 $\pm$ 1565	2395 $\pm$ 1152	5857 $\pm$ 1600	8395 $\pm$ 1340	5155 $\pm$ 1180	<b>15.4*</b>	<u>I P O V</u>
Ch%	6.5 $\pm$ 1.7	9.4 $\pm$ 2.1	8.3 $\pm$ 2.0	3.7 $\pm$ 0.8	4.9 $\pm$ 0.9	16.3 $\pm$ 3.0	5.3 $\pm$ 1.5	<b>12.3*</b>	<u>I O P V</u>
SI	2,0 $\pm$ 0.1	2.2 $\pm$ 0.1	2.4 $\pm$ 0.0	2.3 $\pm$ 0.1	2,0 $\pm$ 0.1	2.2 $\pm$ 0.1	2.3 $\pm$ 0.1	<b>11.7*</b>	<u>P V I O</u>
IBMWP	211 $\pm$ 10	205 $\pm$ 8	160 $\pm$ 10	182 $\pm$ 10	182 $\pm$ 8	187 $\pm$ 17	216 $\pm$ 12	<b>7.9</b>	<u>V P I O</u>
ASPT	6.9 $\pm$ 0.1	6.7 $\pm$ 0.1	5.7 $\pm$ 0.1	6.6 $\pm$ 0.1	6.5 $\pm$ 0.1	6.3 $\pm$ 0.3	6.4 $\pm$ 0.3	3.1	<u>V O P I</u>
LIFE	8.1 $\pm$ 0.1	7.8 $\pm$ 0.1	7.3 $\pm$ 0.1	7.8 $\pm$ 0.1	8 $\pm$ 0.1	7.7 $\pm$ 0.2	7.4 $\pm$ 0.1	<b>14.9*</b>	<u>O I V P</u>
Rheoindex	0.7 $\pm$ 0.1	0.6 $\pm$ 0.1	0.4 $\pm$ 0.1	0.6 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.1	0.4 $\pm$ 0.1	0.5 $\pm$ 0.1	<b>13.9*</b>	<u>V O I P</u>
SS%	4.5 $\pm$ 0.7	5.2 $\pm$ 1.2	18.5 $\pm$ 4.8	7.8 $\pm$ 2.4	14.8 $\pm$ 7.2	4.5 $\pm$ 1.3	9 $\pm$ 2.9	2.8	<u>V O I P</u>
AsMet	7.2 $\pm$ 0.2	6.5 $\pm$ 0.2	4.6 $\pm$ 0.2	5.9 $\pm$ 0.3	6.4 $\pm$ 0.5	5.8 $\pm$ 0.5	6.1 $\pm$ 0.5	3.2	<u>O V I P</u>
NoIns%	13.4 $\pm$ 3.5	24.5 $\pm$ 6.4	47.2 $\pm$ 6.3	27.8 $\pm$ 7.8	11.4 $\pm$ 2.8	35.7 $\pm$ 8.9	38.6 $\pm$ 8.1	<b>11.7*</b>	<u>I P O V</u>
MACH %	14.7 $\pm$ 4.0	23.7 $\pm$ 4.5	48.3 $\pm$ 6.3	23.4 $\pm$ 6.6	11 $\pm$ 2.3	45.2 $\pm$ 8.1	36 $\pm$ 7.1	<b>21.0*</b>	<u>P I O V</u>
HM%	41.4 $\pm$ 3.5	38.1 $\pm$ 3.9	19.2 $\pm$ 2.4	37.5 $\pm$ 7.4	36.5 $\pm$ 3.4	31.9 $\pm$ 4.0	25.6 $\pm$ 3.8	5.6	<u>V O P I</u>
Rhet	35 $\pm$ 1	33 $\pm$ 1	22 $\pm$ 1	29 $\pm$ 2	30 $\pm$ 2	29 $\pm$ 9	32 $\pm$ 8	1.9	<u>I P V O</u>

## Discusión

Los resultados expuestos en este capítulo muestran cómo las valoraciones del estado de ñascomunidades de macroinvertebrados de la cuenca del Río Pas varían ampliamente en relación a los cambios producidos tanto en las características hidromorfológicas, como en la calidad del agua. Un elevado número de métricas se correlacionaron mejor con los gradientes de estrés de la calidad del agua (WQPC1 y WQPC2) que con el gradiente de estrés hidromorfológico (HMPC1). Además, las métricas presentaron correlaciones más elevadas con HMPC1 y WQPC1 en periodo de mayor estabilidad hidrológica (verano y otoño) y con WQPC2 durante la época de crecidas (invierno y primavera).

### *Caracterización hidromorfológica y fisico-química de la cuenca del Río Pas*

Las características hidromorfológicas y fisico-químicas siguieron un claro patrón longitudinal y estacional en la cuenca del Río Pas. Respecto a las alteraciones hidromorfológicas, todos los puntos de estudio agrupados en G1 y G2, excepto PA3 (Figura 3.3), presentaron una calidad hidrogeomorfológica *buena*, mientras que el resto de puntos mostró valores *aceptables* (*sensu* Ollero *et al.*, 2008). Dentro de los puntos con buena calidad hidrogeomorfológica, también se observó un gradiente de presión hidromorfológica, ya que PI1 y PI2 estuvieron más próximos a azudes que PA1, PA2 y MA1 (Tabla 5.2). Por otro lado, PA4 y PA5 obtuvieron escasa valoración hidrogeomorfológica debido a que la funcionalidad del ecosistema mostró una valoración muy baja en estos puntos, mientras que PI3 tuvo la vegetación riparia más deteriorada y PA3 el mayor porcentaje de tramo afectado por encauzamientos (Tabla 5.2).

La conductividad y la concentración de materia orgánica disuelta, *Streptococcus* y coliformes incrementaron sustancialmente en los puntos agrupados en G3 (PA4, PA5 y PI3) en relación al resto de puntos de estudio, indicando un deterioro en la calidad del agua en la zona baja de la cuenca. Las diferencias espaciales en la calidad del agua fueron más evidentes en la época de mayor estabilidad hidrológica (verano y otoño) probablemente como consecuencia de la menor capacidad de dilución que muestra el río en esta época, como se ha descrito en otros ríos cercanos (Elósegui y Pozo, 1994a) así como en otras regiones geográficas (Morais *et al.*, 2004). Por otro lado, la turbidez y la concentración de nitratos y amonio se incrementaron en otoño e invierno con respecto a verano y primavera. Este patrón estacional en la calidad del agua podría originarse por la acción de las primeras lluvias acontecidas tras la época de mayor sequía (verano), así como por el recurrente lavado de la cuenca que se produce en invierno. Un

patrón similar se ha descrito en otras cuencas cercanas (Elósegui *et al.*, 1997) pudiendo ser característico de los ríos Europeos templado-atlánticos (Howden y Burt, 2009). Además, este patrón podría verse amplificado por la vegetación de la cuenca y las comunidades productoras presentes en el canal fluvial (macrófitos y algas) las cuales incrementan su crecimiento desde finales de primavera hasta el inicio del otoño, lo que facilitaría una mayor retención de los iones orgánicos presentes en la columna de agua (nitratos y fosfatos) en este periodo (Cooper, 1990; Izaguirre y Elósegui, 2005).

### *Relación establecida entre las métricas de macroinvertebrados y el gradiente de estrés hidromorfológico HMPC1*

Los índices LIFE e ICMi fueron los que mejor se correlacionaron con HMPC1 durante todo el periodo de estudio. Sin embargo, ambas métricas fueron diseñadas para cumplir objetivos diferentes. El índice LIFE se diseñó para valorar el impacto que producen las alteraciones por cambios en las condiciones hidráulicas sobre las comunidades de macroinvertebrados (Extence *et al.*, 1999), mientras que el ICMi es un índice multimétrico propuesto para intercalibrar las diferentes métricas utilizadas en los programas de evaluación de la calidad ecológica de las masas de agua fluviales en Europa (Buffagni *et al.*, 2006), por lo que este índice multimétrico debería reflejar tanto la degradación hidromorfológica como la fisico-química.

