

Ensayo de una tipología de las cuencas mediterráneas del proyecto GUADALMED siguiendo las directrices de la directiva marco del agua.

Núria Bonada¹, Narcís Prat¹, Antoni Munné¹, Maria Rieradevall¹, Javier Alba-Tercedor², Maruxa Álvarez³, Juan Avilés⁴, Jesús Casas⁵, Pablo Jáimez-Cuéllar², Andrés Mellado⁶, Gabriel Moyà⁷, Isabel Pardo³, Santiago Robles⁴, Guillem Ramon⁷, M^a Luisa Suárez⁶, Manuel Toro⁴, M^a Rosario Vidal-Abarca⁶, Soledad Vivas⁵ y Carmen Zamora-Muñoz²

¹Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal, 645. 08028 Barcelona.

²Departamento de Biología Animal y Ecología. Universidad de Granada. Campus Universitario de Fuentenueva. 18071 Granada.

³Área de Ecología. Universidad de Vigo. Campus Lagoas-Marcosende. 36200 Vigo.

⁴CEDEX. División de Ecología de los Sistemas Acuáticos Continentales. Paseo Bajo Virgen del Puerto, 3. 28005 Madrid.

⁵Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Almería. Cañada de San Urbano, s/n. 04120 Almería.

⁶Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Murcia.

⁷Departament de Biologia. Universitat de les Illes Balears. Crta. Valldemosa, km. 7.5. 07071 Palma de Mallorca.

RESUMEN

Utilizando la propuesta de tipología de ríos de la Directiva Marco del Agua en su anexo 2 se realiza un ensayo tipológico de los puntos de muestreo del proyecto GUADALMED. Según el sistema A, se presentan 16 ecotipos, lo que se juzga poco adecuado para la gestión de los mismos y sin una base ecológica que lo justifique. De acuerdo con la selección previa hecha por los miembros del grupo GUADALMED para 5 de estos ecotipos no habría estaciones de referencia. Con algunas variables medidas en los puntos de muestreo y otras de tipo geológico e hidromorfológico, se realiza un ensayo tipológico usando el sistema B. El método implica un análisis de la correlación entre variables, un cluster de las estaciones utilizando el método K-means y un análisis discriminante de cuáles son las variables que distinguen estos grupos. El estudio da como resultado la caracterización de 6 ecotipos que sin embargo, a juicio de los miembros del proyecto GUADALMED, no recogen la variedad de tipos de ríos mediterráneos. Valorando cualitativamente parámetros no introducidos (por falta de datos) en el análisis K-means, se propone una tipología provisional en 9 grupos. Un análisis de las comunidades de macroinvertebrados (a nivel taxonómico de familia) revela un grado importante de coherencia entre las familias asociadas a cada tipo y sus preferencias ecológicas conocidas.

Palabras clave: Tipología, ecotipo, ecoregión, Sistema A, Sistema B, Directiva Marco del Agua

ABSTRACT

A preliminary analysis was conducted of the river types in the GUADALMED project using the river typology proposed in the Water Framework Directive (WFD) in its annex 2. Using System A, 16 different types were found, a number too high for water management purposes and such typology lacks a supportive ecological basis. For 5 of these 16 ecotypes, no reference stations exist. Reference stations were selected a priori in project GUADALMED for each of the 12 basins sampled. An ecotypological analysis was performed using System B of the WFD using several variables measured during the study, and other variables obtained from maps or data bases (e.g., geology). The method included the analysis of the calibration between variables, the clustering of stations by the K-means method and a discriminant analysis. The latter revealed which factors were distinctive of each group. Six ecotypes were established for the GUADALMED study sites. These, however, do not include all the mediterranean-type streams of the region. This is mainly due to the absence in the data base of some important features of streams in the data base such as temporality or the dependence of flow on the presence of karstic aquifers, attributes

which could not be measured. A preliminary typology of 9 ecotypes was finally proposed. An IndVal test applied to these 9 ecotypes showed that there are indicator families of each ecotype.

Keywords: Typology, ecotype, ecoregion, System A, System B, Water Frame Directive

GLOSARIO

Ecoregión: basada en la clasificación de la Directiva Marco del Agua, según la cual los puntos muestreados caerían dentro de la ecoregión ibero-macaronésica.

Ecotipo: clase dentro de una ecoregión.

INTRODUCCIÓN

El establecimiento de un método para la evaluación de la calidad ecológica para los ecosistemas de aguas continentales incluye la medida de un conjunto de atributos entre los que se destacan: la obtención de los datos físico-químicos y biológicos, la clasificación de las estaciones, la selección de las estaciones de referencia y los tests para la validación del método mediante comparación de nuevas localidades. La clasificación de las estaciones (conocida como tipología) es un paso importante y previo en todos los sistemas de evaluación (Resh *et al.*, 1995; Reynoldson *et al.*, 1997) y ha sido utilizada por los científicos y gestores durante años para conseguir una organización de la información del sistema (Naiman *et al.*, 1992). El desarrollo de métodos para las clasificaciones ha estado impulsado por una percepción generalizada de las similitudes y discontinuidades en las comunidades existentes entre tramos fluviales (Gerritsen *et al.*, 2000).

En 1961 Illies desarrolló una metodología basada en parámetros fisiográficos que se ha usado ampliamente en distintos países (Illies & Botosaneanu, 1963). A partir de este trabajo los términos rhithron y potamon fueron utilizados de forma habitual en ecología de ríos durante un tiempo, aunque su uso actual es mínimo. Margalef (1983) realiza una buena síntesis y crítica de estos sistemas de clasificación iniciales. La posible variación de los tipos de ríos en función de la escala temporal y espacial utilizada ha sido incorporada más recientemente

(Frissell *et al.*, 1986), y actualmente existen varias aproximaciones para la clasificación de los ríos, que se resumen en el uso de parámetros físicos, biológicos o ambos a la vez. En primer lugar están aquellas basadas en el uso de las ecoregiones preestablecidas (Omernik, 1995; Bailey, 1996) y también las que usan una clasificación jerárquica relacionando distintas escalas espaciales (Warren, 1979; Frissell *et al.*, 1986). Otras aproximaciones utilizan a los organismos y están basadas en una clasificación de los sistemas fluviales usando la presencia y la abundancia de las comunidades de organismos (Hawkins & Norris, 2000) e incluyendo parámetros físicos en el caso de los métodos conjuntos (Naiman *et al.*, 1992). En Gerritsen *et al.* (2000) estas aproximaciones se resumen en dos tipos: las *a priori*, basadas en un conocimiento previo de las clases (ecoregiones, cuencas,...) o las *a posteriori*, donde no existe tal conocimiento ya que se parte de la comunidad de invertebrados para la clasificación (Wright *et al.*, 1984; Moss *et al.*, 1987). Además, los autores incluyen una tercera aproximación basada en testar las clases establecidas con los parámetros físicos con las comunidades biológicas. La predicción de las comunidades que se esperan en los puntos de muestreo y su comparación con los presentes en el momento de tomar las muestras es un método que se está desarrollando ampliamente en los últimos años (RIVPACS (Wright *et al.*, 1993), BEAST (Reynoldson *et al.*, 1995) o AusRivAS (Simpson *et al.*, 1997), aunque su mayor limitación es que se requiere un elevado número de

estaciones de referencia para la clasificación (Resh *et al.*, 1995; Reynoldson *et al.*, 1997).

El método *a priori* más utilizado actualmente para la clasificación de ríos es el uso de las ecoregiones (Omernik, 1995; Bailey, 1996), provincias biogeográficas (Hocutt & Wiley, 1986) o una combinación de ambas (Abell *et al.*, 2000). Aunque las ecoregiones están diseñadas con parámetros relativos a sistemas terrestres (vegetación, suelos, clima...) y se refieren a áreas grandes y limitadas, la relación de éstos con los acuáticos puede ser relevante, pues es necesario testar la concordancia de aquellas con las comunidades biológicas (Hynes, 1975). Para ello, varios son los estudios donde se comparan las ecoregiones con las distribuciones de peces, macroinvertebrados y algas (Pan *et al.*, 2000). La mayoría de estos estudios muestran una poca correlación (Hawkins *et al.*, 2000), hecho que podría ser atribuible a una gran variación dentro de la ecoregión (Resh *et al.*, 1995; Hawkins & Vinson, 2000; McCormick *et al.*, 2000) y a la evidencia generalizada de que las comunidades pueden estar más controladas por factores locales que regionales (Hawkins & Norris, 2000; Naiman *et al.*, 2000; Sandin & Johnson, 2000). Es por ello que algunos autores (Gerritsen *et al.*, 2000; Hawkins *et al.*, 2000) sugieren el establecimiento de subclases más pequeñas dentro de cada ecoregión delimitadas por factores locales, que incluyan toda la variabilidad de la ecoregión. El establecimiento de estas subclases, llamadas también ecotipos, implicaría la necesidad de establecer un mayor número de estaciones de referencia con el consiguiente aumento del coste económico si se usan en la gestión y la conservación de los sistema acuáticos. En cualquier caso, los criterios utilizados en la clasificación deben ser aquellos no influenciados o mínimamente por la actividad humanas, y que mejor ayuden a discriminar las clases (Munné & Prat, 1999; 2000; Gerritsen *et al.*, 2000).

La clasificación de los ecosistemas acuáticos es una parte importante y un paso previo en los estudios de seguimiento y evaluación del estado ecológico encaminados a la gestión de los ecosistemas que precisen del establecimiento de

condiciones de referencia (Barbour *et al.*, 1996; Hawkins *et al.*, 2000; Van Sickle & Hughes, 2000). Ello es debido a que las propiedades biológicas que se esperarían en los ríos sin la presencia de la alteración humana varían en función del tipo de río (Hawkins & Norris, 2000; Oswood *et al.*, 2000). Además, la clasificación es de gran utilidad en los Protocolos de Evaluación Rápida de la Calidad Ecológica (aquí referidos como PRECE, y más conocidos por sus siglas en inglés, RBP) (Resh *et al.*, 1995; Norris, 1995) ya que así se obtiene una reducción de la variabilidad natural de los datos biológicos por clases, con lo que la determinación del estado ecológico puede ser más precisa y fiable (Gerritsen *et al.*, 2000). Una vez tipificadas las estaciones, y establecidas las condiciones de referencia para cada ecotipo, se podrían detectar la respuestas de las comunidades a las perturbaciones en una estación, mediante comparación con los puntos de referencia de ese ecotipo (Feminella, 2000). Esta clasificación de las localidades permitiría además, una reducción del error debido a la extrapolación, tal y como se ha sugerido para las ecoregiones (Warry & Hanau, 1993).

Debido a que las comunidades de macroinvertebrados y otros organismos pueden variar de manera natural en función de las características geomorfológicas del punto a estudiar, la Directiva Marco del Agua, en su Anexo 2, incide en que para una determinación precisa del estado ecológico se debe realizar una tipificación de las estaciones de muestreo utilizando parámetros geomorfológicos (D.O.C.E., 2000). Con esta tipificación, se obtendrían los ecotipos (en el sentido de Gerritsen *et al.*, 2000; Hawkins *et al.*, 2000) dentro de las distintas regiones limnológicas identificadas en la DMA y que son las propuestas por Illies (1978) en su Limnofauna Europea. Estos ecotipos deberían ser homogéneos en cuanto a características ambientales y biológicas. La DMA propone 2 métodos para la clasificación de los puntos de muestreos, basados en parámetros físicos y geomorfológicos. Uno, el Sistema A, se basa en tres atributos: la altitud, el tamaño de la cuenca y la geología, mientras que el Sistema B

permite la inclusión de más atributos, algunos de ellos relacionados con las características propias del río y la cuenca. Una vez establecida esta clasificación de todas las estaciones, se establecerán condiciones de referencia así como comunidades tipo para cada grupo.

En España existe una gran tradición en los estudios de tipología de ecosistemas acuáticos

Tabla 1. Criterios especificados en la DMA para la tipología de ríos mediante el Sistema A y B. *Criteria in the Water Framework Directive (WFD) for the establishment of a river typology according to Systems A and B.*

Descriptorios SISTEMA A	
Factores obligatorios	Altitud alto: >800 m altura media: 200-800 m tierras bajas: <200 m
	Tamaño cuenca pequeña: 10-100 km ² mediana: >100-1000 km ² grande: >1000-10 000 km ² muy grande: >10 000 km ²
	Geología calcáreo silíceo orgánico
Descriptorios SISTEMA B	
Factores obligatorios	altitud
	latitud
	longitud
	geología
	tamaño
Factores optativos	distancia desde el nacimiento del río
	energía de flujo
	anchura media del agua
	profundidad media del agua
	pendiente media del agua
	forma y configuración del cauce
	categoría de caudal
	forma del valle
	transporte de sólidos
	capacidad de neutralización de ácidos
	composición media del sustrato
	cloruros
	oscilación de la temperatura del aire
	temperatura media del aire
precipitaciones	

que está sintetizada en Margalef (1983), aunque en ríos no existen tantos estudios como en otros ecosistemas. Una propuesta de sectorización ecológica para las cuencas fluviales fue elaborada por Vidal-Abarca *et al.* (1990) para la cuenca del Segura, utilizando parámetros ambientales relativos al clima, morfometría fluvial, hidrología; sustratos geológicos y usos de suelo. Pero el primer ensayo de tipología en el sentido de la DMA, usando el Sistema B, se realizó en 1999 por Munné & Prat. Nuestro trabajo se basa en gran medida en éste último. Por otra parte, Marchamalo & García de Jalón (2000) hicieron un ensayo del Sistema A de la DMA para la Península Ibérica, incluyendo más categorías geológicas (materiales detríticos y inconsistentes) que lo que indica la DMA, obteniendo un total de 35 ecotipos.

Las estaciones muestreadas en el proyecto GUADALMED están englobadas en una única región biogeográfica, la ibero-macaronésica, establecida en Illies (1978), y por tanto el establecimiento de ecotipos se va a realizar dentro de la misma. Así pues, en este trabajo se realiza un primer intento de tipificación de las localidades muestreadas con el Sistema A y B, conocer cómo se distribuyen las estaciones de referencia, determinadas *a priori* por los expertos, dentro de cada tipo y determinar cuál es la comunidad tipo de cada grupo de estaciones. Se trata de un estudio previo que se pretende ampliar en la segunda fase del Proyecto incluyendo más estaciones de referencia para permitir el desarrollo de un método predictivo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los factores que deben ser utilizados para la tipificación de los ríos, tal y como marca la DMA (Tabla 1), fueron calculados para las 156 estaciones de muestreo incluidas en el proyecto GUADALMED (la descripción detallada de las estaciones se puede encontrar en Toro *et al.*, este volumen) para cada uno de los dos sistemas que propone la DMA, el A y el B. Para el Sistema A, la altitud se obtuvo mediante los

Tabla 2. Criterios seleccionados para la tipología de los ríos Mediterráneos muestreados en el proyecto GUADALMED según el Sistema B de la DMA. *Criteria from the System B in the WFD selected to establish a river typology for the Mediterranean rivers sampled in the GUADALMED project.*

OBLIGATORIOS

Geología. % de roca silícica, calcárea y margas/sedimentarias en cada subcuenca y cuenca del punto de muestreo.

Tamaño. Área de la cuenca drenada.

Altitud. Valores de la base de datos obtenidos de un mapa 1:50000.

Latitud y Longitud. Se calcularon con las UTM.

OPTATIVOS

Distancia del nacimiento al río. Órdenes de los ríos a escala 1:250.000.

Anchura media. Rangos: 1m / 1-10m / 10-100m

Forma del cauce. Valor del QBR del reverso de la hoja de campo.

Caudal. Media de los caudales medidos. Rangos: <1 l/s / 1-10 l/s / 100-1000l/s / >1000 l/s.

Composición del sustrato. Puntuación de cada tipo de sustrato de la primera versión del IH: 1 si es >10% y 0 si es menor o igual.

mapas topográficos de cada cuenca; la geología se calculó estimando el % aproximado de rocas calcáreas, silíceas y sustrato orgánico, utilizando mapas geológicos a escala 1:50.000 y el tamaño de la cuenca drenada se calculó mediante estimación de su superficie utilizando el método de comparación de pesadas. Para la altitud y el tamaño de la cuenca y para cada estación, se aplicaron los rangos propuestos en la DMA. Las estaciones se subdividieron en dos grupos, las de referencia seleccionadas *a priori* por los expertos y las que no se seleccionaron como de referencia.

A los factores usados en el Sistema A que son obligatorios en el B (Tabla 1) se les añadió el % de margas y roca sedimentaria en la geología, debido a su importancia en algunas cuencas del sureste peninsular (Hurtado *et al.*, 2001). Los demás factores obligatorios del Sistema B, la latitud y la longitud, fueron extrapolados utilizando las UTM de cada punto de muestreo. Como factores optativos del Sistema B se escogieron los mostrados en la Tabla 2 que eran los que se pudieron calcular con los datos que poseíamos. La distancia del nacimiento al río se calculó mediante el orden del río a escala 1:250000; para la anchura y el caudal medios se establecieron unos rangos de acuerdo con los valores medidos en las campañas de muestreo (Tabla 2); y la forma del cauce fue calculada mediante el valor

obtenido en el reverso de la hoja del QBR que indica la pendiente de ambos márgenes del punto estudiado (Munné *et al.*, 1998, 2003) (ver artículo de Suárez *et al.*, este volumen). Otros parámetros optativos propuestos en la DMA (Tabla 1) no pudieron ser utilizados.

Para realizar una tipificación mediante el Sistema B, primero se midieron las correlaciones entre las variables utilizadas, para descartar o simplificar aquellas que estuvieran más correlacionadas. La medida de correlación utilizada fue la rho de Spearman debido a que utilizamos parámetros cuantitativos y cualitativos, conjuntamente. A continuación, se clasificaron las localidades mediante estos parámetros geomorfológicos y físicos (previamente estandarizados), mediante una agrupación clúster. Debido a que no se conoce el número óptimo de ecotipos, se realizó una agrupación no-jerárquica con el método K-means. Este método, establece agrupaciones de localidades mediante las variables entradas, en función del número de clases o grupos que se especifican y maximizando las diferencias entre grupos. Así, realizamos este análisis con 6, 7, 8 y 9 grupos. Una vez clasificadas las estaciones en estos grupos, se aplicó un análisis discriminante paso a paso con el método Lambda de Wilks. Este análisis permite conocer las variables de más a menos significativas para discriminar las diferencias entre los

grupos establecidos por el K-means. El estadístico Lambda de Wilks toma valores entre 0 y 1, donde 0 indica que los grupos que se están comparando son distintos mientras que 1 indica lo contrario. Así, el análisis localiza aquellas variables que paso a paso, y junto con las variables que hayan sido ya seleccionadas, minimicen la Lambda de Wilks global. No obstante, que una variable sea seleccionada, es decir que tenga un valor de Lambda de Wilks mínimo, no significa que sea considerada como discriminante, ya que hay que compararla con el estadístico F que indica la variación de Lambda de Wilks que se produciría si se seleccionara. Así, un valor de F grande indica que la variable tiene mucho peso en el Lambda de Wilks y por tanto es correcto el seleccionarla. Para establecer un criterio en esta selección de variables discriminantes, se fija el valor crítico de F de entrada de 3.84, lo que indica que las variables que tomen un valor de $F > 3.84$ serán discriminantes, y las que presenten un $F < 3.84$ no a pesar de tener un Lambda de Wilks pequeño.