En este estudio los índices LIFE e ICMi decrecieron aguas abajo, desde los puntos agrupados en G1 (PA1, PI1 y MA1) a los incluidos en G3 (PA4, PA5 y PI3). Esta tendencia podría deberse a la disminución en el número de taxones e individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, así como al incremento en la abundancia relativa de los taxones no-insectos. Con respecto a la evaluación hidromorfológica, estos cambios en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados han sido ampliamente relacionados con el efecto producido por los azudes, así como por la degradación general de la habitabilidad fluvial (Abella y González, 1986; Buffagni *et al.*, 2004; Santucci *et al.*, 2005; Tavzes *et al.*, 2006; Tiemann *et al.*, 2004; Tiemann *et al.*, 2005). En este sentido, la mayoría de los autores citados argumentan que el menor número, tanto de taxones como de individuos, de EPT podría ser el resultado de una pérdida en la calidad del hábitat provocada por la homogenización de las condiciones hidráulicas y la composición del sustrato, así como por la compactación de éste. En la cuenca del Río Pas este patrón podría verse amplificado por el deterioro en la calidad del agua en los puntos incluidos en G3 (ver a continuación). Por lo tanto, parece muy difícil discernir entre los efectos generados por las alteraciones hidromorfológicas y la pérdida en la calidad del agua sobre las comunidades de macroinvertebrados, por lo que ambas alteraciones no se pueden valorar de forma independiente. Sin embargo, la abundancia relativa de Ephemeroptera y Plecoptera fue menor en los puntos de estudio cercanos a los azudes y que mostraron una calidad del agua relativamente

buena (PI1 y PI2; Tabla 5.2) en relación con otros puntos de estudio con una calidad del agua similar, pero más alejados de la presencia de azudes (PA1, PA2, PA3 y MA1). Además, las abundancias de *P. antipodarum* y *Echinogammarus* spp. se incrementaron drásticamente en PI1 y PI2 en comparación con PA1, PA2, PA3 y MA1. Diversos autores han descrito cómo, tanto la abundancia de *P. antipodarum* (Alonso y Castro-Díez, 2008) como la de la familia Gammaridae (Tavzes *et al.*, 2006), se incrementa en puntos morfológicamente degradados, en parte debido a que estos taxones no se ven afectados por los cambios en los recursos tróficos, debido a la gran plasticidad que muestran en sus hábitos de alimentación. Además, ambos taxones, junto con otros taxones predominantemente lénticos, como son *Pisidium* sp. y *Theodoxus fluviatilis*, alcanzaron las mayores abundancias en los puntos PI2 y PI3 en la época de crecidas, por lo que en estos puntos no se cumple el patrón estacional esperado para determinados taxones predominantemente lénticos. Este hecho podría venir determinado por el elevado número de azudes presentes en el Río Pisueña, los cuales podrían proporcionar a estos taxones las condiciones hidráulicas propicias para establecer poblaciones estables incluso en épocas de inestabilidad hidráulica. Por lo tanto, la reducción en el número de taxones e individuos EPT, así como el incremento en el número de taxones e individuos no-insectos, parece ser la causa de la relación existente entre los índices LIFE e ICMi con el eje de estrés hidromorfológico en la cuenca del Río Pas.

### *Relación establecida entre las métricas de macroinvertebrados y el gradiente de estrés de la calidad del agua WQPC1*

Trece de las 19 métricas estuvieron significativamente correlacionadas con WQPC1. El número de taxones y la abundancia de macroinvertebrados, Ch%, SI, SS% y HM% fueron las métricas que no mostraron correlaciones significativas con WQPC1.

Numerosos autores han estudiado el efecto que genera la polución orgánica sobre el número de taxones de macroinvertebrados que forman una determinada comunidad. Algunos de estos autores han descrito que el incremento de la carga orgánica produce un aumento del número de taxones (Vinson y Hawkins, 1998), mientras que otros describen el patrón contrario (Chaves *et al.*, 2005; Younes-Baraille *et al.*, 2005) o no observan una relación directa entre el número de taxones de macroinvertebrados y el enriquecimiento orgánico del agua (Dahl *et al.*, 2004). El patrón espacial que siguió el número de taxones de macroinvertebrados en la cuenca del Río Pas no pareció estar muy relacionado con la calidad del agua, y como se describió en los capítulos III y IV de la presente memoria, parece ser más dependiente de la estructura física que muestra el hábitat. La abundancia de macroinvertebrados tampoco mostró correlaciones significativas con WQPC1, probablemente porque está más influenciada por otros factores ambientales, como la estabilidad hidrológica o el nivel de recursos tróficos, lo cual también se ha

descrito en otros ríos Atlánticos similares (Basaguren *et al.*, 1996). En relación a Ch%, Arimoro *et al.* (2007) encontraron mayor abundancia de quironómidos en puntos afectados por efluentes orgánicos, aunque, de todos los taxones de la familia Chironomidae que identificaron en su estudio, sólo el 50% siguió este patrón, mientras que el 50% restante decreció en los puntos afectados por vertidos orgánicos. Igualmente, Maloney y Feminella (2006), así como los resultados expuestos en el capítulo IV de la presente tesis, reflejaron un patrón similar, el cual también pudiera estar ocurriendo en la Cuenca del Río Pas. Sin embargo, el nivel de identificación taxonómica utilizado por la métrica Ch% no permite identificar los taxones que se vieron afectados por la carga orgánica, ya sea positiva o negativamente. Por lo tanto, Ch% no parece ser un buen indicador de la calidad del agua, a menos que previamente se identifiquen aquellos quironómidos sensibles a la carga orgánica. Otras métricas que no se correlacionaron con WQPC1 fueron SI, la cual está propuesta para programas de biomonitorización de ríos centro-europeos (AQEM, 2002), así como SS% y HM%, las cuales fueron diseñadas para responder al deterioro en la calidad hidromorfológica, por lo que no era de esperar que indicasen cambios en la calidad del agua.

Algunas de las métricas que se correlacionaron significativamente con WQPC1 no variaron significativamente durante el periodo de estudio (ASPT, EPTt, EPT, EPT%, H', AsMet y Rhet), mientras que otras si mostraron diferencias estacionales significativas (IBMWP, ICMi, LIFE, NoIns%, Rheoindex y MACH%). La diferente variabilidad estacional que mostraron las distintas métricas estudiadas viene determinada por los distintos aspectos que se consideran a la hora de calcular cada una de ellas.

En la cuenca del Río Pas, el número de taxones de efemerópteros permaneció más o menos constante durante todo el año, manteniéndose siempre entre los 10 y 11 taxones. González *et al.* (2000; 2001; 2003a; 2003b) describieron en la cuenca del Río Agüera que numerosas especies de efemerópteros están presentes durante todo el año debido a que muestran ciclos de vida asincrónicos, condición que les permite recuperarse de las numerosas perturbaciones por crecidas que se dan en las cuencas templado Atlánticas a lo largo del año. Por otro lado, el número de plecópteros fue mayor en invierno (11 taxones) y menor en otoño (7 taxones), mientras que el número de tricópteros fue mayor en otoño (26 taxones) disminuyendo en verano e invierno (19 taxones en ambas estaciones). Por lo tanto, la suma del número de taxones EPT se mantuvo más o menos constante durante todo el año, como se ha descrito en otros estudios (Sporka *et al.*, 2006). Este patrón explicaría porqué los índices EPTt y EPT no mostraron variaciones estacionales significativas. Además, la mayoría de taxones EPT se clasifican como taxones reofílicos, por lo que el índice Rhet tampoco mostró variaciones estacionales significativas. Igualmente, este rasgo en los EPT, junto con el deterioro en la calidad del agua, podría explicar porque la métrica EPT% obtuvo valores más elevados en primavera e invierno que en verano y otoño, aunque las

diferencias no fueron significativas (Tabla 5.6). Por el contrario, los taxones no-insectos son los que, de forma general, se ven más afectados por el estrés hidráulico que generan las crecidas (Merigoux y Doledec, 2004), por lo que las métricas MACH% y NoIns% mostraron diferencias significativas entre las estaciones estables y las que presentaron abundantes crecidas (Tabla 5.6).

El índice IBMWP, muy comúnmente utilizado en estudios y programas de biomonitorización de ríos Ibéricos (e.g. Chaves *et al.*, 2005; e.g. Leunda *et al.*, 2009; Morais *et al.*, 2004), mostró diferencias estacionales significativas, mientras que el ASPT, el cual se calcula mediante el ratio definido entre el valor del IBMWP y el número de familias de macroinvertebrados presentes en la comunidad valorada, se mantuvo constante en las cuatro estaciones del año. Diversos autores han concluido que la variabilidad estacional del índice IBMWP es relativamente baja (Czerniawska-Kusza, 2005; Leunda *et al.*, 2009; Zamora-Muñoz *et al.*, 1995), mientras que otros han indicado el patrón contrario (Clarke *et al.*, 2002; Morais *et al.*, 2004; Rico *et al.*, 1992) concluyendo éstos que, en la mayoría de casos, el valor del índice IBMWP es altamente dependiente del número de familias de macroinvertebrados que componen la comunidad valorada. En este estudio, tanto el índice IBMWP como el ICMi, estuvieron fuertemente correlacionados con el número de taxones de macroinvertebrados ( $R=0.88$ ;  $p < 0.01$  y  $R=0.90$ ;  $p < 0.01$ , respectivamente), por lo que los resultados aportados por ambas métricas parecen estar ampliamente influenciados por los patrones espaciales y estacionales que sigue la riqueza taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados. Por lo tanto, el incremento de los índices IBMWP e ICMi en otoño no parece ser indicativo de una mejora en la calidad del agua en esta época, sino que, más bien, parece estar determinado por el incremento de la riqueza taxonómica en la comunidad de macroinvertebrados (Tabla 5.6). Por lo tanto, el uso del ASPT parece mejorar los resultados obtenidos mediante los índices IBMWP e ICMi en cuencas atlántico-europeas, a la hora de valorar la calidad del agua, más aún cuando los programas de biomonitorización cuentan con registros correspondientes a distintas épocas del año. Finalmente, el multimétrico AsMet, el cual está compuesto por 3 métricas con escasa variabilidad estacional (ASPT, EPTt y H'), se correlacionó fuertemente con WQPC1 en verano y otoño y, además, no mostró variaciones estacionales significativas, por lo que también puede ser considerado como una métrica robusta a la hora de interpretar datos de diferentes épocas en los programas de biomonitorización de los ríos atlántico-europeos.