Después de conocer las variables más significativas para diferenciar los grupos, se seleccionó la agrupación que mostraba una mejor clasificación de las estaciones, desde el punto de vista ecológico, y continuidad espacial. Con ello, se obtuvo una tipología donde cada estación se relacionaba con uno de los ecotipos. Para cada ecotipo, se analizaron las características de las estaciones de referencia previamente seleccionadas. Los resultados se muestran en Bonada *et al.* (este volumen). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el SPSS vs.9.0.1. La tipología resultante fue estudiada por parte del grupo GUADALMED, y de acuerdo con la experiencia de los diferentes equipos de trabajo se propusieron modificaciones que no podían ser contempladas por el análisis por falta de datos. Se empleó así otra aproximación sugerida en la DMA (panel de expertos) cuando no existan suficientes datos para realizar una tipología definitiva.

Una vez obtenida la tipología con el Sistema B reformada con la opinión de los expertos, para cada ecotipo se analizó la comunidad tipo utilizando los datos correspondientes a todas las cam-

pañas del proyecto GUADALMED. Ello se realizó aplicando el programa estadístico IndVal (Dufrêne & Legendre, 1997) que trata de buscar “especies indicadoras” (familias en nuestro caso) de cada grupo de estaciones preestablecido.

RESULTADOS

Tipología mediante el Sistema A

De los 32 grupos posibles que pueden resultar de una tipificación mediante el Sistema A, nuestros datos indicaron la existencia de 16 ecotipos, ya que sólo se detectó la presencia de dos tipos de síntesis (la categoría de síntesis “orgánicos” no se presenta en nuestros ríos). En el Anexo 1 se muestran las localidades distribuidas por los ecotipos resultantes. Tal y como se observa algunos de ellos están formados por tan sólo 1 estación (“Alto, Mediano, Silíceo” y “Altura media, Muy grande, Calcáreo”), hecho que puede dificultar el establecimiento de condiciones de referencia dentro de ese ecotipo. Algunos ecotipos son imposibles en las cuencas mediterráneas, sobretudo los referidos a la geología orgánica (presencia de turba) o a aquellas situaciones que difícilmente podrían existir dadas las características de la zona, como “Altos, Muy grandes, silíceos o calcáreos”.

En el Anexo 1, también se puede observar la distribución de las localidades en los distintos ecotipos en función de si fueron seleccionadas de referencia o no por los expertos. Se observa que solamente 11 ecotipos de los 16 establecidos, poseerían estaciones de referencia seleccionadas según los expertos. Los restantes, corresponden o bien a ecotipos que con pocas estaciones totales (como el ecotipo, “Alto, Medio, Silíceo”) y / o a ríos medianos o grandes, donde fue difícil establecer estaciones de referencia debido a la elevada alteración de estas zonas.

Tipología mediante el Sistema B

Para evitar que localidades altamente correlacionadas expresaran cierta redundancia y por lo tanto, tuvieran demasiado peso al discriminar los ecotipos, se calcularon las correlaciones de

Spearman entre todos los factores (Tabla 3). El resultado fue que, a pesar de que salieron muchas correlaciones significativas, tan sólo algunas de las relacionadas con la geología presentaban coeficientes de correlación elevados ($|r|>0.8$), especialmente al comparar la subcuenca con la cuenca. Debido a ello, se eliminaron las variables geológicas de subcuenca, debido a que, de manera general, se entiende que es toda la cuenca la que afecta a un punto de muestreo y no tan sólo la subcuenca. Además, se observa que también existe una elevada correlación negativa entre la cuenca silíceo y la calcárea. Todo ello fue debido al uso de porcentajes entre las distintas categorías del factor geológico (silíceo vs. calcáreo vs. sedimentario).

Debido a que geología de cuenca estaba representada por 3 variables, y para evitar que hubiera un mayor peso de la geología respecto a las demás variables, se unificó el valor de la variable geología mediante un Análisis de Componentes Principales (Ter Braak, 1988) siguiendo la metodología de Munné & Prat (1999, 2000). El resultado de este análisis mostró que las 3 categorías geológicas de cuenca se podían simplificar en dos, correspondientes a los ejes X e Y del análisis (Fig. 1). El primer eje (que explica un 68.8% de la variabilidad de los datos) indicaría un eje silíceo-calcáreo (simplificando así estas dos variables altamente correlacionadas en una sola), mientras que el segundo (31.2% de la variabilidad) sería sedimentario-sedimentario. Los valores de las proyecciones de las estaciones sobre el eje X e Y fueron estandarizados y utilizados como nuevas variables: X_PCA relacionado con la geología más o menos silíceo de la cuenca y el Y_PCA indicando su carácter más o menos sedimentario.

Utilizando los valores del análisis del PCA para las variables geológicas y todas las demás variables, se aplicó el método K-means para la obtención de grupos de estaciones. Los grupos se preestablecieron en 6, 7, 8 y 9 clases. Posteriormente a los análisis discriminantes, el grupo 6 pareció ser el ecológicamente y espacialmente más razonable en las estaciones muestreadas, ya que a partir de 6 grupos los puntos de cada ecoti-

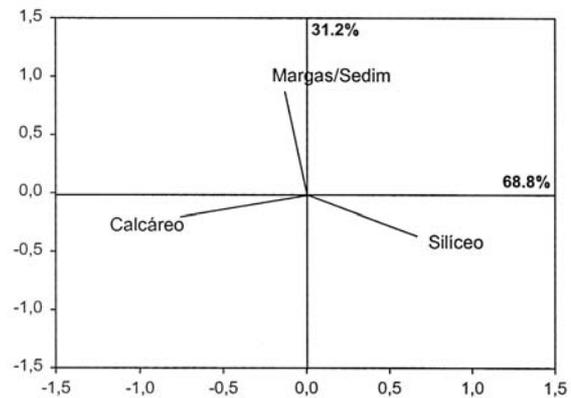


Figura 1. PCA con la geología de la cuenca de todas las estaciones, expresada en %. El primer eje proporciona un 68.8% de la variabilidad total de los datos, mientras que el segundo un 31.2%. *PCA of basin geology (in %) for all sampling stations. The first axis of the PCA explains 68.8% of total data variability, while the second axis can explain 31.2%.*

po tenían una distribución muy irregular o bien se discriminaba mucho para unos ecotipos y muy poco para otros (pocas estaciones por ecotipo).

Para conocer el significado ecológico de cada grupo, y para con ello caracterizar los ecotipos definitivos, se aplicó el análisis discriminante paso a paso (método Lambda de Wilks), mediante el que se seleccionaron las variables que mejor ayudaban a discriminar los distintos grupos. Así, según muestra la Tabla 4, las variables con valor de Lambda de Wilks pequeño y $F>3.84$ son: El ancho del cauce, los factores relacionados con la geología, el orden del río, la forma del cauce, el caudal, la temperatura en primavera y la altitud. Por su parte, la latitud no aparece como significativa para diferenciar los tipos (tiene un Lambda de Wilks pequeño pero una $F<3.84$), ya que las características ambientales de una estación, pueden repetirse en otras lejanas a ella; por ejemplo las características que hallamos en los ríos que fluyen a través del Montseny en el NE de España (cuenca del Besós) son parecidas a las que fluyen en las cabeceras de los ríos de Sierra Nevada en el SE (como el Adra o el Guadalfeo). El área de la cuenca y el sustrato parecen ser también menos relevantes para discriminar los tipos según este análisis.

Tabla 4. Valores de Lambda de Wilks y F para cada variable y cada paso. En sombreado se muestran las variables seleccionadas y significativas en cada paso, que son las que discriminan mejor los 6 grupos resultantes del K-means. *Wilks' Lambda and F values for each variable and step. In bold are selected variables which are significant in each step. These variables are those better discriminating the 6 groups resulting from the K-means analysis.*

	Variables seleccionadas	F que introducir	Lambda deWilks		Variables seleccionadas	F que introducir	Lambda deWilks	
Paso 0	ANCHO	2521.9	0.012		ALTITUD	12.16	0	
	X-PCA	261.9	0.103		CAUDAL	9.6	0	
	Y-PCA	84.9	0.261		SUSTRATO	2.4	0	
	AREA	35.8	0.456		LATITUD	1.8	0	
	ORDEN	23.75	0.558		AREA	1.4	0	
	TEMPERATURA	23.8	0.558					
	FORMA	17.9	0.626		Paso 4	FORMA	12.5	0
	LATITUD	17.9	0.627		TEMPERATURA	10.8	0	
	CAUDAL	16.3	0.648		CAUDAL	8.2	0	
	ALTITUD	14.3	0.677		ALTITUD	6.3	0	
	SUSTRATO	8.4	0.78		LATITUD	3.3	0	
				SUSTRATO	2.8	0		
				AREA	0.7	0		
Paso 1	X-PCA	248.3	0.001					
	Y-PCA	85.4	0.003		Paso 5	CAUDAL	6.9	0
	TEMPERATURA	24.9	0.006		TEMPERATURA	6.6	0	
	LATITUD	17.5	0.007		ALTITUD	5	0	
	FORMA	18.6	0.007		SUSTRATO	2.8	0	
	ALTITUD	18.8	0.007		LATITUD	1.9	0	
	ORDEN	23.5	0.007		AREA	0.6	0	
	CAUDAL	14.5	0.008					
	SUSTRATO	8.2	0.009		Paso 6	TEMPERATURA	7.8	0
AREA	1.3	0.011		ALTITUD	4.6	0		
				SUSTRATO	3.2	0		
				LATITUD	2.3	0		
				AREA	0.9	0		
Paso 2	Y-PCA	85.4	0					
	TEMPERATURA	23.5	0.001		Paso 7	ALTITUD	4.7	0
	ORDEN	23.4	0.001		SUSTRATO	3.4	0	
	ALTITUD	18.9	0.001		LATITUD	2.3	0	
	FORMA	15.6	0.001		AREA	0.9	0	
	CAUDAL	12.9	0.001					
	SUSTRATO	6.9	0.001		Paso 8	SUSTRATO	3.8	0
	LATITUD	2.7	0.001		LATITUD	2.4	0	
AREA	1.3	0.001		AREA	1.5	0		
Paso 3	ORDEN	22.6	0					
	FORMA	17.3	0					
	TEMPERATURA	13.5	0					

En la figura 2 se muestran unos diagramas de cajas para que, una vez conocidas las variables que mejor discriminan los 6 ecotipos, ayudar a establecer el significado de cada una de ellos. Así se observa que la variable “anchura media” discrimina muy bien el ecotipo 5 del resto, que a la vez también está asociado a un elevado caudal y a una cuenca muy poco silíceo. En la figura 2b y 2c observamos que la geología permite diferenciar bien los ecotipos 2, 3 y 6 del resto, de manera que los dos primeros están formados por

estaciones con cuenca silíceo mientras que el 6 tienen una cuenca de tipo sedimentario. Mientras, en los demás ecotipos domina el sustrato calcáreo. Por su parte el factor indicativo de la distancia del nacimiento al río (orden) (Fig. 2d) es altamente variable en todos los ecotipos, pero el ecotipo 3 y especialmente el 5 poseen un orden mayor. La temperatura del agua (Fig. 2g) es importante para separar las estaciones del ecotipo 6 del resto, que además parece ser que posee una altitud muy baja al contrario de los ecotipos

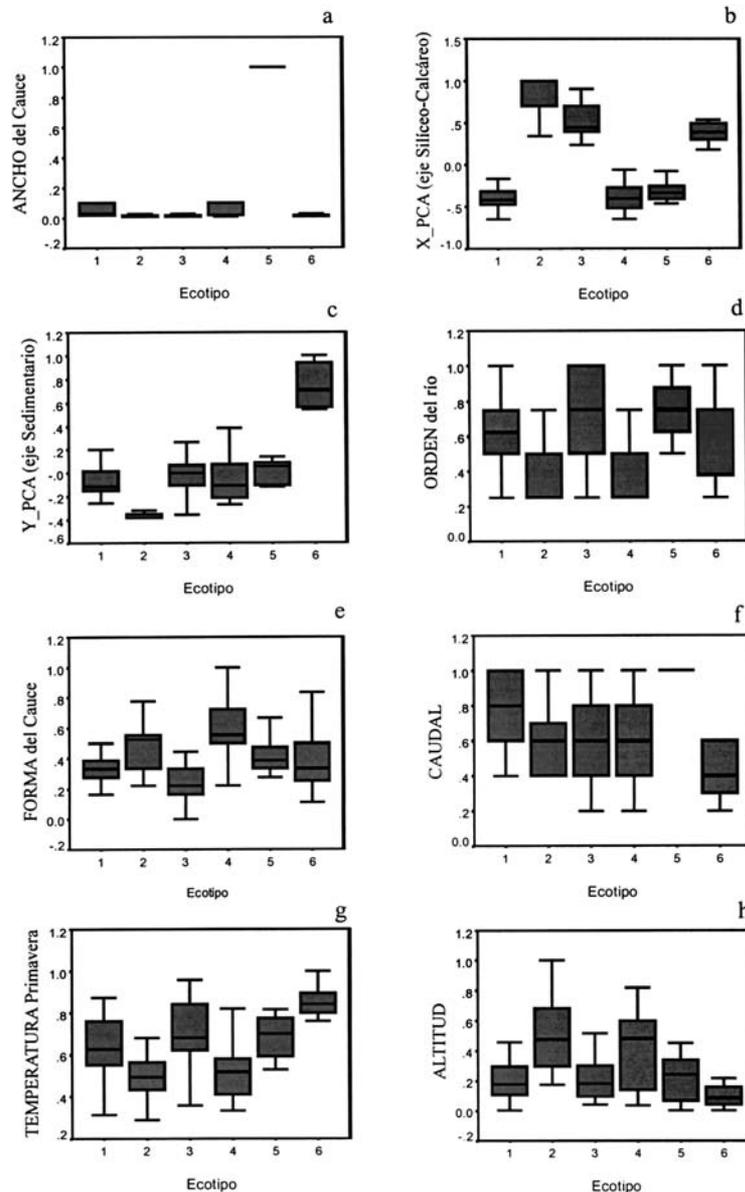


Figura 2. Diagrama de cajas para cada variable discriminante según los ecotipos hallados en el Sistema B. *Box Plots for each discriminant variable according to the ecotypes in System B.*

2 y 4. Por otra parte, el factor “forma” (Fig. 2e) presenta valores elevados en las cabeceras calcáreas y silíceas, tal y como era de esperar pues estas zonas poseen márgenes laterales con relativa pendiente, propios de ríos de montaña. Así pues, los 6 ecotipos tendrían el significado ecológico que se resume en la Tabla 5. Esta caracterización de cada ecotipo de manera simplificada

está basada en las cuatro variables más significativas para discriminar los grupos (ancho, X_PCA, Y_PCA y orden del río).

En el Anexo 2 se muestra un listado de las estaciones distribuidas por ecotipos en función de los resultados del K-means. Además, se indican, para cada tipo, las estaciones seleccionadas como de referencia. Tal y como se observa, encontramos

Tabla 5. Ecotipos resultantes para el Sistema B, clasificados según el tamaño del río, la geología dominante en la cuenca y la posición en el eje del río o afluente. La columna código, resume el significado de cada ecotipo e indica la nomenclatura utilizada para su representación en los anexos. *Ecotypes obtained for System B, classified according to river size, basin dominant geology and position in the river or tributary. The code field summarizes the meaning of each ecotype and indicates the names used in annexes.*

	TAMAÑO del río	GEOLOGÍA cuenca	POSICIÓN	Código
ECOTIPO 1	Mediano	Calcáreo	Medio-Bajo	Cal/MB
ECOTIPO 2	Pequeño	Silíceo	Cabecera	Sil/Cab
ECOTIPO 3	Mediano	Silíceo	Medio-Bajo	Sil/MB
ECOTIPO 4	Pequeño	Calcáreo	Cabecera	Cal/Cab
ECOTIPO 5	Grande	Calcáreo/Sedimentario	Bajo	Cal/GB
ECOTIPO 6	Ramblas	Sedimentario		Ramblas

estaciones de referencia según los expertos en cada ecotipo, hecho que indicaría la posibilidad de establecer el buen estado ecológico o el potencial ecológico máximo, para cada ecotipo, y con ello fijar los rangos de calidad.

Utilizando las coordenadas UTM y los mapas de las cuencas muestreadas se construyó la figura 3, donde se localizaron las estaciones separadas por ecotipos. Ello permite ver, de una manera clara, la distribución de los ecotipos a lo largo del mediterráneo. Así, observamos que los tramos medios-bajos de ríos grandes se hallan a lo largo del eje del Júcar y de sus afluentes más importantes. Las Ramblas están confinadas a las cuencas del Segura, Aguas y Almanzora, mayoritariamente, zonas altamente dominadas por margas y sustrato sedimentario. En cambio las cabeceras silíceas y los tramos medios-bajos de ríos medianos de cuencas silíceas son los que fluyen de Sierra Nevada y Montseny. En general, se observa que el ecotipo más ampliamente distribuido es el relacionado con una geología calcárea, típica del levante peninsular. Así, encontramos cuencas exclusivamente calcáreas (Llobregat, Millars, Turia, Pollença y Sóller) donde todas las localidades se agrupan en los 2 ecotipos calcáreos.

A pesar de que a nivel general los ecotipos obtenidos resultaron ser bastante coherentes con la opinión que tenían los expertos de cada uno de los puntos, algunas estaciones fueron mal clasificadas. Este fue el caso, por ejemplo, de todo el eje del Júcar que según el análisis pertenecía a el ecotipo “Ríos Grandes”, con lo cual el río no tendría “tramos medios-bajos”, o al Aguas cuyas

estaciones fueron clasificadas en el ecotipo “Ramblas” debido a su elevada composición en materiales de tipo sedimentario y sin embargo algunas de sus partes tienen caudal permanente, lo cual no es propio de las ramblas. Además de esto, en algunas estaciones presentaban características (como por ejemplo la temporalidad, el estar situadas en la llanura aluvial o el ser alimentadas por fuentes en zonas carstificadas) que no quedaron recogidas en los diferentes ecotipos al no haber considerado estos factores, pero que podían tener implicaciones en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados. Los seis ecotipos establecidos por el análisis eran, a juicio de la opinión de los integrantes del proyecto GUADALMED, insuficientes para describir los “ecotipos” que parecían deducirse la información adyacente en los estudios de comunidades.