### *Relación establecida entre las métricas de macroinvertebrados y el gradiente de estrés de la calidad del agua WQPC2*

Las métricas analizadas en este estudio mostraron patrones opuestos en las correlaciones mostradas con WQPC2 en las distintas épocas estudiadas. Tras analizar qué condiciones ambientales que generan tales relaciones, se observó que

las métricas no parecen responder al gradiente de estrés de calidad del agua indicado por WQPC2.

Por ejemplo, atendiendo a los resultados mostrados en la Tabla 5.4, era de esperar que los índices R, ICMi e IBMWP se correlacionasen positivamente con WQPC2. Sin embargo, en otoño, estas métricas mostraron correlaciones negativas con este eje debido a que los puntos de estudio con mayor número de taxones (MA1 y PA3) estuvieron negativamente correlacionados con WQPC2, como consecuencia de la baja temperatura que mostró MA1 y la elevada concentración de nitratos que mostró PA3. Contrariamente, los puntos de estudio que contaron con un menor número de taxones de macroinvertebrados en otoño (PI3 y PA5) se correlacionaron positivamente con WQPC2 debido a que fueron los puntos que contaron con las temperaturas más elevadas (Figura 5.2D). Por otro lado, 9 métricas mostraron correlaciones significativas con WQPC2 en invierno y 13 en primavera. En invierno PI1, PA1 y PA2 obtuvieron los valores más bajos de turbidez en el agua, así como la menor concentración de amonio, por lo que estuvieron positivamente correlacionados con WQPC2. Por el contrario, PI2, PA4 y PA5 se correlacionaron negativamente con este eje debido a que la turbidez y la concentración de amonio se incrementaron en la parte baja de la cuenca (Figura 5.2D). La ordenación que siguieron los puntos de estudio en primavera fue la opuesta a la descrita en invierno, siendo la temperatura del agua la variable que más influyó en esta ordenación. Así, MA1, PI1 y PA3 se situaron a la izquierda de la ordenación, mientras que PI3, PA4 y PA5 lo hicieron a la derecha. Las métricas EPTt, EPT, ASPT, AsMet y Rhet mostraron correlaciones positivas con WQPC2 en invierno y negativas en primavera, mientras que SI, NoIns% y MACH% se correlacionaron negativamente con WQPC2 en invierno y positivamente en primavera (Tabla 5.5). Por lo tanto, parece que las relaciones establecidas entre las métricas analizadas y WQPC2, en las campañas de primavera e invierno, son más dependientes de la distribución natural que mostraron los macroinvertebrados a lo largo del eje fluvial, que a la variación en la calidad del agua. Así, sólo cuando WQPC2 reflejó el eje longitudinal del río las métricas presentaron altas correlaciones, ya fuesen negativas (invierno) o positivas (primavera). Probablemente, como se ha indicado en los anteriores capítulos, este patrón esté originado por los cambios producidos en la altitud, la pendiente y la temperatura en dirección aguas abajo (Statzner *et al.*, 1988). Por ejemplo, en época de crecida (invierno y primavera) EPTt, EPT y Rhet obtuvieron valores más altos en los puntos de cabecera, mientras que los taxones no-insectos incrementaron aguas abajo, probablemente favorecidos por los cambios producidos en estas variables ambientales (Merigoux y Doledec, 2004). Sin embargo, en época de caudal basal (verano), ninguna métrica se correlacionó significativamente con WQPC2, probablemente porque la ordenación de los puntos en el gradiente de estrés estuvo dominada por el pH, por lo que WQPC2 no reflejó el eje longitudinal del río en esta época.



## *Identificación del mejor periodo para tomar muestras de macroinvertebrados*

Como se ha indicado anteriormente, las métricas se correlacionaron mejor con HMPC1 y WQPC1 en periodo de estabilidad hidrológica (verano y otoño), mientras que con WQPC2 lo hicieron en época de crecidas (invierno y primavera). Sin embargo, las relaciones entre las métricas y WQPC2 parecen venir determinadas por la distribución longitudinal natural que muestran los macroinvertebrados.

Las alteraciones hidromorfológicas generadas por infraestructuras están presentes en el río durante todo el año. Sin embargo, las métricas estudiadas se correlacionaron mejor con HMPC1 en época de mayor estabilidad en el caudal, probablemente porque en época de crecidas las condiciones hidráulicas del río se homogenizan a lo largo de todo el eje fluvial (Giller y Malmqvist, 1997), lo cual podría enmascarar el gradiente de estrés hidromorfológico presente en la cuenca del Río Pas. Igualmente, en época de crecidas, las características fisico-químicas del agua fueron más homogéneas en toda la cuenca, por lo que WQPC1 no se correlacionó con ninguna métrica, mientras que en periodo de menor caudal las métricas respondieron, de manera general, al gradiente de estrés de calidad del agua representado por WQPC1. Otros estudios han descrito efectos similares en la relación que muestran las métricas derivadas de la comunidad de macroinvertebrados y la homogenización de condiciones generada por las crecidas (Morais *et al.*, 2004; Sporka *et al.*, 2006). Por lo tanto, parece que el periodo de caudal bajo es el más apropiado para identificar tanto los gradientes de presión hidromorfológicos como los de la calidad del agua en los ríos Europeos Atlánticos. Dentro de este periodo (verano-otoño), otoño es la época del año en la que se describieron un mayor número de taxones, como también se ha descrito en otros ríos templados (Lenat, 1987; Linke *et al.*, 1999). Por lo tanto, parece que otoño es la época del año más adecuada para muestrear las comunidades de macroinvertebrados, ya que permite identificar los gradientes de presión hidromorfológicos y de calidad del agua, además de presentar los mayores valores de riqueza taxonómica, lo que facilita la elaboración de bases de datos más completas para mejorar los programas de biomonitorización en este tipo de ríos.

## Conclusiones

Los resultados expuestos en este capítulo permiten concluir que las comunidades de macroinvertebrados son capaces de reflejar el grado de estrés hidromorfológico y de enriquecimiento orgánico del agua cuando la valoración se realiza en periodos de estabilidad hidráulica y mediante el uso de las métricas apropiadas. Por lo tanto, es aconsejable que los programas de biomonitorización de los ríos Cantábricos se realicen en verano u otoño, siendo más apropiado el otoño ya que es la estación del año en la que se obtienen listados taxonómicos más completos. Sin embargo, las métricas estudiadas no respondieron como se esperaba frente al estrés de calidad ocasionado por los procesos de escorrentía dados en otoño e invierno. Las métricas LIFE e ICMi fueron las que mejores resultados mostraron con respecto a la valoración de las alteraciones hidromorfológicas, mientras que un amplio abanico de métricas valoraron adecuadamente el enriquecimiento orgánico del agua (EPTt, EPt, IBMWP, ASPT, LIFE, AsMet, Rhet, NoIns% y MACH%). De entre estas métricas se aconseja utilizar EPTt, EPt, ASPT, Rhet, y AsMet ya que su escasa variabilidad estacional permite comparar los datos obtenidos en diferentes épocas del año.



## *CAPÍTULO VI*

### ***Síntesis y Conclusiones***



## Síntesis y Conclusiones

Las comunidades de macroinvertebrados presentes en los ríos de la vertiente norte de Cantabria se vieron influenciadas por el gradiente longitudinal que muestran estos ríos. Así, se pudieron diferenciar distintos patrones, atendiendo, principalmente a tres variables ambientales: temperatura, altitud y pendiente. Las subcuencas que mostraron elevados valores de pendiente y altitud, así como una temperatura más baja, mostraron elevadas abundancias relativas de EPT. Por el contrario, las cuencas más bajas, con escasa pendiente y mayor temperatura, se vieron dominadas por los taxones no-insectos. La abundancia de los taxones no-insectos en las subcuencas cercanas a la costa podría venir determinada por dos motivos: (1) los taxones no-insectos podrían verse favorecidos por un vector biogeográfico de colonización debido a la cercanía del estuario (Vannote *et al.*, 1980) y (2) estos macroinvertebrados parecen encontrar las condiciones ambientales idóneas, así como gran abundancia de recursos tróficos en estas cuencas (Lysne y Koetsier, 2006). La abundancia total de macroinvertebrados también siguió el gradiente longitudinal indicado, ya que el número de macroinvertebrados se incrementó desde las zonas de cabecera a las zonas de desembocadura, probablemente favorecida por el descenso del estrés hidráulico y el mayor enriquecimiento orgánico del agua. Por el contrario, el número de taxones que formaron la comunidad de macroinvertebrados se vio más influenciado por la diversidad de elementos físicos que conforman el hábitat fluvial, que por otros factores ambientales caracterizados a nivel de subcuenca. A excepción de la cabecera del Río Híjar, las cuencas presentes en el sur de la cordillera se situaron a elevada altitud y mostraron temperaturas y pendientes relativamente bajas. Las comunidades de macroinvertebrados localizadas aguas abajo del embalse del Ebro mostraron patrones diferentes entre sí, probablemente porque las sueltas del embalse ejercieron una afección diferente en los distintos tramos estudiados. En el Río Camesa la estructura de las comunidades de macroinvertebrados estuvo dominada por EPT, aunque los taxones no-insectos también fueron abundantes. Este patrón estructural parece responder a la combinación de una elevada altitud con baja temperatura y pendiente.