Después de intensas discusiones por parte del grupo y de la imposibilidad de realizar de nuevo el análisis estadístico (pues no se disponía de datos de temporalidad o de caudales relacionados con las fuentes) se propuso establecer una tipología mixta que a la vez reflejara los resultados del análisis con el cluster K-means y la percepción (experiencia) de los integrantes del grupo. Con ello, se utilizaba la misma metodología (“expert panelling”) que se usa en algunos aspectos de la gestión de aguas cuando la información previa es insuficiente o insatisfactoria y que se prevé también en la DMA. Esta tipología deberá considerarse como una tipología previa a la definitiva que se reali-

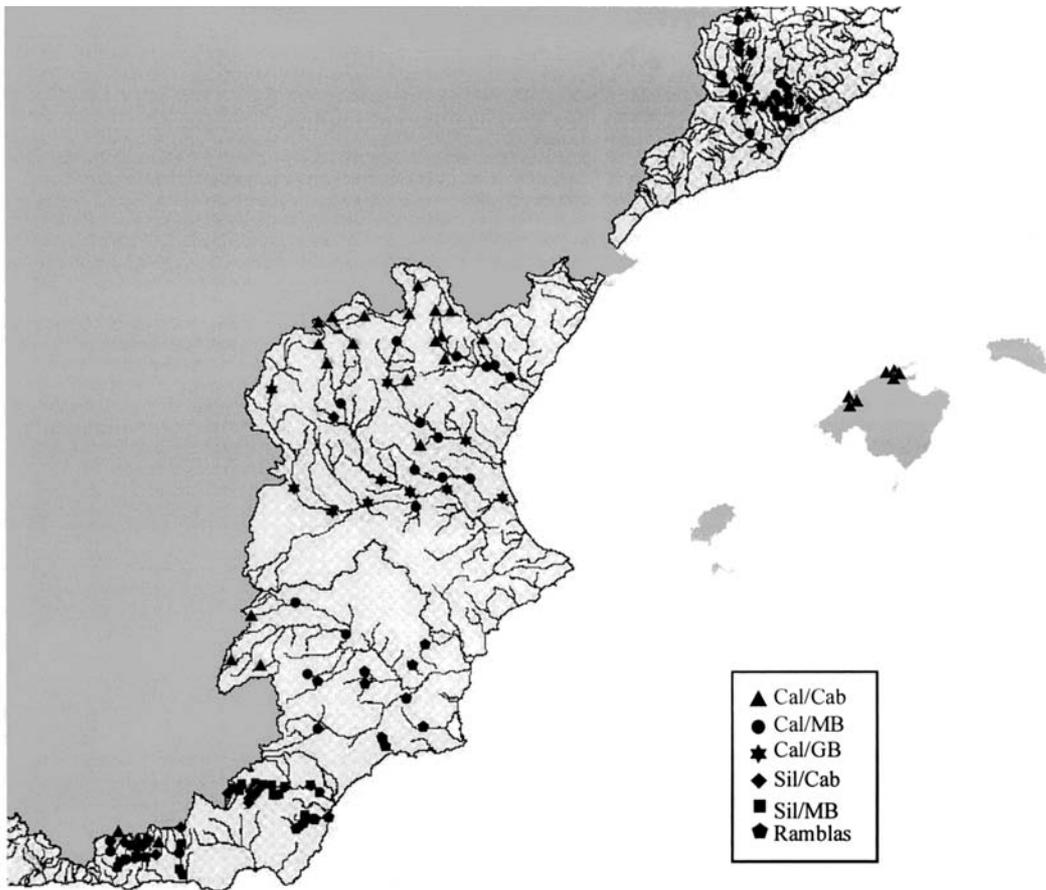


Figura 3. Localización en el espacio de los distintos ecotipos resultantes del Sistema B. *Distribution in physical space of the obtained ecotypes according to System B.*

zará en el marco de la segunda fase del proyecto GUADALMED.

Con este enfoque, se establecieron tres nuevos ecotipos, que si bien no estaban fundamentados con los resultados estadísticos, englobarían estaciones con características hidrológicas y biológicas peculiares y diferentes a las de los demás tipos. Así, se establecieron los ecotipos “Temporales” y “Karst”, que pretendían diferenciar las estaciones que se secaban de forma habitual en algún momento del año (por lo menos 3 meses) y las que estaban alimentadas por fuentes en caudal continuo de zonas carstificadas (“karsts”). Además, se añadió el ecotipo “Llanura Aluvial”, para englobar aquellas estaciones correspondientes a los tramos más bajos del río Júcar, de características geomorfológicas muy distintas a las de los tramos bajos de las demás cuencas y a las zonas medias y bajas

del propio Júcar. A estos nuevos ecotipos establecidos por los componentes del proyecto actuando como expertos, se les asignaron las estaciones correspondientes, que se muestran en el Anexo 3.

Para cada uno de los nueve ecotipos delimitados se determinó la comunidad más característica mediante la aplicación del programa IndVal al 0.05 de error. Los resultados de este análisis se muestran en la Tabla 6. Tal y como se observa, taxones muy comunes, como pueden ser los quironómidos, no aparecen significativos de ningún ecotipo, puesto que se pueden hallar en cualquiera. No obstante, otros, parecen ser exclusivos de algún grupo de estaciones. Así lo son para las cabeceras silíceas, los blefarocéridos, braquicéntridos, heptagénidos y la mayoría de los plecópteros y tricópteros típicos de aguas frías, entre otros, mientras que para el

Tabla 6. Resultados del IndVal para todas las campañas de muestreo. Se representan las familias más significativamente presentes en cada ecotipo, al $p = 0.05$, juntamente con su valor indicador (IV) ordenado. *IndVal results for all sampling occasions. Families with most significant presence in each ecotype at $p = 0.05$ and their indicator value (IV) are presented.*

Calc/Cab	IV	Cal/MB	IV	Cal/GB	IV	Sil/Cab	IV
Elmidae	58.8	Physidae	61.7	Heptageniidae	71	Limoniidae	70.5
Limnephilidae	58.2	Hydropsychidae	56.7	Atyidae	69.7	Rhyacophilidae	67.1
Gerridae	56	Baetidae	54.7	Empididae	62.5	Ephemerellidae	64.7
Nemouridae	50.1	Ostracoda	54.5	Potamanthidae	60.5	Nemouridae	64.4
Leuctridae	48.6	Caenidae	54.4	Hydracarina	60.2	Perlidae	60.8
Stratiomyidae	48	Hydracarina	48.4	Caenidae	60.1	Heptageniidae	57.1
Perlidae	47.6	Hydroptilidae	46.4	Hydropsychidae	59.7	Limnephilidae	56.4
Heptageniidae	45.6	Gerridae	44	Gammaridae	55.1	Dytiscidae	55.6
Ephemerellidae	45.5	Corixidae	43.9	Dugesidae	50.3	Simuliidae	55.3
Helodidae	43.4	Hydrobiidae	41.1	Polymitarcidae	48	Tabanidae	54.9
Gomphidae	42.3	Ancyliidae	40.9	Sphaeriidae	42.8	Elmidae	51.6
Psychodidae	42.3	Erpobdellidae	39.9	Calopterygidae	40.7	Tipulidae	50.9
Hydrobiidae	42.2	Hydrometridae	35.5	Oligoneuriidae	35.5	Dixidae	50.2
Haliplidae	42	Dugesidae	30.4	Neritidae	34.2	Sericostomatidae	49.3
Empididae	41.2	Gomphidae	28.3	Prosopistomatidae	25	Brachycentridae	48.8
Sphaeriidae	40.6	Athericidae	23.4			Empididae	48.7
Ephemeridae	39.2	Platycnemididae	20.2			Perlodidae	46.8
Sericostomatidae	38.6	Astacidae	13.7			Glossiphoniidae	45.6
Calopterygidae	37.2					Leuctridae	44.7
Leptophlebiidae	35.2					Cordulegasteridae	42.2
Cordulegasteridae	34.5					Polycentropodidae	41.4
Perlodidae	34.4					Dryopidae	37.6
Gyrinidae	33.9					Philopotamidae	35.7
Aeshnidae	31.9					Planariidae	35.4
Sialidae	30.3					Capniidae	35.1
Lepidostomatidae	27.9					Blephariceridae	31.2
Bythinellidae	27.4					Chloroperlidae	26.7
Athericidae	25					Lepidostomatidae	25.6
Taeniopterygidae	19.2					Helophoridae	21.4
Lestidae	16					Osmylidae	12.5
Valvatidae	13.1						
Capniidae	12.7						
Siphonuridae	10.5						
Viviparidae	10.5						