En la presente tesis se propusieron diferentes clasificaciones para los ríos de Cantabria. De éstas, la clasificación *Random Forest* que divide a la red fluvial de Cantabria en 12 clases, fue la que obtuvo un mejor ajuste matemático. Por otro lado, la clasificación establecida mediante *Generalized Dissimilarity Modelling* alcanzó el ajuste más elevado con la división de la red fluvial de Cantabria en 6 clases. Por lo tanto, esta clasificación aporta un marco más sencillo y flexible que la clasificación *Random Forest*, por lo que podría ser más adecuada para elaborar un plan de gestión en las cuencas fluviales de Cantabria.

A nivel de cuenca, tanto la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados, como su riqueza taxonómica, mostraron cierta segregación estacional. Este patrón probablemente está determinado por la predictibilidad de

las condiciones hidrológicas, así como por la disponibilidad de los recursos tróficos, aunque se requeriría realizar estudios específicos que aclarasen el grado de influencia que los recursos tróficos ejercen sobre la variabilidad espacial y estacional de los macroinvertebrados. Por el contrario, el patrón estacional que siguió la abundancia de macroinvertebrados se vio más influenciado por las perturbaciones hidrológicas. Así, la abundancia de macroinvertebrados aumentó en época de caudal bajo (verano, otoño) y descendió en periodo de crecidas (primavera, verano). Debido a que el estudio estacional se realizó sobre datos referidos a un solo año, se requeriría una base de datos con un mayor número de registros para confirmar estos patrones.

A nivel de microhábitat la distribución de los macroinvertebrados fue muy dependiente de sus requerimientos hidráulicos, como muestran las correlaciones establecidas entre diversos grupos de macroinvertebrados y las distintas variables mediante las que se definió el grado de estrés hidráulico al que estuvo sometido cada microhábitat. Sin embargo, el número de taxones y la abundancia de macroinvertebrados no mostraron correlaciones significativas con ninguna de las variables ambientales medidas a nivel de microhábitat, aunque el número de taxones de macroinvertebrados fue mayor en microhábitats con mayor complejidad estructural (e.g. raíces de ribera) que en microhábitats más expuestos a las perturbaciones (e.g. losa).

Las comunidades de macroinvertebrados descritas no sólo variaron como consecuencia de las variables ambientales estudiadas a nivel de región, cuenca y microhábitat. Igualmente, la presencia de alteraciones antrópicas también determinó en gran medida la distribución de los macroinvertebrados, pudiendo enmascarar o acentuar alguno de los patrones indicados anteriormente. Así, se ha observado que el enriquecimiento orgánico del agua y la presencia de estructuras que modifican las condiciones hidromorfológicas generan importantes cambios en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. Las métricas LIFE e ICMi fueron las que aportaron mejores resultados para valorar la integridad hidromorfológica de los ríos Cantábricos a partir de las comunidades de macroinvertebrados, mientras que un elevado número de métricas se correlacionaron adecuadamente con el gradiente de estrés de la calidad del agua. De estas métricas, se aconseja el uso de EPTt, EPt, ASPT y AsMet, debido a que mostraron resultados similares a lo largo del año, lo que reduce el grado de incertidumbre en la evaluación de las masas de agua derivado de la variabilidad estacional natural que muestran las comunidades de macroinvertebrados. La época en la que mejor se identificaron los gradientes de estrés, tanto de la calidad del agua como de los elementos hidromorfológicos, fue la época en que las condiciones hidrológicas fueron más estables (verano y otoño). Así, es recomendable que las campañas de muestreo de macroinvertebrados vinculadas a programas de monitorización fluvial se realicen en otoño, ya que es una época en la que los gradientes de estrés son fácilmente reconocibles y que, además, presenta el mayor número de taxones de macroinvertebrados, lo que facilita la elaboración de bases de datos más completas.

A nivel de microhábitat, la incorporación de vertidos orgánicos tuvo una afección diferente sobre las comunidades de macroinvertebrados. Así, las comunidades que se desarrollaron en los detritos vegetales y en las raíces de ribera fueron las que más acusaron el efecto de los vertidos, mientras que las comunidades presentes en los *riffles* fueron las que mostraron menos cambios. Por lo tanto, se aconseja el muestreo de las raíces de ribera y los detritos vegetales para monitorizar los efectos de los vertidos orgánicos sobre la calidad del agua mediante las comunidades de macroinvertebrados. La abundancia de macroinvertebrados se incrementó significativamente con la incorporación de los vertidos descritos, mientras que el número de taxones de macroinvertebrados no mostró el mismo patrón en los 2 casos estudiados. Así, mientras que en el Río Deva el número de taxones de macroinvertebrados fue similar aguas arriba y aguas abajo del vertido, en el Río Miera se incrementó con la incorporación del vertido. Estos resultados indican que la riqueza taxonómica de macroinvertebrados no es una métrica adecuada para valorar la calidad del agua en los ríos Cantábricos.

Por lo tanto, atendiendo a lo enunciado en la síntesis y en relación a los objetivos específicos planteados en el capítulo I, se puede concluir que:

- 1- Los patrones de distribución espacial que presentan las comunidades de macroinvertebrados en la región de Cantabria están principalmente determinados por la interacción entre la altitud, la temperatura y la pendiente.
- 2- El patrón de variación espacial de las comunidades de macroinvertebrados en los ríos de la vertiente norte de Cantabria a nivel de cuenca está principalmente determinado por el gradiente longitudinal que mostraron la altitud, la pendiente y la temperatura, aunque las alteraciones antrópicas también juegan un papel importante.
- 3- La dinámica estacional que siguen las comunidades de macroinvertebrados en las cuencas de la vertiente norte de Cantabria parece responder a la predictibilidad de las condiciones hidrológicas y de la disponibilidad de los recursos tróficos.
- 4- La distribución de los macroinvertebrados a nivel de microhábitat responde principalmente a la velocidad del agua y a la interacción entre la velocidad del agua y la profundidad (Número de Froude), las cuales caracterizan el estrés hidráulico al que se ven sometidos las comunidades de macroinvertebrados. Igualmente, la complejidad estructural determina en gran medida el número de taxones que un determinado microhábitat es capaz de albergar.
- 5- Las comunidades de macroinvertebrados desarrolladas en las raíces de ribera y en los detritos vegetales son las que más acusan los efectos de los vertidos orgánicos sobre la calidad del agua. Por el contrario, las comunidades propias de los *riffles* muestran menor afección a la incorporación de tales vertidos.

- 6- Las métricas que mejor identifican el estrés hidromorfológico son LIFE e ICMi, mientras que EPTt, EPt, ASPT y AsMet identifican adecuadamente el estrés generado por la polución orgánica y, además, muestran una escasa variabilidad estacional. Finalmente, se aconseja realizar las campañas de muestreo de macroinvertebrados durante el otoño.



## Bibliografía citada

- Abella M. A. y González M. J., 1986. Variación estacional de la fauna dulceacuícola del alto Nalón, Asturias. *Limnetica*, 2: 173-179.
- Alba-Tercedor J. y Sánchez-Ortega A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- Alonso A. y Castro-Díez P., 2008. What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? *Hydrobiologia*, 614: 107-116.
- Álvarez-Cabria M., Barquín J. y Recio M., 2008. El ecosistema fluvial en el alto Ebro. Estado de conservación de la comunidad de macroinvertebrados y del bosque de ribera como reflejo de los usos de cuenca. *Locustella. Anuario de la naturaleza de Cantabria*, 5: 88-95.
- Allan J. D., 1984. Hypothesis testing in ecological studies of aquatic insects. In: V. H. Resh y D. M. Rosenberg (Editores), *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publishers, Nueva York, USA, pp. 484-507.
- Allan J.D., 1995. *Stream ecology; Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall, Londres, Inglaterra, 388 pp.
- APHA, 1980. *Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, USA, 1193 pp.
- AQEM, 2002. AQEM Consortium (2002). *Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to asses European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Versión 1.0, Febrero 2002.*
- Arimoro F. O., Ikomi R. B. y Iwegbue C. M. A., 2007. Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. *Ecological Indicators*, 7: 541-552.
- Armitage P. D., 2006. Long-term faunal changes in a regulated and an unregulated stream - Cow green thirty years on. *River Research and Applications*, 22: 947-966.
- Armitage P. D., Moss D., Wright J. F. y T. Furse M., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Aroviita J., Mykra H., Muotka T. y Hamalainen H., 2009. Influence of geographical extent on typology- and model-based assessments of taxonomic completeness of river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54: 1774-1787.
- Azrina M. Z., Yap C. K., Ismail A. R., Ismail A. y Tan S. G., 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64: 337-347.