Sil/MB	IV	Karst	IV	Ramblas	IV	Temporal	IV
Lymnaeidae	47.9	Polycentropodidae	72.5	Hydrophilidae	76.5	Ostracoda	58.6
Culicidae	33.2	Hydraenidae	66.1	Coenagrionidae	68.7	Dytiscidae	52
Oligoneuriidae	14	Elmidae	63.2	Corixidae	67.5	Stratiomyidae	51
		Ceratopogonidae	63.1	Naucoridae	63.3	Hydraenidae	46.5
		Caenidae	62.7	Notonectidae	62.6	Limnephilidae	45.3
		Stratiomyidae	60.5	Libellulidae	62	Anthomyidae	37.3
		Tabanidae	60.5	Aeshnidae	60.8	Dolichopodidae	27.2
		Hydroptilidae	58.6	Dytiscidae	58.5	Asellidae	22.4
		Ostracoda	57.7	Hydraenidae	56.7	Hygrobiidae	17.2
		Dixidae	55	Ceratopogonidae	55.2		
		Rhyacophilidae	53.1	Pleidae	53		
		Leuctridae	52.7	Gammaridae	50.4	Llan-Aluvial	IV
		Libellulidae	52.6	Hydrobiidae	48.8		
		Glossosomatidae	52.4	Dryopidae	47.3		
		Planorbidae	51.9	Thiaridae	46.9		
		Nepidae	50.8	Cambaridae	43.6		
		Haliplidae	49.6	Stratiomyidae	43.2		
		Notonectidae	47.9	Dolichopodidae	41.7		
		Anthomyidae	45.4	Ephydridae	40.4		
		Psychomyidae	44.3	Nepidae	39.4		
		Leptoceridae	36.1	Culicidae	37.2		
		Dolichopodidae	35.4	Noteridae	27.2		
		Hydrochidae	24.1	Neritidae	18.2		

ecotipo de cabeceras calcáreas, aparecen como taxones de manera más significativa algunos odonatos, coleópteros, algunos tricópteros y algún plecóptero como los leúctridos, pérlidos y perlódidos, entre otros.

Las comunidades propias de los tramos medios-bajo de ríos medianos silíceos están formadas por limnaeidos y oligoneuriellidos, mientras que cuando la cuenca es calcárea, aparecen los astácidos, caénidos, erpobdélidos, hidropsíquidos, así como algunos heterópteros y moluscos.

En los tramos medios-bajos de ríos grandes calcáreos, organismos propios de estos hábitats aparecen como significativos, como podrían ser los atíidos, nerítidos, oligoneuriellidos, potamántidos o los prosopistomátidos. En cambio en los sistemas tipo ramblas abundan de manera significativa los odonatos, coleópteros, heterópteros, tiáridos, propios de hábitats leníticos.

En los ríos de carácter temporal son abundantes algunas familias de coleópteros como los hydraénidos o los hydróbidos, juntamente con los limnefílidos del género *Mesophylax* sp., con adaptaciones de ciclo de vida propias de estos ambientes (Bouvet, 1974). Por otro lado, en la presencia de zonas karstificadas, que poseen pozas durante alguna época del año, los coleópteros y heterópteros también son significativos, juntamente con algunos tricópteros, tales como los psicómidos.

DISCUSIÓN

Muchas son las metodologías que tradicionalmente se han utilizado en la clasificación de los ríos, basándose en parámetros físicos y/o incluyendo otros más biológicos (Naiman *et al.*, 1992). Para estos últimos casos, se han utilizado los peces (McCormick *et al.*, 2000; Oswood *et al.*, 2000), los macroinvertebrados (Wright *et al.*, 1984; Moss *et al.*, 1987; Rabeni & Doisy, 2000), las algas (Pan *et al.*, 2000) o la vegetación de ribera (por ejemplo Baker, 1989). Además, en Estados Unidos (Hawkins *et al.*, 2000) y también en algunos países europeos (Sandin & Johnson, 2000), el uso de la ecore-

giones basadas en parámetros más terrestres han sido utilizadas, para conocer su utilidad para la clasificación de los sistemas fluviales (resumen en Hawkins *et al.*, 2000). No obstante, la mayoría de estos estudios, sugieren que para mejorar la clasificación, distintos factores locales de cada tramo deberían ser incluidos (Resh *et al.*, 1995; Hawkins & Norris, 2000; Sandin & Johnson, 2000), ya que a pesar de la relación existente entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, los primeros no reflejan exactamente la variabilidad de los segundos. Estas ideas, han ido derivando hasta el punto de la necesidad de establecer dentro de cada ecoregión (Gerritsen *et al.*, 2000; Hawkins *et al.*, 2000), ecotipos que incluyan toda la variabilidad, basado en factores locales. Esta es la idea que también utiliza la Directiva Marco del Agua para clasificar los sistemas fluviales (D.O.C.E., 2000).

Cabe destacar que, así como la ecoregión usada para la clasificación comprende un área grande y por tanto posee unos límites (Van Sickle & Hughes, 2000; Feminella, 2000), el uso de ecotipos no posee estas características ya que están basados en las propiedades físicas y geomorfológicas de un tramo de ríos concreto, propiedades que pueden cambiar aguas abajo. Ello supone que el uso de estos factores más locales, implique una mejor clasificación de los ríos y por tanto de las comunidades, que no las basadas en ecoregiones (Gerritsen *et al.*, 2000; Hawkins & Norris, 2000; Sandin & Johnson, 2000).

El uso de la tipología de los ríos, es un paso previo a la determinación del estado ecológico (Barbour *et al.*, 1996; Hawkins *et al.*, 2000; Van Sickle & Hughes, 2000), ya que es de suponer *a priori* que las características naturales (en ausencia de contaminación) pueden variar entre distintos tipos de ríos (Hawkins & Norris, 2000; Oswood *et al.*, 2000), debido a su diferentes parámetros físicos y geomorfológicos (altitud, posición que ocupan dentro de la cuenca, geología,...). Ello por lo tanto, puede tener implicaciones en los índices biológicos, cuyos rangos deberían ser distintos en función del ecotipo, puesto que las comunidades tipo son distintas.

Un hecho importante a tener en cuenta, es que al tipificar los ríos en un número determinado de grupos, se requiere (y así lo especifica la DMA) un número mínimo de estaciones de referencia por tipo (Chovarec *et al.*, 2000, Hawkins *et al.*, 2000; Moog & Wimmer, 1990), para poder establecer los rangos de calidad para cada tipo, o bien el máximo potencial ecológico, puesto que para algunos ecotipos, obtener estaciones de referencia estrictas (sin alteraciones antrópicas) puede ser difícil o imposible. El número de ecotipos que se deben establecer, debería pues tener un sentido ecológico, pero a la vez contener un número mínimo de estaciones de referencia. Es por ello que en nuestro estudio se ha descartado el uso del Sistema A para la tipificación, puesto que 16 grupos son demasiados para cumplir ambas condiciones. En cambio los 6 grupos obtenidos por el Sistema B, permiten diferenciar suficientemente los tipos de ríos y establecer programas de estudio y seguimiento viables desde todos los puntos de vista. A pesar de ello, la DMA propone que en caso de que se utilice el Sistema B, para éste se debe lograr, por lo menos, el mismo grado de discriminación que se lograría con el Sistema A, es decir 16 grupos. Ello parece excesivo dado que se deben cumplir también las dos condiciones comentadas. En un estudio previo sobre la tipología de los ríos peninsulares según el Sistema A de la DMA, Marchamalo & García de Jalón (2000) obtuvieron 35 tipos distintos. A pesar de que hay que destacar que para este estudio se utilizaron 4 tipos de geología en lugar de los 3 que propone la DMA, el elevado número de grupos resultantes indicaría que el Sistema A supondría una complicación excesiva de la gestión sin ninguna base ecológica. Es importante establecer un número óptimo de ecotipos para con ello conseguir una buena clasificación, cuyo objetivo debe estar encaminado a la obtención del estado ecológico de manera fiable (Reynoldson *et al.*, 1997). Así, una correcta clasificación permitirá reducir la probabilidad de cometer un error tipo I (detectar perturbación cuando ésta no existe) y tipo II (no detectar perturbación cuando ésta existe) (Hawkins *et al.*, 2000).

Las variables usadas en este estudio para la tipificación con el Sistema B, son la mayoría de las propuestas en la DMA, y aquellas que se podían calcular con facilidad con los datos que se disponían. Es importante, que los factores que se usen cumplan dos condiciones: que no estén afectados por la actividad humana, y que sean capaces de diferenciar distintos grupos de localidades (Munné & Prat, 1999, 2000; Gerritsen *et al.*, 2000). La elevada variabilidad geomorfológica y física de los ríos muestreados supone que en algunos casos unas variables sean más importantes para discriminar unos grupos que otras (Pan *et al.*, 2000), tal y como se observa en la figura 2.

Un factor importante a tener en cuenta al tratar los datos mediante esta metodología es el error de mala clasificación, que en nuestro caso podría corresponder a aquellas estaciones englobadas en un ecotipo pero con características de otros. Este error en la clasificación podría ser debido, principalmente a dos factores: los análisis estadísticos y la base de datos original. El método K-means crea grupos de estaciones maximizando las distancias entre ellos, lo que a la práctica puede inducir errores en la clasificación. Por otro lado, la calidad de la base de datos con la que se ha realizado el análisis también puede influir. En nuestro caso, se han utilizado un número de variables incompleto (si comparamos por ejemplo con el trabajo en el Ebro de Munné & Prat, 1999; 2000), y en algunos casos los valores de cada variable son de tipo cualitativo, lo que indica una menor precisión. Además, ciertas variables que podrían ser de interés para indicar la temporalidad de las estaciones, por ejemplo, no fue posible incluirlas debido a que no están disponibles. Es por ello que, siguiendo la experiencia de los componentes del grupo, se establecieron 3 ecotipos nuevos con propiedades hidrológicas, geomorfológicas y biológicas características: ríos temporales, ríos que nacen en un karst y ríos de la llanura aluvial. Se trata pues, de un ensayo de tipología, que se pretende mejorar en la segunda fase del Proyecto, ampliando la base de datos original incluyendo nuevas variables y precisando las existentes.