- Banning M., 1998. Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau, Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
- Barmuta L. A. y Lake P. S., 1982. On the Value of the River Continuum Concept. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 16: 227-229.
- Barquín J., 2000. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un tramo medio del río Agüera; estudios de producción secundaria y dieta., U.P.V., Lejona, 84 pp.
- Barquín J. y Death R. G., 2004. Patterns of invertebrate diversity in streams and freshwater springs in Northern Spain. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 161: 329-349.
- Barquín J. y Death R. G., 2009. Physical and chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: do invertebrate communities correspond? *Aquatic Ecology*, 43: 445-455.
- Basaguren A., Elósegui A. y Pozo J., 1996. Changes in the trophic structure of benthic macroinvertebrate communities associated with food availability and stream flow variations. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie*, 81: 79-91.
- Basaguren A. y Riaño P., 1994. Trophic structure variability of the macroinvertebrate communities in the Agüera Stream (Northern Spain). *Verhandlungen Internationale Vereinigung der limnologie* 25: 1727-1732.
- Baukman U., 2000. Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. *Landersansalt für Umweltschutz, Baden-Wurtemberg, Kalsruhe, Alemania*, 501 pp.
- Bedward M. D., Keith A. y Pressey R. L. , 1992. Homogeneity analysis: assessing the utility of classifications and maps of natural resources. *Australian Journal of Ecology*, 17: 133-139.
- Beisel J. N., Usseglio-Polatera P., Thomas S. y Moreteau J. C., 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, 389: 73-88.
- Benda L., Poff N. L., Miller D., Dunne T., Reeves G., Pess G. y Pollock M., 2004. The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. *Bioscience*, 54: 413-427.
- Bonada N., Prat N., Munné A., Rieradevall M., Alba-Tercedor J., Álvarez M., Avilés J., Casas J., Jáimez-Cuellar P., Mellado A., Moyá G., Pardo I., Robles S., Ramón G., Suárez M. L., Toro M, Vidal-Abarca M. R., Vivas S. y Zamora-Muñoz C., 2002. Ensayo de una tipología de las cuencas mediterráneas del proyecto GUADALMED siguiendo las directrices de la directiva marco del agua. *Limnetica*, 21: 77-98.
- Bonada N., Prat N., Resh V. H. y Stanzner B., 2006a. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495-523.

- Bonada N., Rieradevall M., Prat N. y Resh V. H., 2006b. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 32-43.
- Brewin P. A., Newman T. M. L. y Ormerod S. J., 1995. Patterns of Macroinvertebrate Distribution in Relation to Altitude, Habitat Structure and Land-Use in Streams of the Nepalese Himalaya. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 135: 79-100.
- Brooks A. J., Haeusler T., Reinfelds I. y Williams S., 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, 50: 331-344.
- Buffagni A. , 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. . In: P. Landolt y M. Sartori (Editores), *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*, Fribourg, Suiza, pp. 235-246.
- Buffagni A., Crosa G. A., Harper D. M. y Kemp J. L., 2000. Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy). *Hydrobiologia*, 435: 213-225.
- Buffagni A., Erba S., Cazzola M. y Kemp J. L., 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.
- Buffagni A., Erba S., Cazzola M., Murray-Bligh J., Soszka H. y Genoni P., 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia*, 566: 379-399.
- Cao Y., Bark A. W. y Williams W. P., 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: A comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*, 341: 1-19.
- CEDEX, 2004. Análisis de las características de las Demarcaciones. Caracterización de los tipos de ríos y lagos, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Ministerio de Fomento, Madrid, España.
- Centro de Investigación y Desarrollo de Santander, 1981. Estudio integrado para la ordenación territorial de la provincia de Santander. 3 Tomos, anexos y mapas. Gobierno de Cantabria, Santander, España.
- Clarke K. R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke K.R. y Warwick R.M. (Editores), 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, Inglaterra, 144 pp.
- Clarke R. T., Furse M. T., Gunn R. J. M., Winder J. M. y Wright J. F., 2002. Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices. *Freshwater Biology*, 47: 1735-1751.

- Clarke R. T., Wright J. F. y Furse M. T., 2003. RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling*, 160: 219-233.
- Clausen B. y Biggs B. J. F., 1997. Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. *Freshwater Biology*, 38: 327-342.
- Coimbra C. N., Graca M. A. S. y Cortes R. M., 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, 94: 301-307.
- Comisión Europea, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council - Establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Cooper A. B., 1990. Nitrate Depletion in the Riparian Zone and Stream Channel of a Small Headwater Catchment. *Hydrobiologia*, 202: 13-26.
- Cowx I. G., Young W. O. y Hellawell J. M., 1984. The Influence of Drought on the Fish and Invertebrate Populations of an Upland Stream in Wales. *Freshwater Biology*, 14: 165-177.
- Cucherousset J., Santoula F., Fiquerola J. y Cereghino R., 2008. How do biodiversity patterns of river animals emerge from the distributions of common and rare species? *Biological Conservation*, 141: 2984-2992.
- Cutler D. R., Edwards T. C., Beard K. H., Cutler A. y Hess K. T., 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88: 2783-2792.
- Czerniawska-Kusza I., 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologica*, 35: 169-176.
- Chadwick M. A. y Huryn A. D., 2007. Role of habitat in determining macroinvertebrate production in an intermittent-stream system. *Freshwater Biology*, 52: 240-251.
- Chauvet E. y Jeanlouis A. M., 1988. Litter Production in the Garonne Riparian Forest and Allochthonous Input to the River. *Acta Oecologica-Oecologia Generalis*, 9: 265-279.
- Chaves M. L., Chainho P. M., Costa J. L., Prat N. y Costa M. J., 2005. Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River basin, Portugal. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 163: 497-523.
- Dahl J., Johnson R. K. y Sandin L., 2004. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516: 161-172.
- De'ath G., 1999. Extended dissimilarity: a method of robust estimation of ecological distances from high beta diversity data. *Plant Ecology*, 144: 191-199.

- de Pauw N. y Vanhooren G. , 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.
- de Viers J.J. y Simmers I., 2002. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. *Hydrogeology Journal*, 10: 5-17.
- Death R. G. y Joy M. K., 2004. Invertebrate community structure in streams of the Manawatu-Wanganui region, New Zealand: the roles of catchment versus reach scale influences. *Freshwater Biology*, 49: 982-997.
- Death R. G. y Winterbourn M. J., 1995. Diversity Patterns in Stream Benthic Invertebrate Communities - the Influence of Habitat Stability. *Ecology*, 76: 1446-1460.
- Dodkins I., Rippey B., Harrington T.J., Catherine B., Ni Chathain B., Kelly-Quinn M., McGarrigle M., Hodge S. y Trigg D., 2005. Developing an optimal river typology for biological elements within the Water Framework Directive. *Water Research*, 39: 3479-3486.
- Downes B.J., Barmuta L., Fairweather P.G., Faith D.P., Keough M.J., Lake P. S., Mapstone B.D. y Quinn J.M., 2002. *Monitoring Ecological Impacts: Concepts and practice in flowing waters*. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra.
- Drury D. M. y Kelso W. E., 2000. Invertebrate colonization of woody debris in coastal plain streams. *Hydrobiologia*, 434: 63-72.
- Dufrene M. y Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- EEA, 2003. An inventory of biodiversity indicators in Europe, 2002. Technical Report nº 92, Copenage, Dinamarca.
- Eedy R. I. y Giberson D. J., 2007. Macroinvertebrate distribution in a reach of a north temperate eastern Canadian river: Relative importance of detritus, substrate and flow. *Fundamental and Applied Limnology*, 169: 101-114.
- Egglislaw H. J., 1964. The distributional relationship between the bottom fauna and plant detritus in streams. *The Journal of Animal and Ecology*, 33: 463-476.
- Elena R., Castejón M., Sanchez F. y Tella G. , 1997. *Clasificación Biogeoclimática de España Peninsular y Balear*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.
- Elías Castillo F. y Ruiz Beltrán L. , 1973. *Clasificación Agroclimática de España*, Madrid, España.
- Elósegui A., Basaguren A. y Pozo J., 2002. Ecology of the Agüera : a review of fourteen years of research in a Basque stream. *Munibe*, 53: 15-38.
- Elósegui A., González E., Basaguren A. y Pozo J., 1997. Water quality variability in the Agüera stream watershed at different spatial and temporal scales. In: G. Best, T. Bogacka y E. Niemirycz (Editores), *International River Water Quality*. E & FN Spon, London, pp. 55-68.