El Sistema B con las modificaciones realizadas presenta una coherencia ecológica con la biología de las comunidades características de cada ecotipo al usar el análisis IndVal. Así por ejemplo, las comunidades de cabecera, están formadas por plecópteros y tricópteros, mientras que en las ramblas, el hábitat lenítico propio de estas zonas permite una gran proliferación de odonatos, heterópteros y coleópteros (Vidal-Abarca, 1990; Moreno *et al.*, 1996; 1997; Vidal-Abarca *et al.*, 1996). En los tramos bajos de ríos medianos o en los de ríos grandes las comunidades tipo son menos diversas que en las cabeceras, debido quizás, a sus características geomorfológicas y también a las actividades humanas que suponen una mayor abundancia de aquellos taxones más generalistas, como los quironómidos y baétidos. A pesar de ello, encontramos organismos interesantes de destacar por su poca ocurrencia como los potamántidos, prosopistómidos, atíidos o nerítidos; juntamente con dugésidos, caénidos, hydropsíchidos,... o los heptagénidos que debido a su sensibilidad a la contaminación solamente se encontrarán en aquellas estaciones de buena calidad. Así pues a pesar de las limitaciones de este ensayo tipológico, los ecotipos obtenidos reflejan de forma bastante clara la diversidad de ríos dentro de la zona mediterránea.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado mediante la financiación de los proyectos HID98-0323-C05 y REN2001-3438-C07 del Ministerio de Ciencia y Tecnología y PLP/10/FS/97 de la Fundación Séneca de la CARM. Nuestro especial agradecimiento al Área de Coordinación y Aplicaciones Tecnológicas de la D.G.O.H. del Ministerio de Medio Ambiente, al Área de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona, a la Delegación de Granada de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y a la Agencia Catalana del Aigua por su apoyo.

BIBLIOGRAFÍA

- ABELL, R. A., D. M. OLSON, E. DINERSTEIN, P.T. HURTLEY, J. T. DIGGS, W. EICHBAUM, S. WALTERS, W. WETTENGEL, T. ALLNUTT, C. J. LOUCKS & P. HEDAO. 2000. *Freshwater eco-regions of North America. A conservation assessment*. Washington, DC: Island Press.
- BAILEY, R. G. 1996. *Ecosystem geography*. New York: Springer-Verlag.
- BAKER, W. L. 1989. Classification of the riparian vegetation of the montane and subalpine zones in western Colorado. *Great Basin Naturalist*, 9: 214-228.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, G. E. GRIF-FITH, R. FRYDENBORG, E. McCARRON, J. S. WHITE & M. L. BASTIAN. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15: 185-211.
- BONADA, N., N. PRAT, A. MUNNÉ, M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, A. MELLADO, G. MOYÁ, I. PARDO, S. ROBLES, G. RAMÓN, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21: 99-114.
- BOUVET, Y. 1974. Ecologie et reproduction chez les Trichoptères cavernicoles du groupe de Stenophylax (Limnephilidae, Stenophylacini). *Proc. of the First Int. Symp. on Trichoptera*: 105-109.
- CHOVAREC, A., P. JÄGER, M. JUNGWIRTH, V. KOLLER-KREIMEL, O. MOOG, S. MUHAR & ST. SCHMUTZ. 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 422/423: 445-452.
- D.O.C.E. 2000. *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*. D.O.C.E. L 327 de 22.12.00. 69 pp.
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.

- FEMINELLA, J.W. 2000. Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 442-461.
- FRISSELL, C. A., W.J. LISS, C. E. WARREN & M. D. HURLEY. 1986. A hierarchical framework for stream classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10: 199-214.
- GERRITSEN, J., M. T. BARBOUR & K. KING. 2000. Apples, oranges and ecoregions: on determining pattern in aquatic assemblages. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 497-500.
- HAWKINS, C. P. & R. H. NORRIS. 2000. Performance of different landscape classifications for aquatic bioassessments: introduction to the series. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 367-369.
- HAWKINS, C. P. & M. R. VINSON. 2000. Weak correspondence between landscape classifications and stream invertebrate assemblages: implications for bioassessment. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 501-517.
- HAWKINS, C. P., R. H. NORRIS, J. GERRITSEN, R. M. HUGHES, S. K. JACKSON, R. K. JOHNSON & R. J. STEVENSON. 2000. Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 541-556.
- HOCUTT, C. H. & E. O. WILEY. 1986. *The zoogeography of North American freshwater fishes*. New York: John Wiley and Sons.
- HURTADO, I., R. GÓMEZ, M. L. SUÁREZ & M. R. VIDAL-ABARCA. 2001. Typology and environmental characterization of ephemeral streams ("ramblas") of southeastern Spain. *Libro de resúmenes del Symposium for European Freshwater Sciences: SEFS-2*, Toulouse, Francia: 74.
- HYNES, H. B. N. 1975. Edgardo Baldi memorial lecture: the stream and its valley. *Verh. Internat. Verein. Theor. Ange. Limnol.*, 19: 1-15.
- ILLIES, J. 1961. Versuch einer allgemein biozonotischen Gliederung der Fließgewässer. *Verh. Internat. Verein. Theor. Ange. Limnol.*, 13: 834-844.
- ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Internat. Verein. Theor. Ange. Limnol.*, 12: 1-57.
- ILLIES, J. 1978. *Limnofauna europaea*. Amsterdam: Swets & Zeitlinger B. V.
- MARCHAMALO, M. & D. GARCÍA DE JALÓN. 2000. Clasificación ecotipológica de los ríos españoles peninsulares según la Directiva Marco de Política de Agua Europea. *Libro de resúmenes del X Congreso de la Asociación Española de Limnología y II Congreso Ibérico de Limnología*, Valencia, España: 244.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega.
- MCCORMICK, F. H., D. V. PECK & D. P. LARSEN. 2000. Comparison of geographic classification schemes for Mid-Atlantic stream fish assemblages. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 385-404.
- MOOG, O. & R. WIMMER. 1990. Grundlagen zur typologische Charakteristik österreichischer Fließgewässer. *Wasser Abwasser*, 34: 55-211.
- MORENO, J. L., M.L. SUÁREZ & M. R. VIDAL-ABARCA. 1996. Valor ecológico de las ramblas como ecosistemas acuáticos singulares. *RSEHN Tomo extraordinario. 125 Aniversario*: 411-415.
- MORENO, J. L., M. L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ABARCA & J. VELASCO. 1997. Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams ("ramblas") of south-eastern Spain. *Arch. für Hydrobiol.* 141: 93-107.
- MOSS, D., M. T. FURSE, J. F. WRIGTH & P. D. ARMITAGE. 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in great Britain using environmental data. *Freshwat. Biol.*, 17: 41-52.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT. 1999. *Regionalización de la cuenca del Ebro para el establecimiento de los objetivos del estado ecológico de sus ríos*. Confederación Hidrográfica del Ebro (Oficina de Planificación Hidrológica). Zaragoza. 186 pp.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2000. Delimitación de regiones ecológicas para el establecimiento de tipos de referencia y umbrales de calidad biológica. *Actas del Segundo Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua, Oporto, Portugal*.
- MUNNÉ, A., C. SOLÀ & N. PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- MUNNÉ, A., N. PRAT, C. SOLÀ, N. BONADA & M. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams. QBR index. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 13: 147-164.

- NAIMAN, R. J., D.G. LONZARICH, T. J. BEECHE & S.C. RALPH. 1992. General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers. In: *River Conservation and Management*. P. J. Boon & G. E. Petts (eds.): 93-123. John Wiley & Sons Ltd, England.
- NAIMAN, R. J., S. R. ELLIOT, J. M. HELFIELD & T. C. O'KEEFE. 2000. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia*, 410: 79-86
- NORRIS, R. H. 1995. Biological monitoring: the dilemma of data analysis. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 14: 440-450.
- 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 framework for managing ecosystems. *George Wriqth Forum* 12: 35-50.
- OSWOOD, M. W., J.B. REYNOLDS, J. G. IRONS III & A. M. MILNER. 2000. Distributions of freshwater fishes in ecoregions and hydroregions of Alaska. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 405-418.
- PAN, Y., R. J. STEVENSON, B. H. HILL & A.T. HERLIHY. 2000. Ecoregions and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 518-540.
- RABENI, C. F. & K. E. DOISY. 2000. Correspondence of stream benthic invertebrate assemblages to regional classification schemes in Missouri. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 419-428.
- RESH, V. H., R. H. NORRIS & M. T. BARBOUR. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Aust. J. Ecol.*, 20: 108-121.
- REYNOLDSON, T. B., R. C. BAILEY, K. E. DAY & R. H. NORRIS. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Austral. J. Ecol.*, 20: 198-219.
- REYNOLDSON, T. B., R. H. NORRIS, V. H. RESH, K. E. DAY & D. M. ROSENBERG. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16: 833-852.
- SANDIN, L. & R. K. JOHNSON. 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 462-474.
- SIMPSON, J. C., R. H. NORRIS, L. BARMUTA & P. BLACKMAN. 1997. *Australian River Assessment System. National River Health Program predictive model manual*. Belconnen, ACT, Australia: Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, University of Canberra (<http://ausrivis.camberra.edu.au/ausrivis/manual>).
- SUÁREZ, M. L., M. R. VIDAL-ABARCA, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, A. MUNNÉ, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, M. J. SALINAS, M. TORO & S. VIVAS. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: El uso del índice QBR. *Limnetica*, 21: 135-148.
- TER BRAAK, J.F. 1988. "CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1).
- TORO, M., S. ROBLES, J. AVILÉS, C. NUÑO, S. VIVAS, N. BONADA, N. PRAT, J. ALBA-TERCEDOR, J. CASAS, C. GUERRERO, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, J. L. MORENO, G. MOYÁ, G. RAMON, M. L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ABARCA, M. ÁLVAREZ & I. PARDO. 2002. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21: 63-75.
- VAN SICKLE, J. & R.M. HUGHES. 2000. Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 370-384.
- VIDAL-ABARCA, M. R. 1990. Los ríos de las cuencas áridas y semiáridas: Una perspectiva ecológica comparativa y de síntesis. *Scientia gerundensis*, 16: 219-228.
- VIDAL-ABARCA, M. R., C. MONTES, M. L. SUÁREZ & L. RAMÍREZ-DÍAZ. 1990. Sectorización ecológica de cuencas fluviales: Aplicación a la Cuenca del Río Segura (SE. de España). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 10: 149-182.
- VIDAL-ABARCA, M. R., M. L. SUÁREZ & L. RAMÍREZ-DÍAZ. 1996. Tipo: Ramblas/Wadis. En: *Management of mediterranean wetlands. III. Case studies 2. Proyecto MEDWET*. C. Morillo & J.L. González (eds.): 17-38. Unión Europea. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