- Elósegui A. y Pozo J., 1994a. Spatial Versus Temporal Variability in the Physical and Chemical Characteristics of the Aguera Stream (Northern Spain). *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 15: 543-559.
- Elósegui A. y Pozo J., 1994b. Variaciones nictemerales de las características físico-químicas de un río Cantábrico. *Limnetica*, 10: 15-25.
- Elósegui A. y Pozo J., 1998. Epilithic biomass and metabolism in a north Iberian stream. *Aquatic Sciences*, 60: 1-16.
- Elliott J. M., 2006. Critical periods in the life cycle and the effects of a severe spate vary markedly between four species of elmids beetles in a small stream. *Freshwater Biology*, 51: 1527-1542.
- EPA, 2005. Western river basin district project: small streams risk score, Environmental Protection Agency, Irlanda.
- ESRI, 2004. ArcGIS 9, Redlands, USA.
- Extence C. A., Balbi D. M. y Chadd R. P., 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: A framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers-Research & Management*, 15: 543-574.
- Feminella J. W., 1996. Comparison of benthic macroinvertebrate assemblages in small streams along a gradient of flow permanence. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 651-669.
- Feminella J. W., 2000. Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 442-461.
- Feminella J. W. y Hawkins C. P., 1995. Interactions between stream herbivores and periphyton: A quantitative analysis of past experiments. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 465-509.
- Ferrier S., Manion G., Elith J. y Richardson K., 2007. Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Diversity and Distributions*, 13: 252-264.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. y Hurley M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10: 199-214.
- Furse M. T., Moss D., Wright J. F. y Armitage P. D., 1984. The Influence of Seasonal and Taxonomic Factors on the Ordination and Classification of Running-Water Sites in Great-Britain and on the Prediction of Their Macroinvertebrate Communities. *Freshwater Biology*, 14: 257-280.
- Furse M. T., Wright J. F., Armitage P. D. y Moss D., 1981. An Appraisal of Pond-Net Samples for Biological Monitoring of Lotic Macro-Invertebrates. *Water Research*, 15: 679-689.
- Gallardo-Mayenco A. y Ruiz A., 2007. Distribution and microhabitat selection of *Hydropsyche exocellata* Dufour (Trichoptera, Hydropsychidae) in a Mediterranean river affected of organic pollution: the Guadaira River (S. Spain). *Limnetica*, 26: 89-97.

- García de Jalón D. , Sánchez P. y Camargo J. A., 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated River: Research & Management*, 9: 253-261.
- Gayraud S., Philippe M. y Maridet L., 2000. The response of benthic macroinvertebrates to artificial disturbance: drift or vertical movement in the gravel bed of two sub-alpine streams? *Archiv für Hydrobiologie*, 147: 431-446.
- GESHA, 2006. Plan de investigación integral para la caracterización y diagnóstico ambiental de los sistemas acuáticos de la comunidad de Cantabria, Dpto. Ciencias y Técnicas del Agua y Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Consejería de Medio Ambiente. Gobierno de Cantabria, Santander, España.
- Giller P. S. y Malmqvist B., 1997. *The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitats*. Oxford University Press, Oxford, Inglaterra, 296 pp.
- Gobierno de Cantabria, 2005. Modelo Digital de Elevaciones de Cantabria. Consejería de Presidencia y Justicia, Dirección General de Protección Civil, Gobierno de Cantabria, Santander, España.
- González J. M., Basaguren A. y Pozo J., 2000. Life history and secondary production of *Ephemerella ignita* (PODA) (Ephemeroptera, Ephemerellidae) in a north Iberian stream. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 147: 535-545.
- González J. M., Basaguren A. y Pozo J., 2001. Life history and production of *Caenis luctuosa* (Burmeister) (Ephemeroptera, Caenidae) in two nearby reaches along a small stream. *Hydrobiologia*, 452: 209-215.
- González J. M., Basaguren A. y Pozo J., 2003a. Life history and production of *Epeorus torrentium* Eaton (Ephemeroptera : Heptageniidae) in a north Iberian stream. *Aquatic Insects*, 25: 247-258.
- González J. M., Basaguren A. y Pozo J., 2003b. Life history, production and coexistence of two leptophlebiid mayflies in three sites along a Northern Spain stream. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 158: 303-316.
- Graca M. A. S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - A review. *International Review of Hydrobiology*, 86: 383-393.
- Graca M. A. S. y Coimbra C. N., 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research*, 32: 380-392.
- Grenouillet G., Pont D. y Seip K. L., 2002. Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. *Ecography*, 25: 641-650.
- Gutiérrez J. M., Cofiño A., Alonso del Val F. J., Fernández J. M., Ferreri Marco F. y Francés E. , 2005. Mapas Climáticos de Cantabria. Dirección General de Desarrollo Rural, Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad, Gobierno de Cantabria, Santander, España.
- Harper D. y Everard M., 1998. Why should the habitat-level approach underpin holistic river survey and management? *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 395-413.

- Hastings A., 2008. Transients and the Dynamics of Ecological Systems In: F. Valladares, A. Camacho, A. Elósegui, C. Gracia, M. Estrada, J. C. Senar y J. M. Gili (Editores), *Unity in Diversity. Reflections on Ecology after the Legacy of Ramón Margalef*. Fundación BBVA, Bilbao, España, pp. 39-53.
- Hauer F. R. y Resh V. H., 2006. Macroinvertebrates. In: R. Hauer y G. Lamberti (Editores), *Methods in stream ecology*. Academic Press, Nueva York, USA, pp. 435-464.
- Hawkins C. P. y Norris R. H., 2000. Performance of different landscape classifications for aquatic bioassessments: introduction to the series. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 367-369.
- Hawkins C. P., Norris R. H., Gerritsen J., Hughes R. M., Jackson S. K., Johnson R. K. y Stevenson R. J., 2000. Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 541-556.
- Hawkins C. P. y Sedell J. R., 1981. Longitudinal and Seasonal-Changes in Functional-Organization of Macroinvertebrate Communities in 4 Oregon Streams. *Ecology*, 62: 387-397.
- Hawkins C. P. y Vinson M. R., 2000. Weak correspondence between landscape classifications and stream invertebrate assemblages: implications for bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 501-517.
- Heino J., Muotka T., Mykra H., Paavola R., Hamalainen H. y Koskenniemi E., 2003. Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: implications for bioassessment and conservation. *Ecological Applications*, 13: 842-852.
- Heino J. y Mykra H., 2006. Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation*, 129: 418-426.
- Hellawell J.M., 1978 *Biological Surveillance of Rivers* Water Research Centre, Medmenham, Inglaterra. , 332 pp.
- Hering D., Meier C., Rawer-Jost C., Feld C. K., Biss R., Zenker A., Sundermann A., Lohse S. y Bohmer J., 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologica*, 34: 398-415.
- Hildrew A.G. y Giller P.S., 1994. Patchiness, Species interactions and disturbance in the stream benthos. In: P. S. Giller, A. G. Hildrew y D. G. Raffaelli (Editores), *Aquatic Ecology: scale, pattern and process*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Inglaterra.
- Hilsenhoff W. L., 1991. Diversity and Classification of Insects and Collembola. In: J. H. Thorp y A. P. Covich (Editores), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, San Diego, USA.
- Hornung M. y Reynolds B., 1995. The Effects of Natural and Anthropogenic Environmental-Changes on Ecosystem Processes at the Catchment Scale. *Trends in Ecology & Evolution*, 10: 443-449.



- Horton R. E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 88: 1177-1182.
- Howden N. J. K. y Burt T. P., 2009. Statistical analysis of nitrate concentrations from the Rivers Frome and Piddle (Dorset, UK) for the period 1965-2007. *Ecohydrology*, 2: 55-65.
- Hrodey P. J., Kalb B. J. y Sutton T. M., 2008. Macroinvertebrate community response to large-woody debris additions in small warmwater streams. *Hydrobiologia*, 605: 193-207.
- Huston M. A., 1994. *Biological Diversity. The coexistence of species on changing landscapes*. Press syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, Inglaterra, 681 pp.
- Hynes H. B. N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto, Canada, 555 pp.
- IH Cantabria, 2009. *Estudio de Caracterización Ambiental y Biológica del Manantial de Fontibre*, IH Cantabria, Universidad de Cantabria. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad. Gobierno de Cantabria, Santander, España.
- Illies J. y Botosaneanu L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 12: 1-57.
- Imbert J. B., González J. M., Basaguren A. y Pozo J., 2005. Influence of inorganic substrata size, leaf litter and woody debris removal on benthic invertebrates resistance to floods in two contrasting headwater streams. *International Review of Hydrobiology*, 90: 51-70.
- Izaguirre O. y Elósegui A., 2005. Environmental control of seasonal and inter-annual variations of periphytic biomass in a North Iberian stream. *Annales de limnologie*, 41: 35-46.
- Jacobsen D., Schultz R. y Encalada A., 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38: 247-261.
- Jenkins C. N. y Joppa L., 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142: 2166-2174.
- Kerans B.L., Dybdahl M.F., Gangloff M.M. y Jannot J.E., 2005. *Potamopyrgus antipodarum*: distribution, density, and effects on native macroinvertebrate assemblages in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 123-138.
- Kowe R., Skidmore R. E., Whitton B. A. y Pinder A. C., 1998. Modelling phytoplankton dynamics in the River Swale, an upland river in NE England. *Science of the Total Environment*, 210: 535-546.
- Lake P.S., 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 573-592.

- Lamouroux N., Poff N. L. y Angermeier P. L., 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*, 83: 1792-1807.
- Lancaster J. y Belyea L. R., 2006. Defining the limits to local density: alternative views of abundance-environment relationships. *Freshwater Biology*, 51: 783-796.
- Lancaster J., Hildrew A. G. y Townsend C. R., 1990. Stream-Flow and Predation Effects on the Spatial Dynamics of Benthic Invertebrates. *Hydrobiologia*, 203: 177-190.
- Langford T. E. L., Shaw P. J., Ferguson A. J. D. y Howard S. R., 2009. Long-term recovery of macroinvertebrate biota in grossly polluted streams: Recolonisation as a constraint to ecological quality. *Ecological Indicators*, 9: 1064-1077.
- Legendre P. y Legendre L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, Holanda, 853 pp.
- Lenat D. R., 1987. The Macroinvertebrate Fauna of the Little River, North-Carolina - Taxa List and Seasonal Trends. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 110: 19-43.
- Leroy C. J. y Marks J. C., 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51: 605-617.
- Leunda P. M., Oscoz J., Miranda R. y Arino A. H., 2009. Longitudinal and seasonal variation of the benthic macroinvertebrate community and biotic indices in an undisturbed Pyrenean river. *Ecological Indicators*, 9: 52-63.
- Linke S., Bailey R. C. y Schwindt J., 1999. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 42: 575-584.
- Loeb S. L. y Spacie A., 1994. *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. Lewis Publishers, Londres, Inglaterra, 381 pp.
- Lorenz A., Feld C. K. y Hering D., 2004a. Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologica*, 34: 379-389.
- Lorenz A., Hering D., Feld C. K. y Rolauffs P., 2004b. A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia*, 516: 107-127.
- Lotka A. J., 1925. *Elements of physical biology*. Baltimore: Williams & Wilkins Co.
- Lysne S. y Koetsier P., 2006. Experimental studies on habitat preference and tolerances of three species of snails from the Snake River of southern Idaho, USA. *American Malacological Bulletin*, 21: 77-85.
- Lloyd F. y Sites R. W., 2000. Microhabitat associations of three species of Dryopoidea (Coleoptera) in an Ozark stream: a comparison of substrate, and simple and complex hydraulic characters. *Hydrobiologia*, 439: 103-114.

- Maidment D., 2002. Arc Hydro. GIS for Water Resources. ESRI Press, Redlands, California, USA.
- Maloney K. O. y Feminella J. W., 2006. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators*, 6: 469-484.
- Manly B.F.J. , 2004. Multivariate statistical methods: a primer. Chapman and Hall, Londres, Inglaterra, 215 pp.
- Margules C. R. y Pressey R. L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Martí E., Aumatell J., Gode L., Poch M. y Sabater F., 2004. Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Quality*, 33: 285-293.
- Matthaei C.D., Guggelberger C. y Huber H., 2003. Local disturbance history affects patchiness of benthic river algae. *Freshwater Biology*, 48: 1514-1526.
- McCabe D.J. y Gotelli N.J., 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 124: 270-279.
- McCune B. y Grace J. B., 2002. Analysis of Ecological Communities, Glenden Beach, Oregon, USA, 299 pp.
- McCune B. y Mefford M.J., 1995. Multivariate Analysis of Ecological data, Version 2.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA., 126 pp.
- McCune B. y Mefford M.J., 1999. PC-ORD for Windows: Multivariate Analysis of Ecological Data. M. Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McIntosh R. P., 1985. The background of ecology: concept and theory. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra.
- Merigoux S. y Doledéc S., 2004. Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49: 600-613.
- Merritt R. W. y Cummins K. W., 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunnt Publishing Company, Dubuque, USA, 862 pp.
- Mihaljevic Z., Kerovec M., Tavcar V. y Bukvic I., 1998. Macroinvertebrate community on an artificial substrate in the Sava river: long-term changes in the community structure and water quality. *Biologia*, 53: 611-620.
- Molinero J. y Pozo J., 2004. Impact of a eucalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) plantation on the nutrient content and dynamics of coarse particulate organic matter (CPOM) in a small dytrsm. *Hydrobiologia*, 528: 143-165.
- Montgomery D. R., 1999. Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources Association*, 35: 397-410.
- Morais M., Pinto P., Guilherme P., Rosado J. y Antunes I., 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia*, 516: 229-249.

- Moss D., Furse M. T., Wright J. F. y Armitage P. D., 1987. The Prediction of the Macroinvertebrate Fauna of Unpolluted Running-Water Sites in Great-Britain Using Environmental Data. *Freshwater Biology*, 17: 41-52.
- Munn M. D., Waite I. R., Larsen D. P. y Herlihy A. T., 2009. The relative influence of geographic location and reach-scale habitat on benthic invertebrate assemblages in six ecoregions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154: 1-14.
- Munné A. y Prat N., 2004. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU water framework directive. *Environmental Management*, 34: 711-729.
- Murria C., 2009. Influència dels factors ambientals i dels canvis geològics passats sobre l'estructura genètica dels insectes aquàtics tant a nivell de població com de comunitat, Universitat de Barcelona, Barcelona, España, 225 pp.
- Nedeau E. J., Merritt R. W. y Kaufman M. G., 2003. The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution*, 123: PII S0269-7491(02)00363-9.
- Negishi J. N., Inoue M. y Nunokawa M., 2002. Effects of channelisation on stream habitat in relation to a spate and flow refugia for macroinvertebrates in northern Japan. *Freshwater Biology*, 47: 1515-1529.
- Newson M., 1994. *Hydrology and the environment*, Oxford, Inglaterra.
- Ollero A., Ballarín D., Díaz E., Mora D., Sánchez M., Acín V., Echeverría M. T., Granado D., Ibisate A., Sánchez L. y Sánchez N., 2008. IHG: Un índice para la valoración hidrogeomorfológica de sistemas fluviales. *Limnetica*, 27: 171-187.
- Omernik J.M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, 77: 118-125.
- Omernik J.M., 1995. Ecoregions: A spatial framework for environmental management. In: W. S. Davis y T. P. Simon (Editores), *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Londres, Inglaterra.
- Ormerod S. J., 1987. The Influences of Habitat and Seasonal Sampling Regimes on the Ordination and Classification of Macroinvertebrate Assemblages in the Catchment of the River Wye, Wales. *Hydrobiologia*, 150: 143-151.
- Ortega C., 1986. Macroinvertebrados y estimación biológica de la contaminación del Río Asón. *Anales del Instituto de Estudios Agropecuarios*, 7: 57-70.
- Ortega C., 1990. La calidad del agua en la red fluvial de Cantabria. *Doctoral Thesis*, Universidad de Cantabria, Santander, España, 496 pp.
- Ortiz J. D., Marti E. y Puig M. A., 2005. Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 545: 289-302.
- Ortiz J. D. y Puig M. A., 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a mediterranean stream. *River Research and Applications*, 23: 155-170.

- Otermin A., Basaguren A. y Pozo J., 2002. Re-colonization by the Macroinvertebrate Community after a Drought Period in a First-Order Stream (Agüera Basin, Northern Spain). *Limnetica*, 21: 117-128.
- Parasiewicz P., 2007. The MesoHABSIM model revisited. *River Research and Applications*, 23: 893-903.
- Pardo I. y Álvarez M., 2006. Comparison of resource and consumer dynamics in Atlantic and Mediterranean streams. *Limnetica*, 25: 271-286.
- Pimentel D., Houser J., Preiss E., White O., Fang H., Mesnick L., Barsky T., Tariche S., Scherck J. y Alpert S., 1997. Water resources: agriculture, the environment, and society. *BioScience*, 47: 97-106.
- Pinto P., Morais M., Ilheu M. y Sandin L., 2006. Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia*, 566: 75-90.
- Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gross S.K. y Hughes R.M, 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish, Washington, USA.
- Poff N. L., 1996. A hydrogeography of unregulated streams in the United States and an examination of scale-dependence in some hydrological descriptors. *Freshwater Biology*, 36: 71-91.
- Poff N. L. y Ward J. V., 1990. Physical Habitat Template of Lotic Systems - Recovery in the Context of Historical Pattern of Spatiotemporal Heterogeneity. *Environmental Management*, 14: 629-645.
- Poff N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391-409.
- Poquet J. M., Alba-Tercedor J., Punti T., Sánchez-Montoya M. D., Robles S., Álvarez M., Zamora-Munoz C., Sainz-Cantero C. E., Vidal-Abarca M. R., Suárez M. L., Toro M., Pujante A. M., Rieradevall M. y Prat N., 2009. The MEDiterranean Prediction And Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 623: 153-171.
- Pozo J., Basaguren A. y Elósegui A., 1994. Transported and benthic coarse particulate organic matter in the Agüera Stream (Northern Spain). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 25: 1723-1726.
- Prego R., Boi P. y Cobelo-Garcia A., 2008. The contribution of total suspended solids to the Bay of Biscay by Cantabrian Rivers (northern coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Marine Systems*, 72: 342-349.
- Quinn J. M. y Hickey C. W., 1994. Hydraulic Parameters and Benthic Invertebrate Distributions in 2 Gravel-Bed New-Zealand Rivers. *Freshwater Biology*, 32: 489-500.