- WARREN, C. E. 1979. *Toward classification and rationale for watershed management and stream protection*. Report No. EPA-600/3-79-059. Corvallis, Oregon: United States Environmental Protection Agency.
- WARRY, N. D. & M. HANAU. 1993. The use of terrestrial ecoregions as a regional-scale screen for selecting representative references sites for water quality monitoring. *Environmental Management*, 17: 267-276.
- WRIGTH, J. F., D. MOSS, P. D. ARMITAGE & M. T. FURSE. 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwat. Biol.*, 14: 221-256.
- WRIGTH, J. F., M. T. FURSE & P. D. ARMITAGE. 1993. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control*, 3: 15-25.

Anexo 1. Clasificación de las estaciones del proyecto GUADALMED según el sistema A de la DMA. Se diferencian las estaciones de referencia según el criterio de los expertos. *Classification of the GUADALMED project sampling sites according to WFD System A. Reference localities were selected on the basis of expert judgment are segregated from the non-reference ones.*

Sistema A	Referencia	No Referencia	Sistema A	Referencia	No Referencia
Alto, Grande, Calcáreo		JU9 TU3 TU7	Altura media, Pequeño, Calcáreo	AG2-R B24-R GU3-R L44-R L45-R SE8-R	B12 B22 B25 B28 B30 GU9 P010 P06 SE11 S02 S07
Alto, Mediano, Calcáreo	JU1-R JU2-R JU8-R SE1-R SE2-R TU2-R TU6-R	JU17 MI1 MI10 MI12 MI3 MI7 TU14			
Alto, Mediano, Silíceo		AL3	Altura media, Pequeño, Silíceo	AD3-R AD4-R AG7-R B32-R B35-R B7a-R B7-R	AL10 AL 11 AL 12 AL14 AL15 AL4 AL5 B17a GU13 GU16 GU8
Alto, Pequeño, Calcáreo	GU2-R JU6-R JU7-R L56-R SE3-R TU1-R TU4-R	SE4 TU5			
Alto, Pequeño, Silíceo	AD5-R AL6-R AL7-R GU14-R GU15-R GU1-R GU5-R GU6-R	AL1 AL2 AL8 GU11 GU12	Tierras bajas, Grande, Calcáreo	TU11-R	JU16 L101 L102 L90 L94 MI6
Altura media, Grande, Calcáreo	JU11-R JU5-R MI4-R TU10-R TU9-R	JU10 JU19 JU3 JU4 L38 MI11 MI5 SE6 TU13 TU8	Tierras bajas, Mediano, Calcáreo	GU10-R	AG6 AL17 AL18
Altura media, Mediano, Calcáreo	AG1-R L60a-R L61-R MI8-R MI9-R SE 10-R SE 16-R SE17-R SE 18-R SE5-R SE9-R TU12-R	AD2 GU4 JU15 L42 L54 L60c L64a L68 SE7	Tierras bajas, Mediano, Silíceo		AD1 AG8 B16 B4
			Tierras bajas, Muy grande, Calcáreo		JU13 JU14 JU18
Altura media, Mediano, Silíceo	GU7-R	AL13 AL16 AL9 B10	Tierras bajas, Pequeño, Calcáreo	P01-R P07-R P08-R P09-R SE12-R SE14-R	AG3 AG4 AG5 P0 11 P02 P03 P05 SE13 SE15 S01 S04 S05 S06 S03
Altura media, Muy grande, Calcáreo		JU12			

Anexo 2. Clasificación de las estaciones del proyecto GUADALMED según el Sistema B obtenidas con el K-means. *Classification of the sampling sites in project GUADALMED according to WFD System B, obtained using a K-means analysis.*

Cabeceras		Tramos medios Bajos		Ríos grandes	Ramblas
Sil/Cab	Calc/Cab	Sil/MB	Calc/MB	Cal/GB	Sedim
AD5-R	B24-R	AD1	AD2	JU10	AG1-R
AL1	GU2-R	AD3-R	B12	JU11-R	AG2-R
AL10	JU17	AD4-R	B22	JU12	AG3
AL11	JU1-R	AG7-R	B25	JU13	AG4
AL5	JU6-R	AL12	B28	JU14	AG5
AL6-R	JU7-R	AL13	B30	JU18	AG6
AL7-R	JU8-R	AL14	GU3-R	JU3	AG8
AL8	L44-R	AL15	GU4	JU4	SE11
B32-R	L45-R	AL16	JU15	JU9	SE12-R
B35-R	L56-R	AL17	JU16	TU11-R	SE13
B7a-R	MI1	AL18	JU19	TU13	SE14-R
B7-R	MI10	AL2	JU2-R	TU8	SE15
GU11	MI12	AL3	JU5-R		SE17-R
GU12	MI3	AL4	L101		SE7
GU13	MI7	AL9	L102		SE8-R
GU14-R	MI8-R	B10	L38		SE9-R
GU15-R	PO10	B15	L42		
GU1 -R	PO1 -R	B16	L54		
GU5-R	PO2	B17a	L60a-R		
GU6-R	PO5	B4	L60c		
	PO6	GU10-R	L61-R		
	PO7-R	GU16	L64a		
	PO8-R	GU7-R	L68		
	SE1-R	GU8	L90		
	SE2-R	GU9	L94		
	SE3-R		MI11		
	SE4		MI4-R		
	SO1		MI5		
	SO2		MI6		
	SO3		MI9-R		
	SO4		PO11		
	SO6		PO3		
	SO7		PO9-R		
	TU12-R		SE10-R		
	TU14		SE16-R		
	TU1-R		SE18-R		
	TU2-R		SE5-R		
	TU3		SE6		
	TU4-R		SO5		
	TU5		TU10-R		
	TU6-R		TU7		
			TU9-R		

Anexo 3. Tipología provisional de las estaciones del proyecto GUADALMED derivada del análisis estadístico K-means y de las correcciones introducidas por el panel de expertos. *Preliminary typology of the GUADALMED project localities derived from a K-means analysis and input from the expert panel.*

Cabeceras		Tramos medios Bajos		Ríos grandes	Llanura	Temporales	Karst	Ramblas
Sil/Cab	Cal/Cab	Sil/MB	Cal/MB	Cal/GB	Aluvial			Sedim
AD5-R	B30	AD1	AD2	JU10	JU14	B24R	AL6-R	AG3
AL1	GU2-R	AD3-R	B12	JU11-R	JU18	B7a-R	AL7-R	AG4
AL10	JU17	AD4-R	B22	JU12		B7-R	AG7-R	AG5
AL11	JU1-R	AL12	B25	JU13		MI1	AG1-R	AG6
AL5	JU6-R	AL13	B28	JU3		PO10	AG2-R	AG8
AL8	JU7-R	AL14	GU3-R	JU4		PO5	PO9-R	SE11
B32-R	JU8-R	AL15	GU4	JU9		PO6	PO11	SE12-R
B35-R	L44-R	AL16	JU15	TU11-R		SE4	L45R	SE13
GU11	L56-R	AL17	JU16			SO1	PO1-R	SE14-R
GU12	MI10	AL18	JU19			SO2	PO7-R	SE15
GU13	MI12	AL2	JU2-R			SO3	PO8-R	SE17-R
GU14-R	MI7	AL3	JU5-R			SO4		SE7
GU15-R	MI8-R	AL4	L101			SO6		SE8-R
GU1-R	SE1-R	AL9	L102			SO7		SE9-R
GU5-R	SE2-R	B10	L38			TU12-R		
GU6-R	SE3-R	B15	L42					
	TU14	B16	L54					
	TU1-R	B17a	L60a-R					
	TU4-R	B4	L60c					
	TU5	GU10-R	L61-R					
	TU6-R	GU16	L64a					
		GU7-R	L68					
		GU8	L90					
		GU9	L94					
			MI11					
			MI3					
			MI4-R					
			MI5					
			MI6					
			MI9-R					
			PO2					
			PO3					
			SE10-R					
			SE16-R					
			SE18-R					
			SE5-R					
			SE6					
			SO5					
			TU10-R					
			TU13					
			TU2-R					
			TU3					
			TU7					
			TU8					
			TU9-R					