- R Development Core Team, 2008. R: A language and environment for statistical computing. In: R. F. f. S. Computing (Editor), Viena, Austria.
- Rabeni C. F., Doisy K. E. y Zweig L. D., 2005. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences*, 67: 395-402.
- Reice S. R., 1980. The Role of Substratum in Benthic Macroinvertebrate Micro-Distribution and Litter Decomposition in a Woodland Stream. *Ecology*, 61: 580-590.
- Reynoldson T.B. y Wright J.F. , 2000 The reference condition: problems and solutions In: J. F. Wright, D. V. Sutcliffe y M. T. Furse (Editores), *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and others techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, Inglaterra., pp. 293-303.
- Riaño P., 1998. Ciclos biológicos y ecología trófica de los macroinvertebrados del bentos fluvial (Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera). Doctoral thesis Thesis, Universidad del País Vasco, Lejona, España, 140 pp.
- Riaño P., Basaguren A. y Pozo J., 1993. Variaciones espaciales en las comunidades de macroinvertebrados del río Agüera (País Vasco-Cantabria) en dos épocas con diferentes condiciones de régimen hidrológico. *Limnetica*, 9: 19-28.
- Ricklefs R. E. y Miller G. L., 1999. *Ecology*. W. H. Freeman and Company, Nueva York, USA, 822 pp.
- Rico E., Rallo A., Sevillano M. A. y Arretxe M. L., 1992. Comparison of several biological indices based on river macroinvertebrate benthic community for assessment of running water quality. *Annales de Limnologie*, 28: 147-156.
- Rivas-Martínez S., Penas A. y Díaz T.E. , 2004. *Bioclimatic Map of Europe, Bioclimates*, Universidad de León, Servicio cartográfico, León, España.
- Sabater S., Feio M. J., Graca M. A. S., Muñoz I. y Romaní A. M., 2009. The Iberian Rivers. In: K. Tockner, U. Uehlinger y C. T. Robinson (Editores), *Rivers of Europe*. Academic Press, London, Inglaterra, pp. 113-149.
- Sagnes P., Merigoux S. y Peru N., 2008. Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream. *Limnologica*, 38: 23-33.
- Sánchez-Montoya M. M., Puntí T., Suárez M. L., Vidal-Abarca M. D., Rieradevall M., Poquet J. M., Zamora-Muñoz C., Robles S., Álvarez M., Alba-Tercedor J., Toro M., Pujante A. M., Munné A. y Prat N., 2007. Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52: 2240-2255.
- Sandin L. y Johnson R. K., 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 462-474.
- Santucci V. J., Gephard S. R. y Pescitelli S. M., 2005. Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the fox river, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 975-992.

- Scarsbrook M. R. y Townsend C. R., 1993. Stream Community Structure in Relation to Spatial and Temporal Variation - a Habitat Templet Study of 2 Contrasting New-Zealand Streams. *Freshwater Biology*, 29: 395-410.
- Schluter D. y Ricklefs R.E., 1993. Species diversity: An introduction to the problem. In: D. Schluter (Editor), *Species Diversity in Ecological Communities; Historical and Geographical perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago, USA, pp. 1-10.
- Shannon C. E. y Weaver W., 1949. *The mathematical theory of communication*, The University of Illinois Press, Urbana, Illinois, USA.
- Simpson J. y Norris R. H., 2000. Biological assessment of water quality: development of AUSRIVAS models and otuput. In: J. F. Wright, D. W. Sutcliffe y M. T. Furse (Editores), *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Freshwater Biological Association Ambleside, Cumbria, pp. 125-142.
- Skriver J. , Friberg N. y Kirkegaard J. , 2000. Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish stream fauna index (DSFI). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fu" r theoretische und angewandte Limnologie*, 27: 1822-1830.
- Snelder T., Cattaneo F., Suren A. M. y Biggs B. J. F., 2004. Is the River Environment Classification an improved landscape-scale classification of rivers? *Journal of the North American Benthological Society*, 23: 580-598.
- Snelder T. y Ferreol M., 2008. *Environmental Classification Tutorial in R*, Lyon, France.
- Snelder T. H., Dey K. L. y Leathwick J. R., 2007. A procedure for making optimal selection of input variables for multivariate environmental classifications. *Conservation Biology*, 21: 365-375.
- Sokal R. R. y Rohlf F. J., 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, Nueva York, USA, 859 pp.
- Spanhoff B., Bischof R., Bohme A., Lorenz S., Neumeister K., Nothlich A. y Kusel K., 2007. Assessing the impact of effluents from a modern wastewater treatment plant on breakdown of coarse particulate organic matter and benthic macroinvertebrates in a lowland river. *Water Air and Soil Pollution*, 180: 119-129.
- Sporka F., Vlek H. E., Bulankova E. y Krno I., 2006. Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 566: 543-555.
- StatSoft Inc., 1994. *Statistica for the Windows operating system*. StatSoft, Inc., Tulsa, USA.
- Statzner B., Gore J. A. y Resh V. H., 1988. Hydraulic Stream Ecology - Observed Patterns and Potential Applications. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 307-360.
- Statzner B. y Higler B., 1985. Questions and Comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1038-1044.

- Stepenuck K. F., Crunkilton R. L., Bozek M. A. y Wang L. Z., 2008. Comparison of macroinvertebrate-derived stream quality metrics between snag and riffle habitats. *Journal of the American Water Resources Association*, 44: 670-678.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. y Usseglio-Polatera P., 2000. *Invertébrés d'eau douce systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, Francia, 587 pp.
- Tavzes B., Urbanic G. y Toman M. J., 2006. Biological and hydromorphological integrity of the small urban stream. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31: 1062-1074.
- Thorntwaite C. W. , 1948. An approach toward a rational classification of climate . *Geographical Review* 38: 55-94.
- Tiemann J. S., Gillette D. P., Wildhaber M. L. y Edds D. R., 2004. Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a midwestern river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 705-717.
- Tiemann J. S., Gillette D. P., Wildhaber M. L. y Edds D. R., 2005. Effects of lowhead dams on the ephemeropterans, plecopterans, and trichopterans group in a North American river. *Journal of Freshwater Ecology*, 20: 519-525.
- Tockner K., Robinson C. T. y Uehlinger U., 2009. *Rivers of Europe*. Academic Press, London, UK, 700 pp.
- Townsend C. R., 1989. The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 36-50.
- Ugarte P., Barquín J., Revilla J.A., Álvarez C., Puente A., García A. y Juanes J. A., 2006. Tipificación de las masas de agua fluviales en la vertiente norte de Cantabria. In: C. d. I. d. C. C. Puertos (Editor), III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Agua, Biodiversidad e Ingeniería, Zaragoza, España, pp. 92.
- Underwood A. J., 1997. *Experiments in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra, 504 pp.
- Van Sickle J., 1997. Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 2: 370-388.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. y Cushing C. E., 1980. River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vannote R. L. y Sweeney B. W., 1980. Geographic Analysis of Thermal Equilibria - a Conceptual-Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities. *American Naturalist*, 115: 667-695.
- Verdonschot P. F. M., 2006. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia*, 566: 59-74.
- Verdonschot P. F. M. y Nijboer R. C., 2004. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516: 35-54.



- Vieira-Lanera R., 2000. Las larvas de los tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera), Universidad de Santiago de Compostela., Santiago de Compostela, España, 611 pp.
- Vinson M. R. y Hawkins C. P., 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales. *Annual Review of Entomology*, 43: 271-293.
- Volterra V., 1926. Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. *Nature*, 118: 558-560.
- Wallace J. B., Cuffney T. F., Webster J. R., Lugthart G. J., Chung K. y Goldowitz B. S., 1991. Export of Fine Organic Particles from Headwater Streams - Effects of Season, Extreme Discharges, and Invertebrate Manipulation. *Limnology and Oceanography*, 36: 670-682.
- Webb B. W. y Nobilis F., 1997. Long-term perspective on the nature of the air-water temperature relationship: A case study. *Hydrological Processes*, 11: 137-147.
- Wetmore S. H., Mackay R. J. y Newbury R. W., 1990. Characterization of the Hydraulic Habitat of *Brachycentrus Occidentalis*, a Filter-Feeding Caddisfly. *Journal of the North American Benthological Society*, 9: 157-169.
- Winterbourn M. J., Rounick J. S. y Cowie B., 1981. Are New-Zealand Stream Ecosystems Really Different. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 15: 321-328.
- Wright J. F. y Symes K. L., 1999. A nine-year study of the macroinvertebrate fauna of a chalk stream. *Hydrological Processes*, 13: 371-385.
- Younes-Baraille Y., Garcia X. F. y Gagneur J., 2005. Impact of the longitudinal and seasonal changes of the water quality on the benthic macroinvertebrate assemblages of the Andorran streams. *Comptes Rendus Biologies*, 328: 963-976.
- Zamora-Muñoz C., Sainz-Cantero C. E., Sánchez-Ortega A. y Alba-Tercedor J., 1995. Are Biological Indexes Bmpw' and Aspt' and Their Significance Regarding Water-Quality Seasonally Dependent - Factors Explaining Their Variations. *Water Research*, 29: 285-290.
- Zar J. H., 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood, New Jersey, USA, 718 pp.
- Zelinka M. y Marvan P. , 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389-407.